

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

**ECOLOGIA DA JAGUATIRICA, *LEOPARDUS PARDALIS*
(LINNAEUS, 1758), NA CAATINGA DO PIAUÍ.**

Gabriel Penido de Oliveira

Orientador: Prof. Dr. Jader Marinho Filho

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

Brasília, fevereiro de 2012

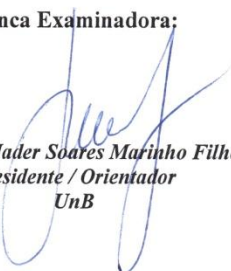
Dissertação de Mestrado

GABRIEL PENIDO DE OLIVEIRA

Título:


“Ecologia da Jaguatirica, *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758), na Caatinga do Piauí”.

Banca Examinadora:


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


Prof. Dra. Ludmilla Moura de Souza Aguiar
Membro Titular
ZOO/UnB


Prof. Dr. Flávio Henrique Guimarães Rodrigues
Membro Titular
ICB/UFMG


Prof. Dr. Miguel Marini
Membro Suplente
UnB

Brasília, 28 de fevereiro de 2012.

Agradecimentos

Esta dissertação é o resultado do esforço não apenas meu, mas também de várias outras pessoas que estiveram ao meu lado e me auxiliaram em diversas etapas do trabalho. Ocuparia o tamanho de outra dissertação se eu fosse incluir o nome e a importância de cada um neste espaço, portanto gostaria de agradecer especialmente a aquelas que me ajudaram direta e continuamente durante este curto, porém proveitoso tempo.

Ao meu Orientador, Prof. Dr. Jader Marinho Filho, que me ajudou a crescer como pesquisador. Pela orientação cedida, desde a primeira versão do projeto de pesquisa, a qual foi inteiramente riscada e criticada, até a versão final desta dissertação (com poucos riscos). À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado. Aos professores, Dra Ludmilla Moura de Souza Aguiar, Dr. Flávio Henrique Guimarães Rodrigues e Dr. Miguel Ângelo Marini, por aceitarem compor a banca examinadora deste trabalho.

Ao Samuel Astete por ter paciência e dedicação para me ensinar toda a base da pesquisa com felinos silvestres e dos métodos de análise de captura-recaptura. Pela ajuda constante durante o decorrer do projeto em cada etapa de análise. Pelo auxílio incomensurável durante as atividades de campo e pela companhia durante todo o mestrado. Ao Raymundo Sá Neto pela disposição em ajudar na estatística tão logo uma dúvida surgisse, mesmo que levasse um dia inteiro para resolver.

Aos colegas do Mestrado e da UnB, Dannyel, Nataly, Aelton, Regina, Klécia, Lucas e Dênis que estiveram presente sempre, tanto na UnB, quanto nos almoços de domingo animando e garantindo que a adaptação em Brasília fosse mais fácil. Aos colegas de laboratório: Ana, Dênis, Clarisse, Xexa, Danilo, Raymundo, Samuel, Ingrid e Leonardo, pela companhia pela ajuda, sempre prestada quando solicitada. E claro, pela turma da noite, Fred, Angelita, Raymundo e Samuel, que me apresentaram a cada dia um novo bar em Brasília.

Agradeço a Camila, minha companheira, presente em todas as etapas da elaboração deste trabalho, incentivando e vigiando para que a procrastinação não dominasse este autor TDAH. A minha família em Belo Horizonte, minha mãe, meu pai, meu irmão, Phillipe, Guilherme, Cupim e Lânio.

E por fim, agradeço a todos que se sentirem agradecidos.

Sumário

Agradecimentos	i
Sumário	ii
Sumário de Figuras	iii
Sumário de Tabelas	iv
Resumo	v
Abstract	vi
Introdução Geral	1
A Jaguaririca	1
A Caatinga.....	4
O Parque Nacional da Serra da Capivara.....	7
Armadilhas Fotográficas em Estudos Ecológicos	9
Justificativa	11
Objetivos	12
Capítulo 1. Abundância e densidade populacional da jaguaririca (<i>Leopardus pardalis</i>) no semiárido da caatinga, nordeste do Brasil.	13
Introdução.....	13
Material e Métodos.....	16
Resultados.....	22
Discussão	24
Capítulo 2. Padrão de atividade, área de vida mínima e razão sexual da jaguaririca (<i>Leopardus pardalis</i>) na caatinga do Piauí, semiárido brasileiro.	31
Introdução.....	31
Material e Métodos.....	34
Resultados.....	37
Discussão	39
Capítulo 3. Sucesso de captura da jaguaririca e sua relação com a fauna no Parque Nacional da Serra da Capivara.	43
Introdução.....	43
Material e Métodos.....	46
Resultados.....	48
Discussão	50
Epílogo	54
Referências Bibliográficas	56

Sumário de Figuras

Figura 01. Jaguaritica (<i>Leopardus pardalis</i>), destacando o padrão característico de faixas longitudinais.....	2
Figura 02. Distribuição da Jaguaritica (<i>Leopardus pardalis</i>), ocorrendo desde os Estados Unidos até o norte da Argentina (extraído de Oliveira e Cassaro, 2005).....	2
Figura 03. Jaguaritica (<i>Leopardus pardalis</i>) com filhote, no Parque Nacional da Serra da Capivara, Piauí, Brasil.....	3
Figura 04. Localização da Caatinga no território brasileiro.	5
Figura 05. Vegetação no período seco, com predomínio de troncos brancos, que dão a origem do nome “Caatinga” - Floresta branca em Tupi-guarani.....	6
Figura 06. Localização do Parque Nacional da Serra da Capivara na Caatinga do Piauí.....	8
Figura 07. Poço artificial construído no interior do Parque Nacional da Serra da Capivara.	8
Figura 08. Exemplo de pintura rupestre localizada no Parque Nacional da Serra da Capivara.	9
Figura 09. Parque Nacional da Serra da Capivara com localização das estações de captura.	17
Figura 10. Exemplo de uma estação de captura, composta por duas armadilhas fotográficas posicionadas em ambos os lados da estrada.	18
Figura 11. Registro em duas ocasiões do mesmo indivíduo, evidenciando seu padrão único de marcas.	19
Figura 12. Parque Nacional da Serra da Capivara com os dois diferentes <i>buffers</i> aplicados (ver texto para maiores detalhes).	23
Figura 13. Variação na vegetação entre o período chuvoso (novembro - direita) e seco (setembro - esquerda) na mesma estação de captura.	26
Figura 14. Localização das estações de captura instaladas em 2007, que foram utilizadas para a obtenção de dados para o padrão de atividade da jaguatirica.....	35
Figura 15. Registro fotográfico com marcação do horário da captura.....	35
Figura 16. Indivíduo macho a esquerda e fêmea a direita. Foto destaca a presença/ausência do escroto.....	36
Figura 17. Padrão de atividade registrado para a jaguatirica no PNSC. Linha indica média entre os horários consecutivos.....	37

Sumário de Tabelas

Tabela 01. População de jaguatirica estimada pelo modelo Mth e a densidade calculada para cada metodologia utilizada para estimar o valor do buffer.	22
Tabela 02. Densidade de jaguatirica estimada em diferentes estudos que empregaram armadilhas fotográficas e métodos de captura-recaptura	28
Tabela 03. Indivíduos registrados em mais de três câmeras, utilizados para o cálculo do MCP.	38
Tabela 04. Média do sucesso de captura das diferentes espécies amostradas no Parque Nacional da Serra da Capivara nas 58 estações de captura.	48
Tabela 05. Correlação de Spearman (R_s) e Gama (R_y) entre o sucesso de captura da jaguatirica com as diferentes espécies amostradas.	49

Resumo

A Jaguatirica (*Leopardus pardalis*), a maior espécie deste gênero, possui uma ampla distribuição no continente americano, no entanto, como outras espécies de felinos silvestres, é uma espécie críptica e com hábitos noturnos, o que dificulta sua observação na natureza. Recentemente, a aplicação de armadilhas fotográficas para a coleta de dados de animais crípticos, como a jaguatirica, tem se mostrado uma técnica eficiente. Com o acúmulo de dados sobre os padrões ecológicos e populacionais da jaguatirica, foi detectada a grande plasticidade que esta espécie apresenta em diferentes condições e contextos ambientais. Devido a esta variação, o estado de conservação da jaguatirica em regiões onde ela ocorre nas quais não existem dados sobre sua ecologia, pode ser equivocado. Este estudo amostrou, através de armadilhas fotográficas, e analisou dados sobre aspectos ecológicos (área de vida, razão sexual, padrão de atividade e relação com outras espécies competidoras, predadoras e presas) e populacionais (abundância e densidade) da jaguatirica no Parque Nacional da Serra da Capivara inserido no domínio da Caatinga, uma região onde não existem dados sobre a ecologia desta espécie. Entre 1º de setembro de 2009 e 19 de janeiro de 2010, foram instaladas 70 armadilhas fotográficas no Parque no qual foram coletados os dados para todas as análises com exceção do padrão de atividade, cujos dados foram coletados entre fevereiro e novembro de 2007. A jaguatirica apresentou uma abundância de $58 \pm 4,2$ indivíduos, com densidade entre 2,6 e 4,5 indivíduos por 100 km^2 . Esta é uma estimativa baixa em relação a outros estudos, e pode refletir as condições áridas deste ambiente. A área de vida mínima estimada foi de $27 \pm \text{SD } 13,8 \text{ km}^2$, com alguns indivíduos apresentando valores extremamente altos (73 km^2 , 83 km^2 e 171 km^2), sendo os maiores já registrados para esta espécie. O padrão de atividade, como em outros estudos foi predominantemente noturno, havendo, no entanto, apenas um registro diurno. Isto pode refletir uma estratégia para evitar o calor durante o dia nesta região (chegando a 47°C). A jaguatirica foi influenciada apenas negativamente pela presença da onça-parda, um potencial predador/competidor. Este estudo detectou aspectos novos sobre esta espécie, representando um acréscimo ao conhecimento da ecologia deste predador no vasto semiárido, onde ainda é muito restrito o conhecimento sobre carnívoros.

Abstract

The Ocelot (*Leopardus pardalis*), the largest species of its genera, has a broad distribution in the American continent. Like others wild cats, it is an elusive and nocturne species, which makes data hard to obtain. The use of camera-traps has, recently, become an efficient method to gather data on elusive species. With the growing amount of data on ocelot's ecology, it became clear the plasticity that this species has amongst different ecological and environmental contexts. Since then, it became a mistake to apply the ecological characteristics of the ocelot obtained in one site to another in order to estimate its threatened level. This study applied camera-trapping, to gather data on ecological (home range, sexual ratios, activity patterns and influence of other species) and population (abundance and density) parameters at the Serra da Capivara National Park, inserted in the Caatinga dominium, where there is no data on ocelot's ecology. Between September 1st 2009 and January 19th 2010 140 camera-traps was installed in the park for data collection of all parameters but activity patterns which was collected in between February and November 2007. The population estimated was 58 ± 4.2 individuals with a density ranging from 2.67 to 4.49 individual per 100 km. This is a low estimate that may be reflecting the harsh conditions of this environment. The minimum home range estimated was $27 \pm SD 13,8 \text{ km}^2$ with some individual having extremely high numbers (73 km^2 , 83 km^2 e 171 km^2) the largest for this species. Activity patterns, like others studies was predominantly nocturne, however this study had only one record in daytime. This may be a behavior strategy to avoid the heat of the day in this region (reaching 47°C). The ocelot was only negatively affected by the presence of the cougar, a potential competitor/predator species. This study presents a first overview on the ecology of ocelot in the Caatinga, contributing to the knowledge of the ecological and behavioural variation this species, and possibly, other related species, may exhibit in semi-arid environments.

Introdução geral

A Jaguatirica

A jaguatirica (*Leopardus pardalis*) é, dentre os pequenos gatos pintados do gênero *Leopardus*, a maior espécie (Redford & Eisenberg, 1992). Seu peso varia entre 11 e 16 kg (Murray & Gardner, 1997), sendo as fêmeas menores do que os machos. Possui uma coloração de pelo que varia entre um cinza-amarelado a castanho-ocreáceo (Oliveira & Cassaro, 2005) com inúmeras manchas negras ou rosetas pelo corpo. A característica principal do seu padrão de rosetas é a junção destas em uma faixa longitudinal na lateral do corpo (Figura 1). Estas manchas não se apresentam de forma simétrica em ambos os lados do corpo, e cada padrão é único entre diferentes indivíduos.

Possui uma ampla distribuição (Figura 2), indo desde o sul do Texas, nos Estados Unidos, até o norte da Argentina (Murray & Gardner, 1997). Esta espécie pode ocorrer em ambientes que variam entre florestas úmidas e secas, campos, planícies inundadas e florestas de coníferas (Emmons & Feer, 1997). No Brasil ocorre em todos os estados com exceção provável do Rio Grande do Sul, ocupando as diferentes fitofisionomias do cerrado, caatinga, pantanal e principalmente as florestas tropicais e subtropicais (Oliveira & Cassaro, 2005). Entretanto, apesar da variabilidade de ambientes onde a jaguatirica pode ocorrer, ela não é considerada uma espécie generalista de habitat (Murray & Gardner, 1997). Seus padrões de movimento indicam uma forte associação com ambientes de cobertura vegetal densa, o que sugere um tipo de habitat mais restrito onde ela estaria presente do que o sugerido por sua ampla distribuição (Emmons, 1988; Sunquist, 1992).

Possui um período de gestação que dura entre 70-85 dias tendo de 1 a 4 filhotes por ninhada (Oliveira & Cassaro, 2005). No entanto jaguatiricas selvagens produzem apenas cerca de um filhote a cada dois anos (Emmons, 1988). O filhote pode acompanhar a mãe durante a caça a partir dos quatro meses de vida (Figura 3) e começa a ingerir alimentos sólidos aos oito meses (Laack, 1991; Murray & Gardner, 1997). Atinge independência com um ano de idade e pode viver até cerca de 10 anos na natureza, apesar de jaguatiricas em cativeiro poderem viver até os 20 anos (Murray & Gardner, 1997). Os filhotes permanecem com a mãe até cerca de dois anos, quando dispersam em busca de território próprio (Ludlow & Sunquist, 1987).



Figura 01: Jaguatirica (*Leopardus pardalis*), destacando o padrão característico de faixas longitudinais.



Figura 02: Distribuição da Jaguatirica (*Leopardus pardalis*), ocorrendo desde os Estados Unidos até o norte da Argentina (extraído de Oliveira e Cassaro, 2005).



Figura 03: Jaguatirica (*Leopardus pardalis*) com filhote, no Parque Nacional da Serra da Capivara, Piauí, Brasil.

Dentre as espécies de felinos neotropicais, a jaguatirica possui um considerável número de estudos, tendo uma base de conhecimento amplo, em algumas regiões, sobre seus parâmetros ecológicos tais como: a área de vida (Ludlow & Sunquist, 1987; Crawshaw & Quigley, 1989; Haines, Grassman, et al., 2006; Dillon & Kelly, 2008), padrões de atividade (Crawshaw & Quigley, 1989; Weller & Bennett, 2001; Maffei et al., 2005; Di Bitetti et al., 2006; Kolowski & Alonso, 2010), dieta (Emmons, 1987; Wang, 2002; Martins et al., 2008; Abreu et al., 2008; Pereira, 2009) e densidade populacional (Trolle & Kéry, 2003; Dillon, 2005; Di Bitetti et al., 2008; Maffei & Noss, 2008; Dillon & Kelly, 2008; Fusco-Costa et al., 2010).

Sua área de vida varia bastante dependendo do estudo e região chegando a um mínimo de 1,8 km² em uma floresta tropical no Peru (Emmons, 1988) até 38,8 km² na Mata Atlântica (Crawshaw, 1995). Os machos, geralmente, possuem uma área de vida maior do que a das fêmeas (Murray & Gardner, 1997) podendo ser até 3 ou 4 vezes maiores (Ludlow & Sunquist, 1987). As jaguatiricas são predominantemente crepusculares e noturnas (Emmons, 1988; Laack, 1991) com o grau de atividade diurna variando entre estudos (Di Bitetti et al., 2006) e parecendo aumentar na estação chuvosa e em dias com chuva (Murray & Gardner, 1997). Sua dieta é composta principalmente por pequenos mamíferos, podendo contudo,

consumir aves, répteis e anfíbios em menor quantidade (Emmons, 1987; Murray & Gardner, 1997; Abreu et al., 2008). A maioria de suas presas possui massa corporal menor do que 1 kg, no entanto presas de maior porte, como veados, também podem fazer parte da dieta da jaguatirica em alguns locais, seja por consumo da carcaça (de Villa Meza et al., 2002) ou por ataque e subjugação (Konecny, 1989). Sua densidade populacional varia entre distintos ambientes amostrados e até mesmo no mesmo estudo, devido a diferentes métodos utilizados para a estimativa, variando desde 2,3 indivíduos/100 km² em Belize (Dillon & Kelly, 2007) até 75,2 indivíduos/100 km² na Amazônia peruana (Kolowski & Alonso, 2010). Uma descrição mais detalhada sobre os métodos para a estimativa da densidade e seus pontos fortes e fracos será feita no Capítulo 1 desta dissertação.

A análise dos dados sobre os aspectos ecológicos da jaguatirica em diferentes estudos e regiões demonstrou a grande variabilidade que este animal apresenta em tais aspectos nos diferentes contextos em que se encontra. Desta forma, os estudos em escala local/regional de forma alguma podem ser usados para se generalizar a ecologia da jaguatirica em toda sua área de ocorrência. O conhecimento sobre as adaptações locais em seu comportamento, história de vida e parâmetros populacionais podem ser críticos para a proposição de medidas de conservação em regiões onde esta espécie possa estar em situação de ameaça. Devido à variabilidade da ecologia da jaguatirica, a utilização de dados de regiões distintas para os propósitos de manejo e conservação pode ser uma decisão equivocada e não gerar resultados satisfatórios. A existência de lacunas no conhecimento destes padrões ecológicos em diversas regiões onde a jaguatirica ocorre, pode levar a uma subestimação do real estado de conservação da espécie. Este é o caso da caatinga, bioma numa região semiárida, para o qual simplesmente não existem dados disponíveis sobre a ecologia da jaguatirica.

A Caatinga

O domínio das caatingas possui uma área estimada de 800.000 km² (IBGE, 1985), estendendo-se de 2°54' S a 17°21' S (Figura 4). Ocupa o território de nove estados brasileiros: Ceará e Rio Grande do Norte, a maior parte da Paraíba e Pernambuco, sudeste do Piauí, oeste de Alagoas e Sergipe, região norte e central da Bahia, e uma faixa em Minas Gerais (Prado, 2008) e, segundo Andrade-Lima

(1981), a ilha de Fernando de Noronha, sendo a única região natural brasileira cujos limites estão restritos ao território nacional. Segundo a etimologia, a palavra “caatinga” é de origem Tupi-guarani, significando “floresta branca”, devido ao aspecto da vegetação na estação seca, na qual as folhas das árvores caem, predominando os troncos brancos e brilhosos na paisagem árida (Figura 5) (Prado, 2008). É formada por um mosaico de florestas secas e vegetação arbustiva com enclaves de florestas úmidas montanas e de cerrados (Tabarelli et al., 2004). A caatinga possui, em geral, solos pedregosos e rasos com muitos afloramentos de rochas maciças e sua hidrografia é caracterizada por cursos de água intermitentes sazonais que correm em direção ao mar (Ab`saber, 1974). Seu clima, em comparação com outras regiões brasileiras, é marcado por extremos: possui a maior temperatura média anual (26 a 28°C), maior evapotranspiração potencial (1.550 – 2.000 mm y⁻¹) e menor precipitação (300 – 1.000 mm y⁻¹) (Sampaio, 1995). Ademais, de 50% a 70% da chuva está concentrada em três meses consecutivos (Prado, 2008) e uma das características deste bioma é a completa ausência de chuvas em alguns anos, às vezes em anos consecutivos (NIMER, 1972; Prado, 2008).



Figura 04: Localização da Caatinga no território brasileiro.



Figura 05: Vegetação no período seco, com predomínio de troncos brancos, que dão a origem do nome “Caatinga” - Floresta branca em Tupi-guarani.

As caatingas possuem o menor território protegido do Brasil – apenas 2% se encontram em unidades de conservação (Leal et al., 2008). Sua biota foi inicialmente descrita na literatura como pobre e com pouco endemismo, porém estudos mais recentes indicam que a região possui endemismo muito maior do que inicialmente suposto (Castelletti et al., 2004), possuindo 932 espécies de plantas vasculares, 185 espécies de peixes, 154 espécies de répteis e anfíbios, 348 espécies de aves e 148 espécies de mamíferos (Tabarelli et al., 2004), com endemismo variando desde 3% em aves a 54% para peixes (Leal et al. 2008). Toda a região foi muito modificada pela ação antrópica tendo efeitos como a constante desertificação devido à substituição da vegetação natural por culturas (GARDA, 1996). Ainda assim, a caatinga permanece como um dos ecossistemas menos conhecidos na América do Sul (MMA, 1998). Dentre as áreas prioritárias para a conservação da caatinga, a região do Parque Nacional da Serra da Capivara no estado do Piauí possui uma prioridade extrema (Tabarelli et al., 2004).

O Parque Nacional da Serra da Capivara

O Parque Nacional da Serra da Capivara (PNSC), criado pelo decreto nº 83.548 de 1979, está localizado entre os municípios de São Raimundo Nonato, São João do Piauí e Canto do Buriti, no sudeste do estado do Piauí, possuindo uma área total de 129.953 ha, com o perímetro de 214.235,37 m. (FUMDHAM, 1998) (Figura 6). Ocorrem dois conjuntos florísticos e fisionômicos no PNSC: a formação de caatinga de bacia sedimentar e de terrenos pré-cambrianos (Emperaire, 1989), sendo dividido em oito vegetações diferentes que vão desde formações arbóreas altas até formações arbustivas abertas (Emperaire, 1984). O PNSC é constituído como uma chapada com cerca de 500-600m de altitude, interrompido por alguns vales (Lemos, 2004). Possui uma precipitação média de 644mm. (SMAPR, 1994) e a temperatura média anual de 26°C (Pellerin, 1991), podendo atingir 47°C no início da estação chuvosa em outubro e novembro (FUMDHAM, 1998). Não existem cursos de água permanentes no Parque, porém existem algumas depressões cavadas na rocha pela erosão denominada “caldeirões” que acumulam a água da chuva por períodos de até mesmo anos (FUMDHAM, 1998). O PNSC está sob um manejo artificial da água, que consiste na criação de poços artificiais e manutenção dos caldeirões naturais distribuídos em todas as regiões do parque (Figura 7). Este processo visa aumentar a disponibilidade hídrica no interior do parque. O Parque é considerado Patrimônio Cultural da Humanidade pela UNESCO, pois abriga um dos mais importantes e impressionantes conjuntos de pinturas rupestres pré-históricas das Américas (Figura 8).



Figura 06: Localização do Parque Nacional da Serra da Capivara na Caatinga do Piauí.



Figura 07: Poço artificial construído no interior do Parque Nacional da Serra da Capivara.



Figura 08: Exemplo de pintura rupestre localizada no Parque Nacional da Serra da Capivara.

Armadilhas fotográficas em estudos ecológicos

Foram realizados, recentemente, estudos que identificaram aspectos sobre a comunidade de grandes felinos (*Panthera onca* e *Puma concolor*) e suas presas no PNSC (Wolff, 2001; Astete, 2008; Silveira et al., 2009). Estes estudos utilizaram armadilhas fotográficas para a obtenção de seus dados.

A necessidade de observações de uma espécie, sem perturbá-la, pode estar associada a razões recreativas, estéticas ou ao objetivo de aumentar nosso entendimento científico das populações animais e sua relação com seu ambiente (Kucera & Barret, 2011). Existem vários métodos pelos quais é possível a obtenção de dados sobre uma determinada espécie em seu ambiente natural. A observação direta, em que o pesquisador procura ativamente o animal e registra suas observações pode ser considerada como o mais antigo destes métodos. Porém, além da dificuldade de se observar indivíduos e populações naturais em seu ambiente, especialmente as espécies de mamíferos carnívoros, que são em sua maioria animais crípticos com hábitos noturnos, este método pode perturbar o animal, o que alteraria seu comportamento.

Por isto, em estudos com estes animais, são comumente aplicados métodos indiretos como a procura por pegadas, tocas, rastros e fezes por exemplo. Estes dados indiretos podem ser utilizados para a realização de inventários (quais

espécies ocorrem nesta região), distribuição espacial das espécies (presença/ausência) e até mesmo para estimar a abundância relativa (registros de pegadas, tocas ou fezes por km). Em relação à estimativa de densidade no entanto, estes métodos indiretos como a contagem de pegadas não são precisos (Karanth & Nichols, 1998), sendo aplicados apenas como um índice de abundância (Tomas & Miranda, 2006).

Com o surgimento de armadilhas fotográficas, o aperfeiçoamento do equipamento e o desenvolvimento de novos métodos de análise, uma nova gama de questões sobre as espécies pôde ser dirigida (Kucera & Barret, 2011). Em inventários de mamíferos, por exemplo, as armadilhas fotográficas se mostraram mais efetivas em relação à procura de vestígios e ao censo, apesar do elevado custo inicial (Silveira, 2003). Karanth (1995) aplicou câmeras fotográficas aliadas a métodos de captura-recaptura para estimar a abundância de tigres (*Panthera tigris*) em uma reserva na Índia. A partir disto, muitos estudos passaram a utilizar armadilhas fotográficas para estimar parâmetros ecológicos, populacionais, comportamentais e a distribuição de animais em diversas partes do mundo, com resultados variáveis (por exemplo: Karanth, 1995; Glen & Dickman, 2003; Trolle & Kéry, 2003; Maffei et al., 2004; Hirakawa, 2005; Tomas & Miranda, 2006; Karanth et al., 2006; Srbeek-Araujo & Chiarello, 2007; Ridout & Linkie, 2009; O'Connell et al., 2010; Singh et al., 2010, entre outros).

Recentemente, vários estudos aplicaram armadilhas fotográficas aliadas a métodos de análise apropriados para estimar parâmetros como densidade populacional, padrões de atividade, razão sexual e área de vida da jaguatirica em diferentes biomas (Trolle & Kéry, 2003, 2005; Dillon, 2005; Maffei & Noss, 2008; Davis, 2009; Goulart et al., 2009; Kolowski & Alonso, 2010), gerando resultados que demonstraram a efetividade da aplicação deste método na obtenção de dados sobre esta espécie críptica.

Para evitar ambiguidade na interpretação, nesta dissertação e em estudos com armadilhas fotográficas com análises de captura-recaptura, a palavra “captura” se refere ao registro fotográfico, e não à contenção física de um indivíduo.

Justificativa

A condição de seca pode afetar fortemente as características da biota presente em ambientes áridos (Chesson et al., 2004). Desta forma, e devido à variabilidade que a jaguatirica apresenta em diferentes biomas, os padrões ecológicos deste animal na caatinga podem ser significativamente diferentes dos apresentados em outras regiões. Porém, os padrões ecológicos e a forma que esta espécie responde às condições encontradas neste ambiente semiárido são ainda desconhecidos. Esta lacuna no conhecimento pode gerar falhas na determinação do real estado de conservação da jaguatirica no semiárido brasileiro, não identificando se esta espécie se encontra ameaçada ou se possui populações estáveis na região. Portanto, a estimativa de aspectos ecológicos da jaguatirica em uma Unidade de Conservação como o PNSC pode servir de parâmetro base para a comparação com futuros estudos na caatinga e/ou os já realizados em outros biomas, para melhor caracterizar a ecologia da jaguatirica no semiárido brasileiro e identificar regiões onde esta espécie se apresenta em risco de extinção local.

Objetivos

Este estudo tem o objetivo principal de, utilizando armadilhas fotográficas, estimar aspectos ecológicos da jaguatirica no Parque Nacional da Serra da Capivara, sendo o primeiro estudo sistematizado com jaguatiricas na caatinga. O Capítulo 1 apresenta uma estimativa e análise da abundância e densidade da jaguatirica no PNSC, iniciando assim, uma base para a análise do *status* de conservação desta espécie na caatinga. O Capítulo 2 traz dados sobre a razão sexual, padrão de atividade e área de vida da jaguatirica no PNSC discutindo as prováveis razões para as diferenças e semelhanças aos padrões encontrados em outros biomas. Por fim, o Capítulo 3 mostra uma comparação entre o sucesso de registro de diferentes espécies que podem estar relacionadas com a jaguatirica, como potenciais presas, competidores e predadores.

Assim, este presente estudo especificamente:

- (1) Estima a densidade populacional da jaguatirica no PNSC;
- (2) Identifica a razão sexual da população existente no PNSC;
- (3) Define os padrões de atividade da jaguatirica neste local;
- (4) Calcula a área de vida mínima para esta região e
- (5) Identifica se o sucesso de registro da jaguatirica é influenciado por outras espécies no PNSC.

Capítulo 1:

Abundância e densidade populacional da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) no semiárido da caatinga, nordeste do Brasil.

Introdução

A estimativa da abundância e densidade populacional de espécies em seu habitat natural está no centro da maioria das pesquisas e monitoramentos ecológicos (O'Brien, 2011). Estas estimativas permitem identificar populações pequenas ou com baixa densidade que podem estar em declínio e populações com densidade/taxa de crescimento muito alto (Caughley, 2004) sendo então uma ferramenta importante para a definição dos propósitos de manejo de populações silvestres (Mourão & Magnusson, 1997).

Entretanto, em estudos com a maioria das espécies de animais, raramente é possível realizar o censo completo da população. Desta forma, o desenvolvimento de métodos que utilizam amostras da população estudada para uma estimativa da população real se tornaram necessários para a estimativa da abundância. Um dos primeiros a aplicar métodos de amostras na estimativa de populações foi Pierre Simon Laplace (Cochran, 1978), que utilizou uma abordagem de captura-recaptura para calcular a probabilidade de captura, e assim estimar população humana na França. A utilização deste método em ecologia animal pode ser traçado até Petersen (1896) que reconheceu que a proporção de peixes previamente marcados capturados por pescadores, constituíam uma base para a estimativa da população total, e a Lincoln (1930), que foi o primeiro a aplicar este método para animais selvagens (Chao & Huggins, 2005a). Este modelo, conhecido como Estimador de Lincoln-Petersen (ou Petersen-Lincoln), é hoje o estimador mais simples de captura-recaptura, baseando-se em duas ocasiões de captura:

$$N = (n_1 * n_2) / m_2$$

Onde:

N = População total estimada

n_1 = Número de indivíduos capturados e marcados na primeira ocasião

n_2 = Número de indivíduos capturados na segunda ocasião

m_2 = Número de indivíduos marcados capturados na segunda ocasião

Este estimador depende de quatro pressupostos para sua eficácia: (1) a população deve ser fechada (ausência de nascimentos, mortes, imigração e emigração entre as ocasiões de captura); (2) A captura e marcação de um indivíduo não pode alterar sua probabilidade de recaptura; (3) Os indivíduos capturados e marcados devem ter a mesma probabilidade de captura dos indivíduos não marcados (ou seja, se misturaram a população) e (4) as marcas não podem ser perdidas (Otis et al., 1978; White et al., 1982). Porém, em populações naturais estas premissas nem sempre podem ser cumpridas (Otis et al., 1978; Tomas & Miranda, 2006). Assim sendo, se o método de marcação é confiável (por exemplo, brincos que não são facilmente perdidos, ou a marcação de felinos baseando-se no padrão da pelagem), a quebra da premissa 1 (população aberta) e das premissas 2 e 3 (variação na probabilidade de captura) devem ser consideradas no momento da coleta e da análise dos dados.

Outro ponto a ser considerado, é que estudos com apenas duas ocasiões de captura podem não resultar em estimativas confiáveis (Chao & Huggins, 2005a). Schnabel (1938) e Darroch (1958) estenderam os modelos baseados em apenas dois eventos para modelos com múltiplas capturas. Seus modelos se tornaram a base para o desenvolvimento dos modelos clássicos de captura-recaptura, onde se tornou possível considerar a variação na probabilidade de captura entre os eventos amostrais em populações fechadas (Chao & Huggins, 2005). Otis e colaboradores (1978) apresentaram modelos que consideraram três fontes de variação na probabilidade de captura a partir de um modelo nulo M_0 : tempo, resposta comportamental a captura e heterogeneidade individual.

M_t : Este modelo considera que a probabilidade de captura pode variar com o tempo, devido a fatores ambientais ou esforço amostral para todos os indivíduos da população amostrada. No entanto este modelo considera que a probabilidade de captura seja a mesma para todos os indivíduos e, portanto pode ser tendencioso se esta probabilidade não for igual durante a amostragem (Tomas & Miranda, 2006).

M_b : Para este modelo, os animais apresentam a mesma probabilidade de captura inicial, porém ela apresenta uma variação após o evento de captura. Esta variação se apresenta de duas maneiras: Animais que uma vez capturados se tornam mais propensos a serem recapturados, atraídos pela isca ou armadilha, do

que animais não capturados (*trap happy*), ou animais que evitam as armadilhas após serem capturados (*trap shy*).

M_h: Variação na probabilidade de captura devido a heterogeneidade individual dos indivíduos, seja por fatores observáveis (sexo, idade, tamanho corporal) ou por características não observáveis (Chao & Huggins, 2005b). Neste modelo os indivíduos possuem probabilidade de captura única, que permanece a mesma durante o período de amostragem.

A partir destes modelos, foi possível criar combinações gerando modelos mais complexos que consideram mais de uma fonte na variação da probabilidade de captura, Modelos M_{tb} , M_{th} , M_{bh} e M_{tbh} . Com exceção deste último (M_{tbh}), todos os modelos possuem estimadores disponíveis para o cálculo da abundância populacional. Estes modelos estão disponíveis para a aplicação no Programa CAPTURE (Rextad & Burnham, 1991). Este programa além de aplicar as estimativas populacionais para cada um destes modelos de populações fechadas, também realiza a seleção do modelo que melhor se ajusta aos dados obtidos (Otis et al., 1978; White et al., 1982).

Karanth (1995) aplicou análises de captura-recaptura em um estudo com armadilhas fotográficas para estimar a densidade de tigres (*Panthera tigris*) em uma reserva na Índia. Ele sugeriu que esta técnica seria eficaz com outros animais que, como o tigre, possuem marcas características identificáveis através dos registros fotográficos. A partir disto, vários autores replicaram esta combinação de métodos para estimar a abundância de tigres e de várias outras espécies em diferentes ambientes: tigre (Karanth & Nichols, 1998; Carbone & Christie, 2001; Sharma et al., 2010); onça-pintada (Silver et al., 2004; Maffei et al., 2004; Silveira et al., 2009); pumas (Kelly et al., 2008); gato-andino – *Leopardus jacobita* (Reppucci et al., 2011); hiena-listrada – *Hyaena hyaena* (Singh et al., 2010); gato-do-mato-grande – *Leopardus geoffroyi* (Cuellar et al., 2006); leopardo-das-neves – *Panthera uncia* (Jackson et al., 2006) e jaguatirica (Trolle & Kéry, 2003; Harveson et al., 2004; Dillon, 2005; Di Bitetti et al., 2006; Maffei & Noss, 2008; Fusco-Costa et al., 2010).

No presente estudo, os dados obtidos com as armadilhas fotográficas foram utilizados na implementação de modelos de captura-recaptura para populações fechadas para estimar a densidade populacional da jaguatirica no Parque Nacional da Serra da Capivara.

Material e Métodos

Entre 1º de setembro de 2009 e 19 de janeiro de 2010, foram instaladas 70 estações de capturas em trilhas e estradas do PNSC (Figura 9). Esta escolha de local para a colocação das estações se deve a dois motivos: (1) em estudos de abundância utilizando armadilhas fotográficas, estas devem ser colocadas em locais que aumentem a chance de detecção da espécie alvo (O'Brien, 2011). Vários estudos demonstraram que grandes felinos (Emmons, 1988; Carbone & Christie, 2001; Silver et al., 2004) e jaguatiricas (Trolle & Kéry, 2005) possuem uma maior taxa de captura em estradas do que em ambientes florestais; e (2) A vegetação extremamente densa com espinhos e a presença de formações rochosas e cânions tornou impossível a colocação das estações em outros locais.

Cada estação de captura consistiu em duas armadilhas fotográficas posicionadas uma em frente à outra (Figura 10). Esta forma de estação de captura permite que sejam fotografados os dois lados do animal ao mesmo tempo, o que facilita sua identificação. Foram utilizadas armadilhas fotográficas da marca CamTrakker (Camtrack South Inc., Watkinsville, USA). Estas armadilhas são do tipo passiva, ativadas pelo calor e movimento. As câmeras foram configuradas para operar no período noturno, entre as 18h e 06h horas, com um atraso de cinco minutos entre fotos consecutivas. Esta programação noturna das armadilhas fotográficas foi devido a algumas razões: entre fevereiro e outubro de 2007 foi realizada uma amostragem no PNSC com câmeras operando 24h por dia. Nesta amostragem foi identificado que a jaguatiricas são extremamente noturnas (ver Capítulo 02). Portanto, para reduzir defeitos das câmeras (devido ao forte calor no período diurno), foi optado por amostrar somente o período noturno na atual pesquisa.

As estações de captura foram instaladas com o espaçamento entre cada de 2,9 km \pm SD 0,4 km. Este espaçamento é maior do que o recomendado para estudos com jaguatiricas de 1,5 km (Dillon & Kelly, 2007). Como outros estudos já realizados com jaguatiricas (Maffei et al., 2005; Di Bitetti et al., 2006; Maffei & Noss, 2008), este estudo utilizou um desenho amostral originalmente elaborado para um estudo com onças-pintadas (Silveira et al., 2009). Se o espaçamento entre as estações de captura for grande em relação à área de vida do animal no local de

estudo, é possível que vários indivíduos apresentem probabilidade zero de registro dentro da área total amostrada, pois sua área de vida não estaria coberta por nenhuma estação. Isto poderia criar um viés na estimativa ao subestimar a abundância total na área amostrada. Contudo, a análise dos dados obtidos com o armadilhamento fotográfico indicou que seria possível a realização de estimativas populacionais para a jaguatirica neste estudo (ver Discussão).

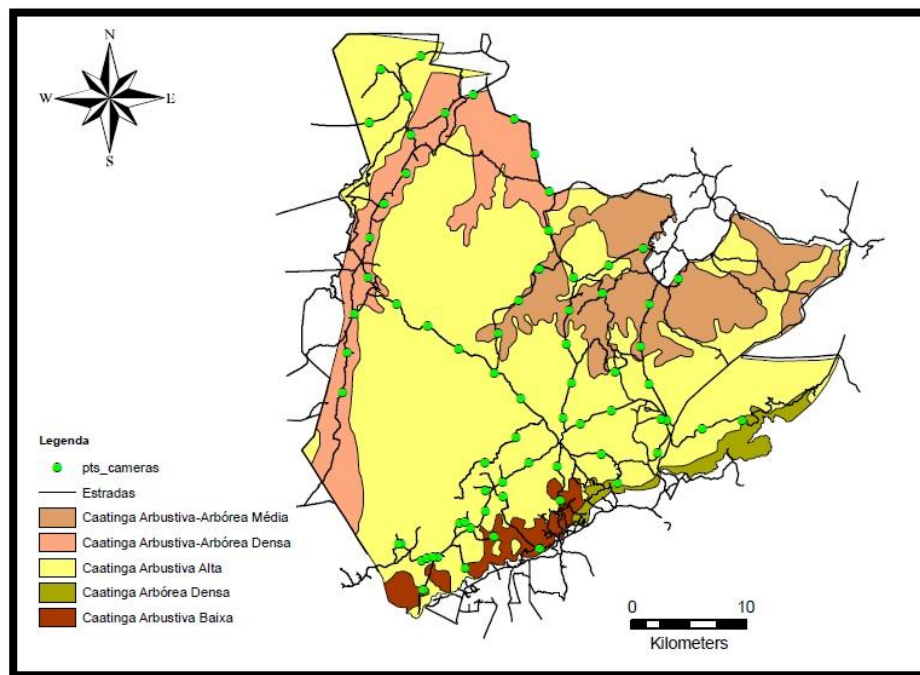


Figura 09: Parque Nacional da Serra da Capivara com localização das estações de captura.



Figura 10: Exemplo de uma estação de captura, composta por duas armadilhas fotográficas posicionadas em ambos os lados da estrada.

A presença de marcas individuais na pelagem da jaguatirica permitiu que cada indivíduo fosse identificado através das fotografias (Figura 11) (Trolle & Kéry, 2003). Para esta análise, foram utilizados apenas os indivíduos em que ambos os lados do animal foram fotografados, descartando registros de animais fotografados em apenas um dos lados (direito ou esquerdo). A utilização dos indivíduos fotografados em ambos os lados facilita a posterior identificação de recapturas nos registros fotográficos. Após esta identificação de todos os indivíduos registrados, foi possível gerar uma matriz de capturas fotográficas para estimar a abundância populacional através dos modelos de captura-recaptura (Otis et al., 1978). Esta matriz consiste em uma sequência de “1” e “0” para cada indivíduo em cada evento de captura, onde “1” indica que determinado indivíduo foi registrado e “0” que o indivíduo não foi registrado naquele evento de captura. Para a análise, os 140 dias totais de amostragem foram agrupados em 20 eventos de captura com sete dias cada. Este agrupamento aumentou a probabilidade de captura por evento para torná-la maior do que 0,10 ($c > 0,10$), como sugerido por Otis e colaboradores (1978). A probabilidade de captura foi obtida através do programa MARK (White & Burnham, 1999).



Figura 11: Registro em duas ocasiões do mesmo indivíduo, evidenciando seu padrão único de marcas.

Para realizar a estimativa da abundância e aplicação dos modelos de captura-recaptura foi utilizado o programa CAPTURE (Rextad & Burnham, 1991). Para checar a premissa de população fechada, foram aplicados os testes implementados no programa CloseTest (Stanley & Richards, 2005), que realiza os testes de população fechada de Otis e colaboradores (1978) e o de Stanley & Burnham (1999).

Para o cálculo de densidade populacional, é necessário dividir a abundância estimada pela área total amostrada. Para isso a abundância total gerada pelo programa CAPTURE foi dividida pela área criada pelo polígono das estações de captura, acrescido de uma zona tampão (*buffer*). Este método de aplicação de um *buffer* para o cálculo da área efetivamente amostrada ao invés da simples utilização da área interna do polígono das estações de captura se deve a algumas razões: De maneira simplista, a área efetiva poderia ser considerada como este polígono, o que assumiria que os animais não se movem para dentro ou para fora desta área. No entanto, como dificilmente os animais estão restritos ao interior deste polígono – a menos que o estudo tenha sido conduzido em um local que exista uma barreira física que previna a movimentação dos animais – essa premissa provavelmente não será verdadeira (O'Brien, 2011). Assim sendo, usualmente é aplicado um *buffer* para representar a área externa ao polígono que pode contribuir para a estimativa da abundância (Otis et al., 1978).

Apesar deste método de estimativa de densidade – a aplicação do *buffer* para a obtenção da área efetivamente amostrada – ser comum na literatura, um ponto crítico é a definição da largura deste *buffer* (O'Brien, 2011), visto que a aplicação de diferentes valores para o *buffer* altera a estimativa final da densidade. Apesar disto, não existe consenso na definição desta largura e diferentes estudos utilizaram diferentes formas para calcular este valor, como por exemplo, a metade do diâmetro da área de vida média da espécie (Dice, 1938), a distância entre armadilhas (Burt, 1943) e os movimentos máximos entre armadilhas (Hayne, 1949).

Em diferentes estudos recentes, existe uma variação na aplicação do método para a estimativa da largura do *buffer*. Os dois métodos frequentemente utilizados são o método desenvolvido por Wilson e Anderson (1985) – que utiliza a metade da média das distâncias máximas percorridas pelos animais entre as estações de

captura ($\frac{1}{2}$ MMDM – *half mean maximum distance moved*), e o método sugerido por Parmenter e colaboradores (2003), que utiliza o MMDM total.

Para felinos, se for possível, foi recomendado que o valor da área de vida obtido através de telemetria seja utilizado como o valor da largura do *buffer* (Soisalo & Cavalcanti, 2006; Dillon & Kelly, 2008). No entanto, onde estes dados não estejam disponíveis a utilização de $\frac{1}{2}$ MMDM (Karanth & Nichols, 1998; Silver et al., 2004; Balme et al., 2009) ou do MMDM total (Soisalo & Cavalcanti, 2006) é aplicado. Como este método é uma medida *ad hoc*, não existe consenso sobre qual dos valores é mais adequado para se utilizar na estimativa da largura do *buffer*, sendo que em cada estudo deve considerar fatores como padrões de movimento, efeitos de interações sociais nos movimentos dos animais, tamanho e forma da área de vida, o grau de sobreposição da área de vida com a grelha de armadilhas e a distância entre as estações de captura (Parmenter et al. 2003; O`brien, 2011) para definir qual utilizar. Para jaguatiricas, especificamente, existe uma discussão sobre o qual o melhor método para calcular a largura do *buffer* (Dillon & Kelly, 2007, 2008; Maffei & Noss, 2008), apesar de que os fatores que influenciam os padrões de movimento provavelmente variarem entre os estudos, o que torna a generalização de um método como o melhor para estimar a área efetivamente amostrada, difícil (O`brien, 2011). Devido a esta discussão, neste estudo será apresentado o resultado de ambos os métodos ($\frac{1}{2}$ MMDM e MMDM total) e será discutido com base nos resultados obtidos qual método é provavelmente o que melhor se ajusta a este caso.

Para a análise das movimentações dos indivíduos e o cálculo do valor da largura do *buffer*, foi utilizado o programa ArcMap®.

Resultados

O esforço amostral total foi de 9.004 armadilhas*noite. Foram obtidas no total, 337 fotos de jaguatiricas. Alguns indivíduos apresentaram fotos de apenas um lado (esquerdo ou direito), o que não permite a construção de uma matriz de captura confiável, e alguns outros não puderam ser identificados com certeza em outras fotos. Assim, foram utilizadas 316 fotos nas quais foram registrados 51 indivíduos adultos no total, resultando em um sucesso de captura de 3,74%. A probabilidade de captura foi de 0,14 para a jaguatirica (0,14 para machos e de 0,13 para fêmeas separadamente).

A partir da análise da matriz de captura criada para estes 51 indivíduos, o programa Capture selecionou o modelo M_{th} como o mais apropriado para os dados apresentados. Este modelo considera que há variação na probabilidade de captura devido ao tempo, e para cada indivíduo. Um estimador para este modelo foi desenvolvido por Chao et al. (1992). A premissa de população fechada, não foi rejeitada em ambos os testes realizados pelo programa CloseTest ($p > 0,05$). Com este modelo, foi estimada uma abundância (n) de $58 \pm 4,2$ indivíduos com um intervalo de confiança de 95% de 54 a 72 indivíduos (Tabela 1).

Tabela 1: População de jaguatirica estimada pelo modelo Mth e a densidade calculada para cada metodologia utilizada para estimar o valor do buffer

População (Mth)	95% Intervalo de Confiança	Método do Buffer	Largura do Buffer	Área amostrada	Densidade (indivíduos / 100 km ²)
$58 \pm SE 4.2$	54 - 72	HMMDM	$4.17 \pm SD 2.2$ km	$1,289 \pm SD 288$ km ²	$4.49 \pm SE 1.05$
		fMMDM	$8.95 \pm SD 4.5$ km	$2,165 \pm SD 747$ km ²	$2.67 \pm SE 0.94$

Para o cálculo da largura do *buffer* a ser aplicado na estimativa da densidade ($\frac{1}{2}$ MMDM ou MMDM total), foram utilizados 38 indivíduos (74,5% do total, 26 machos e 12 fêmeas) que foram registrados em mais de uma estação de captura. Destes indivíduos, 27 (52,9% do total) foram registrados em três ou mais estações. O valor da largura do *buffer* foi de $4,17 \text{ km}^2 \pm SD 2,2 \text{ km}^2$ para o método $\frac{1}{2}$ MMDM, o que resultou em uma área efetiva amostrada total de $1.289 \pm SD 288 \text{ km}^2$, enquanto que no método de MMDM total a largura foi de $8,35 \pm SD 4,5 \text{ km}^2$, resultando em uma área efetiva total de $2.165 \pm SD 747 \text{ km}^2$ (Tabela 1). Assim, a densidade

populacional da jaguatirica estimada neste estudo variou entre $2,67 \pm SE 0,94$ a $4,49 \pm SE 1,05$ indivíduos por 100 km^2 (Tabela 1).

O valor calculado pelo MMDM total abrangeu quase a totalidade do parque, enquanto que o valor calculado pelo $\frac{1}{2}$ MMDM resultou em uma lacuna de $58,32 \text{ km}^2$ dentro da área de amostragem (Figura 12). Esta lacuna representou 4,5% da área efetivamente amostrada por este método.

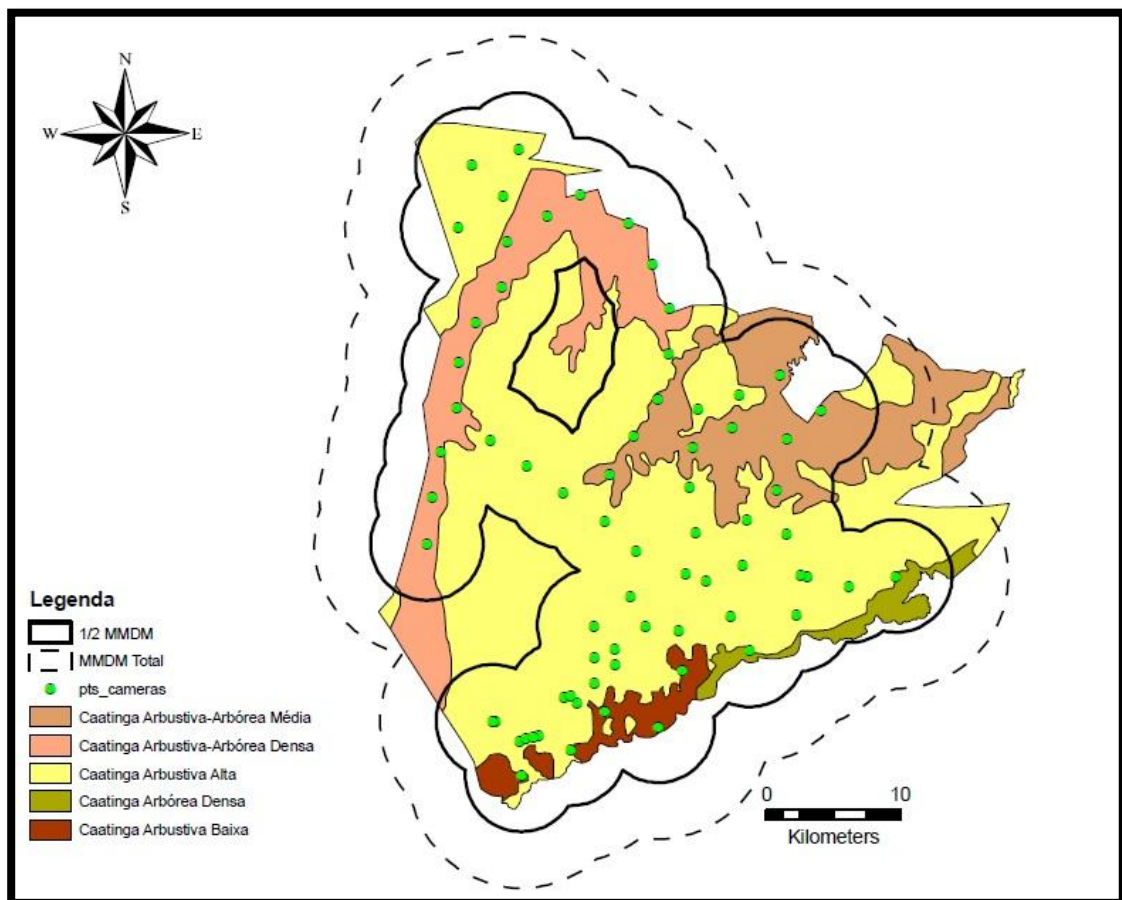


Figura 12: Parque Nacional da Serra da Capivara com os dois diferentes *buffers* aplicados (ver texto para maiores detalhes).

Discussão

O primeiro ponto a ser considerado para a discussão sobre os resultados obtidos neste estudo é o espaçamento existente entre as estações de captura. Dillon e Kelly (2007) argumentam que um espaçamento grande entre estações de captura em relação à área de vida da jaguatirica pode diminuir as estimativas de densidade. Isso ocorre porque um maior espaçamento pode inflar a estimativa do MMDM, já que esta levaria em consideração alguns poucos indivíduos que se movimentaram longas distâncias. Assim, estes autores sugerem que um estudo piloto seja realizado com o espaçamento entre estações de captura de 1,5 km, e caso múltiplos animais sejam capturados em apenas uma estação, significaria que estas se encontram muito afastadas para o contexto do estudo, e, por conseguinte, deveriam ser instaladas com menor espaçamento. No presente estudo a maioria das jaguatiricas foram registradas em mais de duas estações de captura. Assim, não houve poucos indivíduos que se movimentaram entre as estações de captura – o que inflaria o cálculo do MMDM – mas sim, poucos indivíduos que não se movimentaram e foram registrados em apenas uma estação. Desta forma – apesar da impossibilidade de ter se alterado o espaçamento entre as estações de captura para se realizar comparações neste estudo – o espaçamento entre as estações de captura provavelmente não foi um problema para a estimativa da abundância e densidade.

O modelo selecionado pelo programa CAPTURE para a estimativa da abundância (Modelo M_{th}) leva em consideração que existe variação na probabilidade de captura com o tempo e entre indivíduos para calcular a abundância (Chao et al., 1992). Alguns estudos de captura-recaptura de felinos com a utilização de armadilhas fotográficas aplicaram o modelo M_h – variação na probabilidade de captura entre indivíduos – para a estimativa da abundância (Karanth & Nichols, 1998; Silver et al., 2004; Di Bitetti et al., 2006; Kelly et al., 2008; Kolowski & Alonso, 2010; Fusco-Costa et al., 2010), ou mesmo o modelo nulo M_0 – sem variação na probabilidade de captura durante a amostragem – em suas análises (Trolle & Kéry, 2003, 2005; Haines et al., 2006). A utilização do modelo M_0 para a jaguatirica não seria apropriado (Maffei et al., 2005), já que a jaguatirica é uma espécie territorial, que possui uma variação na área de vida entre os sexos e entre indivíduos (Dillon & Kelly, 2008).

Assim, simplesmente a variação na disposição das estações de captura na área amostrada em relação à área do território de diferentes indivíduos levaria a diferenças na probabilidade de captura. Indivíduos com área de vida maior e com a presença de mais estações de captura em seu território, teriam uma maior probabilidade de captura do que indivíduos com área de vida menor e com menos estações de captura em seu território, ou no oposto, indivíduos com menor área de vida percorrem os mesmos locais (p. ex. as estações de captura) com maior frequência. Logo, é razoável considerar que cada indivíduo de jaguatirica apresenta uma probabilidade de captura única devido à localização das estações de captura e a variação do tamanho de seus territórios, o que coloca o modelo M_h como um modelo lógico para ser aplicado para jaguatiricas (Fusco-Costa et al., 2010).

No entanto, a seleção do modelo M_{th} pelo programa CAPTURE indica que também haveria uma alteração na probabilidade de captura com o tempo. O modelo simples de variação no tempo, modelo M_t – probabilidade de captura variando apenas com o tempo - não é realista para jaguatiricas, pois este modelo assume que todos os indivíduos possuem a mesma probabilidade de captura no mesmo evento amostral, o que, devido ao discutido acima, dificilmente será verdade para esta espécie. Contudo, o período chuvoso no PNSC começou no final de outubro de 2009, perto da metade do período amostral, o que provocou mudanças consideráveis na cobertura vegetal do PNSC em poucos dias (Figura 13). A disponibilidade de água é o limitador principal para a produtividade primária sobre o solo (Heisler-White et al., 2008). Logo, é possível que o período chuvoso possa ter aumentado a produtividade primária do ecossistema no PNSC durante o período amostrado. Esta variação na produtividade pode afetar a área de vida de alguns felinos, já que uma maior produtividade primária pode levar a uma maior densidade de presas (East, 1984; McNaughton et al., 1989), o que reduz a área de vida do predador (Herfindal et al., 2005; Nilsen et al., 2005).

Com esta mudança na área de vida durante a amostragem, os indivíduos podem apresentar uma variação na probabilidade de captura, uma vez que eles percorrerão os mesmos locais com mais frequência, aumentando ou diminuindo sua probabilidade de captura. Isto pode explicar a variação na probabilidade de captura devido ao tempo indicado pelo modelo. Deste modo, o modelo selecionado M_{th} pode

ser considerado biologicamente realista para a aplicação neste estudo e, portanto, foi utilizado.

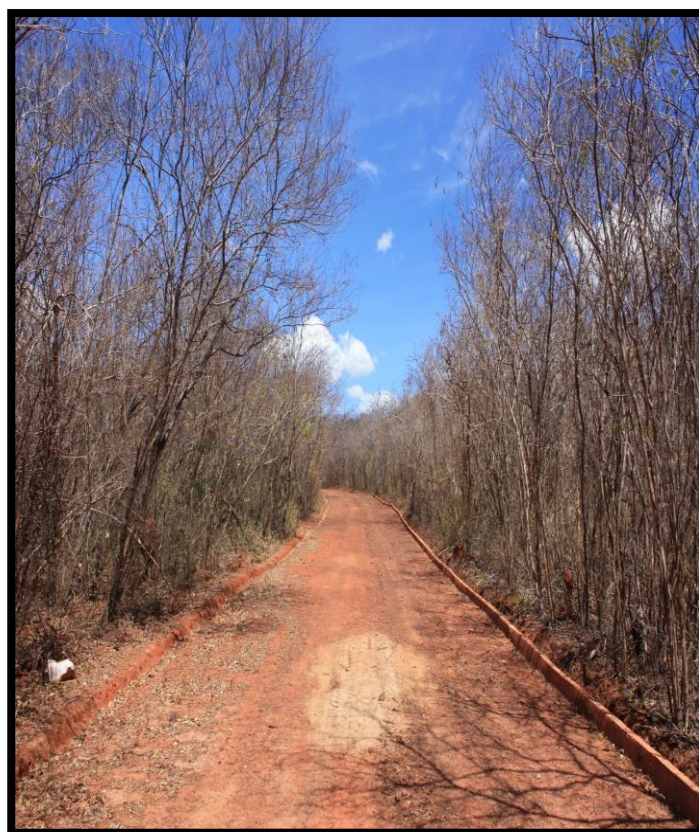


Figura 13: Variação na vegetação entre o período chuvoso (novembro - acima) e seco (setembro - abaixo) no PNSC (Foto: Samuel Astete).

A utilização dos diferentes valores para a largura do *buffer*, como esperado, alterou a estimativa da densidade final. A densidade estimada a partir do *buffer* calculado pelo método de $\frac{1}{2}$ MMDM foi quase duas vezes maior do que a estimativa utilizando o método do MMDM total. Essa divergência gera dúvidas sobre qual estimativa é apropriada para a população estudada.

O método de $\frac{1}{2}$ MMDM possui o pressuposto de que o valor obtido será maior ou igual ao raio de um círculo de área igual à área de vida média do animal estudado (O'Brien, 2011), sendo, desta forma, um substituto que se aproxima do raio da área de vida na região de estudo. No entanto, Dillon e Kelly (2008) rejeitaram a utilização de $\frac{1}{2}$ MMDM em um estudo com jaguatiricas, pois este método poderia subestimar o raio da área de vida real. Em seu estudo, estes autores sugeriram que a utilização do MMDM total reflete de maneira mais acurada as estimativas de área de vida obtidas através de rádio telemetria. No entanto, eles sugerem (como Williams et al., 2002) que a largura do *buffer* de $\frac{1}{2}$ MMDM é mais apropriada quando a área de vida do animal estudado é pequena em relação ao grid amostrado. Neste sentido, Maffei e Noss (2008) também argumentaram que o *buffer* de $\frac{1}{2}$ MMDM é preciso se a área total amostrada for no mínimo quatro vezes maior do que a área de vida média no mesmo local estudado. Apesar de não ser possível estimar a área de vida de forma precisa através do armadilhamento fotográfico (ver Capítulo 02), o polígono total amostrado neste estudo, mesmo sem a aplicação do *buffer*, é mais de 20 vezes maior do que a maior área de vida de 38,8 km² (Crawshaw, 1995) já registrada para a jaguatirica (porém ver capítulo 02), portanto, a largura do *buffer* de $\frac{1}{2}$ MMDM pode ser mais apropriada neste estudo.

Uma importante consideração no desenho amostral para a colocação das estações de captura é a não criação de lacunas na área amostrada, de maneira que não existam regiões onde não seja possível a detecção da movimentação de um indivíduo (Karanth & Nichols, 1998). Porém, devido à disposição das armadilhas, a aplicação do *buffer* com largura de $\frac{1}{2}$ MMDM neste estudo criou uma lacuna na área amostrada (Figura 12). A localização desta lacuna, porém, é em uma região inacessível ao norte do PNSC. Devido à falta de estradas e a densa vegetação espinhenta, foi impossível instalar estações de captura para cobrir esta região.

Entretanto, esta é uma lacuna pequena em relação à área total amostrada (4,5%), e, por conseguinte, não deve ter criado um forte viés na estimativa da densidade.

A densidade da jaguatirica estimada no presente estudo está entre as menores já publicadas para jaguatiricas (Tabela 2). Isto era esperado devido aos fatores climáticos existentes na região e a relação destes com populações de predadores. A produtividade primária – como mencionado anteriormente – pode limitar a densidade populacional das espécies de presas (East, 1984; McNaughton et al., 1989; Di Bitetti et al., 2008) e está negativamente relacionada com a área de vida de alguns carnívoros (Herfindal et al., 2005; Nilsen et al., 2005). Desta forma, uma vez que a densidade dos predadores está diretamente relacionada às espécies de presas (Karanth, 2002; Carbone & Gittleman, 2002), a produtividade primária potencialmente afetaria a densidade de carnívoros, como a jaguatirica.

Tabela 2: Densidade de jaguatirica estimada em diferentes estudos que empregaram armadilhas fotográficas e métodos de captura-recaptura

País	Habitat	Buffer aplicado	Densidade (indivíduos/ 100 km ²)	Referência
Peru	Floresta Amazônica	½ MMDM	75.2	Kolowski & Alonso (2010)
Brazil	Pantanal	½ MMDM	56.4	Trolle & Kery (2003)
Bolivia	Chaco seco	½ MMDM	24-66	Maffei et al. (2005)
Peru	Floresta Amazônica	f MMDM	43.5	Kolowski & Alonso (2010)
U. S. A.	Campo costeiro	½ MMDM	30.0	Haines et al. (2006)
Belize	Floresta Tropical	½ MMDM	25.88	Dillon & Kelly (2008)
Brazil	Mata Atlântica	f MMDM	21.0	Fusco-Costa et al. (2010)
Argentina	Mata Atlântica	½ MMDM	19.99	Di Bitetti et al (2006)
Argentina	Mata Atlântica	½ MMDM	13.36	Di Bitetti et al (2006)
Argentina	Mata Atlântica	f MMDM	12.84	Di Bitetti et al (2006)
Belize	Floresta Tropical	f MMDM	12.61	Dillon & Kelly (2008)
Argentina	Mata Atlântica	f MMDM	7.71	Di Bitetti et al (2006)
Brazil	Caatinga	½ MMDM	4.49	Este estudo
Brazil	Mata Atlântica	½ MMDM	4.0	Goulart et al. (2009)
Brazil	Caatinga	f MMDM	2.67	Este estudo
Belize	Floresta de Pinhais	½ MMDM	2.3-3.8	Dillon & Kelly (2007)

Assim sendo – e, levando em consideração que uma maior precipitação está associada a uma maior produtividade primária (Heisler-White et al., 2008) – pode-se

inferir que a precipitação está também positivamente relacionada com a densidade de jaguatiricas. Esta conexão foi sugerida por Maffei e colaboradores (2005) e encontrada no estudo de revisão realizado por Di Bitetti et al. (2008), que procurou relacionar as diferenças encontradas na densidade populacional das jaguatiricas em diferentes estudos com diversos fatores em escala regional e continental (apesar de, como em qualquer sistema natural, existirem exceções).

A precipitação anual existente no PNSC de 644 mm é baixa em relação a outros locais onde foram realizados estudos populacionais de jaguatiricas (Di Bitetti et al., 2008) e, portanto, era esperada uma baixa densidade desta espécie no atual estudo. É importante mencionar que ainda se faz necessário realizar uma estimativa real da produtividade primária e das densidades das espécies de presas da jaguatirica nas diferentes regiões do parque, para que se possa afirmar com precisão se, e com que intensidade, estes fatores são responsáveis pela variação e regulação da densidade da jaguatirica neste ambiente.

Além disto, outros fatores podem afetar a densidade das jaguatiricas no PNSC. A interação com outras espécies de carnívoros, pode afetar a população de uma espécie carnívora (Palomares & Caro, 1999; Caro & Stoner, 2003; Dayan & Simberloff, 2005; Donadio & Buskirk, 2006). É possível que a densidade da jaguatirica esteja sendo afetada pela presença de felinos maiores no parque (onça-pintada e onça-parda). Isto pode ser tanto por competição pelo alimento (Moreno et al., 2006), quanto por predação intraguilda (Palomares & Caro, 1999). Wolff (2001), em um estudo com onças-pardas também no PNSC, registrou que as jaguatiricas possuíam a menor abundância relativa entre os felinos do parque, seguida pela onça-pintada, sendo que a onça-parda possuiu a maior abundância. No entanto, em um estudo recente (Silveira et al., 2009), a onça-pintada apresentou a segunda maior densidade encontrada no território brasileiro. O manejo artificial iniciado em 1994, como a construção dos poços existentes no parque e a maior fiscalização de caçadores, favorece animais de maior porte (veados e porcos-do-mato), potenciais presas da onça-pintada. Isto pode ser responsável pelo aumento populacional deste carnívoro de topo no PNSC (Astete, 2008). Esta alta densidade de onças-pintadas pode estar afetando negativamente, através de competição, a onça-parda (Astete, in prep.) o que poderia resultar no que se chama de liberação do mesopredador (*mesopredator release*), afetando positivamente as jaguatiricas (Crooks & Soulé,

1999; Ritchie & Johnson, 2009), que poderiam então estar aumentando sua abundância populacional no PNSC. Isto poderia ser explicado pela maior abundância relativa das jaguatiricas encontrada por Astete (2008) em 2007, em relação a 1999 (Wolff, 2001). Este aumento populacional pode afetar fortemente as espécies de gatos selvagens menores (Oliveira *et al.*, 2010) e, por conseguinte, a comunidade ecológica como um todo (ver Capítulo 3).

Um estudo de longo termo sobre estas espécies potencialmente competidoras, a dinâmica de suas espécies de presas e os fatores abióticos que podem influenciar suas populações, seria muito interessante e poderia eventualmente explicar quais são os principais fatores reguladores da densidade da jaguatirica neste ecossistema.

Capítulo 02:

Padrão de atividade, área de vida mínima e razão sexual da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) na caatinga do Piauí, semiárido brasileiro.

Introdução

A variabilidade apresentada pela jaguatirica em seus parâmetros ecológicos em diferentes habitats, como padrão de atividade e área de vida, foi evidenciada com o aumento no número de estudos sobre esta espécie em diferentes regiões (Ludlow & Sunquist, 1987; Crawshaw & Quigley, 1989; Dillon, 2005; Di Bitetti et al., 2006; Kolowski & Alonso, 2010). Esta plasticidade em seu comportamento pode significar que a jaguatirica apresenta uma capacidade de se ajustar a diferentes ambientes e contextos ecológicos. Assim, os valores dos aspectos ecológicos registrados em diferentes ambientes não devem ser utilizados em locais onde não existam dados desta espécie, pois suas características ecológicas podem ser significativamente distintas, o que levaria a equívocos na proposição de medidas de manejo e conservação e mesmo na identificação da real situação de conservação deste animal em tais locais. A identificação dos padrões ecológicos da jaguatirica nas diferentes regiões de sua área de ocorrência reduziria a chance de interpretações erradas, que poderiam por em risco a presença desta espécie no local.

Este presente estudo estimou três destes aspectos ecológicos da jaguatirica na caatinga (dois comportamentais – padrão de atividade e área de vida - e um populacional – razão sexual), um ambiente para o qual não existem dados disponíveis sobre esta espécie. Por tal razão, as características comportamentais que a jaguatirica apresenta neste bioma podem ser erroneamente consideradas, e uma vez que a densidade populacional deste animal é baixa na área estudada (Capítulo 1), a proposição de medidas de preservação e manejo, podem não gerar o resultado esperado.

Um indivíduo em seu ambiente está sempre sujeito a mudanças, imprevisíveis ou em padrões rítmicos precisos (Bartness & Albers, 2000), como por exemplo, a mudança cíclica das estações do ano. Em uma escala mais curta, o

ambiente também se altera de maneira previsível no decorrer de 24 horas. Esta mudança causa uma alteração sistemática nos parâmetros abióticos do ambiente (Halle, 2000) que um organismo de vida longa deve suportar constantemente. Assim, o padrão de atividade de uma espécie é considerado como uma adaptação a influências ambientais (Beltrán & Delibes, 1994), que podem variar em diferentes locais, sendo uma importante base para entender o comportamento do animal (Weller & Bennett, 2001), e as respostas que esta espécie pode apresentar em diferentes situações.

O conceito de área de vida, ou seja, que um indivíduo se restringe a áreas finitas (Kie et al., 2010) pode ser tão antigo quanto à própria ecologia (Darwin, 1859). A definição geralmente utilizada para a área de vida é a de Burt (1943), que a define como: "... aquela área percorrida pelo indivíduo em suas atividades normais de obtenção de alimento, reprodução e cuidado parental. Saídas ocasionais da área, talvez exploratórias, não devem ser consideradas como parte da área de vida"¹. Assim, movimentos como migração ou dispersão não são considerados como parte da área de vida de um animal. Vários fatores podem afetar a área de vida de uma espécie, desde fatores biológicos (idade, sexo, densidade populacional) a fatores ambientais (habitat, recursos, clima) (Burt, 1943; Schoener, 1968). A obtenção de dados sobre a área de vida de uma espécie tem aplicações importantes para a definição de estratégias de manejo, sendo a mais óbvia a definição de unidades de conservação na escala correta para a espécie alvo (Linnell et al., 2001).

Na maioria das espécies de animais, machos e fêmeas são produzidos em aproximadamente igual número (Seger & Stubblefield, 2002). A alocação dos sexos é considerada dependente da frequência (Charnov, 1982), onde o sexo que está em menor número apresenta vantagens na aptidão evolutiva (*fitness*) em relação ao sexo mais comum. Na natureza, as circunstâncias biológicas que podem atuar na alocação dos sexos são tão variáveis quanto à própria ecologia da espécie (Seger & Stubblefield, 2002). A jaguatirica, em vários estudos apresentou uma razão sexual a favor de fêmeas (Tewes, 1986; Trolle & Kéry, 2005; Di Bitetti et al., 2006; Fusco-Costa et al., 2010). No entanto a razão sexual em favor de machos também já foi registrada (Maffei et al., 2005). Vários fatores, desde ambientais (Sandell, 1989) ou

¹ "... that area traversed by the individual in its normal activities of food gathering, mating, and caring for young. Occasional sallies outside the area, perhaps exploratory in nature, should not be considered as in part of the home range"

sociais (Di Bitetti, 2006) podem influenciar a razão sexual de espécies de carnívoros solitários, como a jaguatirica.

O conhecimento sobre estes padrões para a jaguatirica na caatinga, além de ampliar o conhecimento sobre a espécie e sua plasticidade comportamental, pode auxiliar na elaboração de planos de conservação e manejo da espécie em outras regiões da caatinga.

Material e Métodos

A obtenção dos dados para o estudo da razão sexual e da área de vida foi conduzida no Parque Nacional da Serra da Capivara durante o mesmo período de amostragem (de 1º de setembro de 2009 a 19 de janeiro de 2010) realizado para a estimativa da densidade populacional (Capítulo 1), nas mesmas estações de captura.

A amostragem para os dados referentes ao padrão de atividade foi realizada no PNSC entre fevereiro e outubro de 2007, devido ao discutido anteriormente sobre o horário de atividade das câmeras (Capítulo 01). Neste estudo foram instaladas armadilhas fotográficas em 26 pontos amostrais estações de captura nas estradas do Parque (Figura 14). As câmeras fotográficas utilizadas registram na fotografia o dia e o horário do registro (Figura 15). Isto permite que seja possível gerar um padrão de atividade das espécies registradas (Ridout & Linkie, 2009). Para isto, o horário de registro obtido nas fotografias foi agrupado em 24 períodos de uma hora cada. Para a contabilização dos registros e independência dos dados, fotografias do mesmo indivíduo em um período inferior a 30 minutos na mesma estação de captura foram consideradas como um único registro.

Nas fotografias, é possível observar a presença ou a ausência do escroto (Figura 16), o que identifica se o indivíduo registrado é macho ou fêmea. A partir disto, a razão sexual pode ser estimada ao se somar o número de registros de indivíduos machos e fêmeas. Foram considerados apenas os indivíduos registrados em ambos os lados, para se evitar a duplicidade na contagem de machos e fêmeas, ao se considerar o mesmo indivíduo como dois (uma vez em cada lado).

Para os animais registrados em três ou mais estações de captura, foi estimada a área de vida mínima medindo-se a área criada pelo Mínimo Polígono Convexo (*Minimum convex polygon* – MCP) criado ao conectar-se os pontos correspondentes a estas estações (Lynam et al., 2001; Maffei et al., 2004; Di Bitetti et al., 2006). Os animais registrados apenas em estações periféricas, não foram incluídos, pois existe um alto risco de que a área de vida destes animais possa não estar completamente incluída na dentro do polígono total das armadilhas (Erlinge et al., 1990), o que subestimaria a área de vida destes indivíduos.

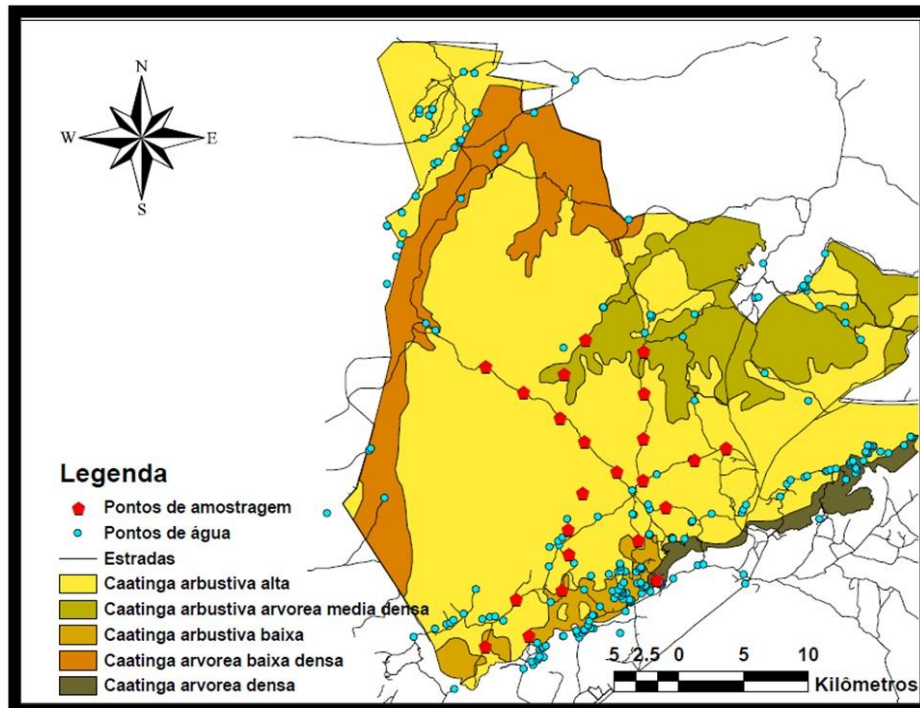


Figura 14: Localização das estações de captura instaladas em 2007, que foram utilizadas para a obtenção de dados para o padrão de atividade da jaguatirica.



Figura 15: Registro fotográfico com marcação do horário da captura.



Figura 16: Indivíduo macho acima e fêmea abaixo. Foto destaca a presença/ausência do escroto.

Resultados

O esforço amostral total durante a amostragem de 2007 foi de 3.680 câmeras*noite. Foram obtidos 52 registros de jagatiricas durante este período. As Jagatiricas foram predominantemente noturnas, havendo apenas um registro (16h–17h) no período diurno (1,92%). Esta espécie iniciou sua atividade no pôr-do-sol, às 18h e apresentou dois picos de atividade no período noturno (22h e 3h). Logo antes ao nascer do sol existe uma queda abrupta da atividade (entre 4h e 5h) que cessa ao começar o dia (Figura 17).

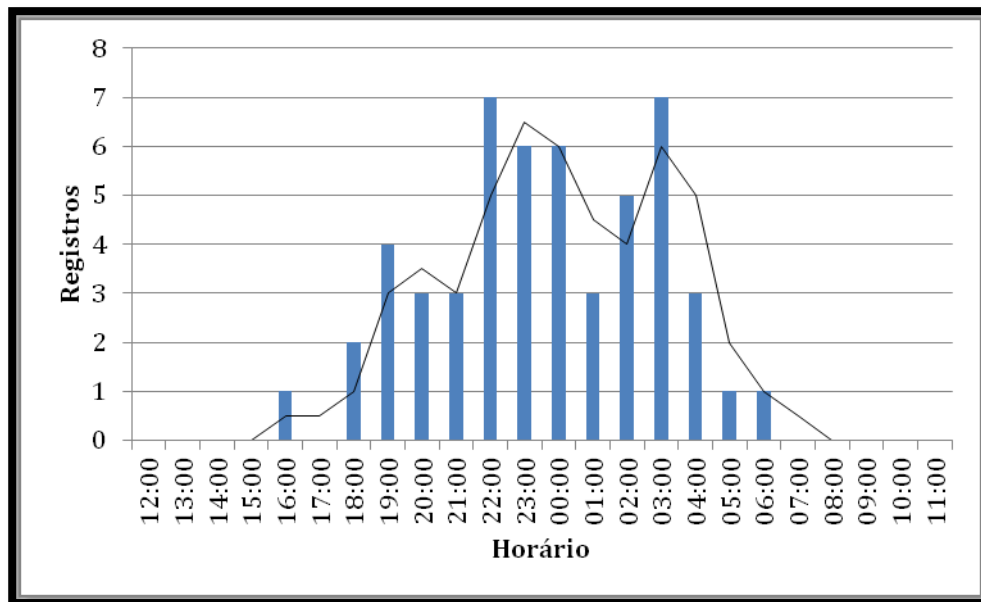


Figura 17: Padrão de atividade registrado para a jagatirica no PNSC. Linha indica média entre os horários consecutivos.

Foi possível identificar o sexo dos 51 indivíduos registrados por ambos os lados no parque. Foram encontrados 31 machos e 20 fêmeas, uma razão sexual de 1,5:1.

Considerando apenas os indivíduos registrados em três ou mais armadilhas e retirando-se os indivíduos registrados apenas nas câmeras periféricas, foi calculada a área de vida mínima de 21 indivíduos (17 machos e quatro fêmeas) (Tabela 3).

Destes, três indivíduos machos apresentaram uma área de vida mínima estimada maior do que 70 km² (73 km², 83 km² e 171 km², sendo que este último apresentou uma distância linear percorrida máxima de 21,44 km). Estes animais, no entanto, foram excluídos do cálculo final, pois podem ser indivíduos em processo de dispersão que apresentam valores de área de vida extremamente altos em relação à média, e a sua inclusão não é recomendável para o cálculo da área de vida (White & Garrott, 1990).

A média da área de vida mínima, estimada através do MCP para ambos os sexos, foi de 23,6 ± SD 14,8 km². Machos apresentaram uma área de vida um pouco maior, de 27,5 ± SD 14,2 km², chegando a até 52 km² e as fêmeas apresentaram uma área bem menor, de 10 ± SD 7,5 km², com no máximo 21 km².

Tabela 3: indivíduos registrados em mais de tres câmeras, utilizados para o calculo do MCP.

Indivíduo	Sexo	No. Pontos	Área de vida mínima
A34	Fêmea	3	04 km ²
A30	Fêmea	3	07 km ²
A03	Macho	3	08 km ²
A02	Fêmea	3	08 km ²
A17	Macho	4	13 km ²
A27	Macho	4	13 km ²
A26	Macho	4	15 km ²
A46	Macho	3	18 km ²
A42	Macho	4	21 km ²
A39	Macho	5	21 km ²
A32	Fêmea	3	21 km ²
A29	Macho	5	28 km ²
A35	Macho	6	33 km ²
A31	Macho	8	34 km ²
A37	Macho	4	35 km ²
A06	Macho	5	46 km ²
A07	Macho	4	48 km ²
A22	Macho	8	52 km ²
A47	Macho	5	73 km ²
A21	Macho	7	83 km ²
A01	Macho	12	171 km ²

Discussão

O predomínio de registros noturnos para a Jaguatirica é consistente com o conhecimento prévio da ecologia desta espécie (Tewes, 1986; Ludlow & Sunquist, 1987; Emmons et al., 1989; Konecny, 1989), e com estudos recentes que identificaram o padrão de atividade desta espécie em outros biomas (Maffei et al., 2005; Di Bitetti et al., 2006; Kolowski & Alonso, 2010). Este comportamento noturno da jaguatirica tem sido explicado como sendo um reflexo do padrão de atividade de suas presas (Ludlow & Sunquist, 1987; Emmons, 1988). No PNSC existe uma grande população de mocós (*Kerodon rupestris*), que apresentam um aumento em sua atividade no solo, provavelmente em processo de dispersão entre as formações rochosas nas quais vivem e se abrigam, a partir do entardecer, por volta das 19h (observação pessoal). O mocó é uma presa potencial da jaguatirica, e o aumento da atividade destes roedores coincide com o horário de aumento na atividade jaguatirica, o que – caso o mocó realmente seja parte da dieta da jaguatirica neste local – está de acordo com a hipótese da adequação do horário de atividade deste predador ao de sua presa. O estudo sobre a dieta da jaguatirica e um estudo sistematizado sobre o padrão de atividade dos mocós na área de estudo poderia ajudar a responder a esta pergunta.

A ocorrência de dois picos de atividade noturna foi registrada em estudos anteriores (Murray & Gardner, 1997). Emmons (1988) descreveu que a atividade das fêmeas apresenta um pico cerca de 2h antes da atividade dos machos, o que pode gerar estes dois picos. Isto, no entanto não se aplica ao presente estudo, pois a diferença entre os picos foi de 5h. No entanto não foi possível estimar o padrão de atividade para cada sexo nesta amostragem devido ao baixo número amostral obtido para cada sexo separadamente, portanto, seria interessante realizar um estudo posterior que procurasse identificar estas diferenças na caatinga.

Apesar de o comportamento noturno ser considerado predominante, uma pequena, porém constante atividade diurna sempre esteve presente em outros estudos, o que não foi o caso deste atual estudo. Di Bitetti (2006) notou como o grau de atividade diurna varia entre diferentes estudos. Esta variação pode corresponder a um ajuste às condições de temperatura locais em cada região e época. No presente caso, a baixa atividade diurna registrada (1,92%) parece estar relacionada

às elevadas temperaturas encontradas no período diurno no PNSC que podem chegar a 47°C na estação seca. Esta mesma relação foi sugerida por Astete (2008) para a onça-pintada em estudo realizado no mesmo local.

A razão sexual encontrada neste local contrasta com vários estudos sobre a espécie que encontraram uma razão sexual a favor de fêmeas (Tewes, 1986; Trolle & Kéry, 2005; Di Bitetti et al., 2006; Fusco-Costa et al., 2010), ou uma igualdade na proporção de machos e fêmeas (Maffei, 2005; Kolowski e Alonso, 2010). Como a jaguatirica é um animal solitário, territorial, onde a área de vida dos machos sobrepõe o território de várias fêmeas (Murray & Gardner, 1997), Di Bitetti et al. (2006) argumentaram que as diferenças encontradas nas razões sexuais nos diversos estudos sugerem diferenças no sistema social da espécie entre os diferentes locais. Porém, a razão sexual em favor de fêmeas pode ser um artefato metodológico, resultante de estudos em áreas amostrais relativamente pequenas cobertas pelas armadilhas e, portanto, incapazes de conter o território completo de muitos machos, enquanto contém o território de várias fêmeas. Isto pode diminuir o período de tempo que o indivíduo macho passa dentro da área coberta pelas armadilhas, conseqüentemente, reduzindo sua probabilidade de captura (Sharma et al., 2010) e criando uma razão sexual favorecendo fêmeas.

Por outro lado, a razão em favor de machos encontrada neste atual estudo pode estar relacionada ao menor número de fêmeas registradas em mais de uma câmera em relação aos machos (ver Capítulo 01). Isto sugeriria que o espaçamento entre as câmeras reduziria, em maior grau, a probabilidade de registro de fêmeas em relação a machos. No entanto, a probabilidade de captura de machos e fêmeas foi similar (ver capítulo 01), o que indica que o espaçamento entre câmeras não foi um fator de viés na estimativa da razão sexual.

Portanto, para esclarecer se os dados obtidos em estudos de jaguatiricas com a razão sexual a favor de fêmeas correspondem à realidade ou a um artefato estatístico, seria necessário realizar, no mesmo estudo, a comparação da razão sexual em áreas de diferentes tamanhos dentro da mesma região amostrada, levando-se em consideração a área de vida da jaguatirica e o tamanho total da área amostrada bem como o espaçamento existente entre estações no local de estudo.

A média da área de vida mínima estimada neste estudo está dentro da área de vida conhecida para a jaguatirica (Crawshaw, 1995). No entanto, é importante

notar que a área estimada na atual pesquisa é um valor que pode subestimar a real área de vida da jaguatirica neste local. Devido à utilização do Mínimo Polígono Convexo em estações de captura fixas, não é possível calcular a área que um indivíduo utiliza fora dos pontos de captura. Portanto, os valores obtidos aqui devem ser considerados como uma área de vida mínima para a região. Foram registrados indivíduos com área de vida mínima superior à máxima anteriormente descrita de 38,8 km². Destes indivíduos, três machos apresentaram uma área de vida extremamente alta em relação a outros estudos e à própria média desta atual amostragem. Pode ser que se trate de indivíduos machos em dispersão, mas o número expressivo de áreas de vidas grandes, maiores do que a máxima previamente registrada para a espécie pode ser uma característica da jaguatirica no semiárido da caatinga.

A área de vida de carnívoros pode ser afetada por fatores ambientais como a produtividade primária, o que foi mencionado no Capítulo 1. Herfindal et al. (2005) compararam a área de vida do lince-europeu (*Lynx lynx*) em diferentes estudos na Europa com a produtividade primária e a densidade de presas no local. Os autores perceberam que estes dois fatores estavam negativamente relacionados com a área de vida do lince. Nielsen e colaboradores (2005) compararam a variação na área de vida intraespecífica entre diferentes estudos para 12 espécies de carnívoros com a produtividade ambiental do local amostrado. Para a maioria das espécies, foi encontrada uma relação negativa entre a produtividade e a área de vida (à exceção do urso-negro – *Ursus americanus*, e da raposa-vermelha – *Vulpes vulpes*). O resultado destes estudos iria de acordo com a grande área de vida estimada para as jaguatiricas no presente trabalho, pela baixa precipitação pluviométrica e produtividade, na região do PNSC (Heisler-White et al., 2008). No entanto, em estudos no Chaco boliviano (Maffei et al., 2005; Maffei & Noss, 2008), uma região também semiárida com a precipitação anual em torno de 800 mm, a área de vida encontrada para as jaguatiricas não ultrapassou 3,3 km². Portanto, outros fatores, que não apenas a produtividade primária, podem estar influenciando a área de vida desta espécie no PNSC.

É interessante notar, que apenas indivíduos machos apresentaram esta alta área de vida. Os machos da jaguatirica possuem, geralmente, a área de vida maior do que área das fêmeas (Murray & Gardner, 1997). Sandell (1989) predisse que a

área de vida de machos e fêmeas de carnívoros solitários aumenta de acordo com a diminuição na densidade de presas. No entanto, em determinado ponto a área de vida dos indivíduos machos aumenta de maneira mais rápida do que a das fêmeas. Este autor teorizou que quando a densidade de fêmeas for pequena (devido a baixas densidades de presas), os machos devem abandonar a territorialidade e adotar um sistema de acasalamento nômade. Isto pode ser verdade no PNSC devido à razão sexual a favor de machos, o que estaria de acordo com Di Bitetti (2006), que sugeriu que as diferenças na razão sexual entre estudos seriam devido a diferenças no sistema social das jaguatiricas. No entanto, algumas fêmeas foram registradas junto a filhotes. Neste período é esperado que as fêmeas apresentassem uma menor área de atividade e, por conseguinte podem não terem sido detectadas na mesma proporção do que os machos devido ao espaçamento entre as estações de captura.

A análise da sobreposição no uso da área do parque por indivíduos machos pode responder se a jaguatirica está tendo um comportamento territorial ou não, o que poderia explicar tanto a grande área de vida alta para esta espécie, quanto à razão sexual encontrada.

Capítulo 3

Sucesso de captura da jaguatirica e sua relação com a fauna no Parque Nacional da Serra da Capivara.

Introdução

Existe uma forte interrelação entre populações de carnívoros vivendo em simpatria (Crooks & Soulé, 1999; Caro & Stoner, 2003; Donadio & Buskirk, 2006; Helldin et al., 2006). Esta interação – tanto direta (competição por interferência, predação), quanto indireta (competição por exploração) – pode afetar a dinâmica das populações destas espécies e moldar a estrutura de toda a comunidade (Palomares & Caro, 1999). Os efeitos de predadores sobre a população de sua presa, limitando-a abaixo de sua capacidade de suporte (Emmons, 1987) pode se estender, através de um efeito *top-down*, até a comunidade vegetal (Terborgh et al., 2001, 2006). Assim, a forma e intensidade da interação de carnívoros simpátricos pode influenciar a comunidade em que se encontram como um todo.

Com a extinção local de espécies predadoras de topo, espécies de predadores menores (mesopredadores) podem aumentar sua densidade, ou alterar seu comportamento, provocando mudanças ecológicas importantes (Crooks & Soulé, 1999; Berger et al., 2001; Gehrt & Clark, 2003). Este processo é conhecido como liberação do mesopredador (*mesopredator release*) (Ritchie & Johnson, 2009), e foi primeiramente estudado em casos no qual a liberação do mesopredador foi considerada como responsável pela extinção de espécies de presas (Crooks & Soulé, 1999). O efeito dos predadores de topo sobre os mesopredadores se dá tanto devido à predação ativa de indivíduos, quanto pela perseguição e através do medo – onde o mesopredador passa a evitar locais onde existe a presença do predador de topo – o que faz com que os mesopredadores evitem interações com os predadores de topo, e conseqüentemente restrinja seu uso de habitat (Ritchie & Johnson, 2009).

Ao contrário do efeito *top-down* na comunidade gerado pela abundância e pressão do predador de topo descrito acima, a produtividade do ambiente pode apresentar efeitos consideráveis na relação de competição e predação entre as espécies da mesma guilda (Müller & Brodeur, 2002). A densidade das espécies de presas pode regular a intensidade da liberação do mesopredador em alguns

sistemas. Elmhagen & Rushton (2007) relataram que o efeito da interação predador-mesopredador é fraco em sistemas onde a baixa produtividade limitou a população do mesopredador a níveis de densidade baixos, onde não existe competição com predadores simpátricos (Davis, 2009). De maneira similar, outros autores (Linnell & Strand, 2000; Creel, 2001) argumentam que a coexistência de predadores é facilitada pela baixa produtividade devido a predadores de topo não atingirem densidade alta o suficiente para afetar os mesopredadores.

Isto ilustra que tanto os efeitos *top-down* quanto *bottom-up* podem estar relacionados com a exclusão ou a coexistência de predadores simpátricos e assim afetar o ecossistema. Para identificar quais fatores estão influenciando a ocorrência de um mesopredador em ambientes com a presença de espécies predadoras de topo, é necessário considerar tanto a influência destes predadores de topo quanto a presença e influência de espécies de competidores e presas do mesopredador.

A jaguatirica (*Leopardus pardalis*), sobrepõe sua área total de ocorrência à distribuição de pelo menos outras sete espécies de felinos: Onça-pintada (*Panthera onca*); Onça-parda (*Puma concolor*); Gato-do-mato-pequeno (*L. tigrinus*); Gato-maracajá (*L. wiedii*); Gato-palheiro (*L. colocolo*); gato-do-mato-grande (*L. geoffroy*) e Jaguarandi (*P. yagouarandi*) (Sunquist & Sunquist, 2002). Alguns estudos sugeriram a existência de competição da jaguatirica com algumas destas espécies (Moreno et al., 2006; Cuellar et al., 2006; Oliveira et al., 2010; Di Bitetti et al., 2010). A dinâmica das populações destes felinos pode ter efeitos por toda a comunidade. Por exemplo, a composição da dieta da jaguatirica e da onça-pintada abrange toda a variação do tamanho corporal de espécies de mamíferos presas existentes na área onde estes carnívoros ocorrem, e as presas da onça-parda sobrepõem à massa corporal das presas das duas primeiras espécies (Emmons, 1987; Davis et al., 2011). Assim, uma guilda de carnívoros contendo a onça-pintada, a onça-parda e a jaguatirica pode exercer uma forte influência na comunidade de uma floresta tropical (Terborgh, 1990; Davis et al., 2011). Portanto a variação nas populações destas espécies em locais onde elas coocorrem podem ter efeitos em toda a comunidade.

Já foi registrada, em pelo menos duas ocasiões, a presença de restos de jaguatirica nas fezes de onças-pintadas (Mondolfi, 1986; Chinchilla, 1997). Embora não exista registro direto de competição da onça-parda com a jaguatirica, o potencial existe, visto que suas dietas se sobrepõem e a onça-parda já foi registrada como a

responsável pela morte de outras espécies de carnívoros de porte similar ao da jaguatirica, como o coiote (*Canis latrans*) e o lince-pardo (*Lynx rufus*) na América do norte (Palomares & Caro, 1999). Porém é necessário levar em consideração que indivíduos de onças-pardas em regiões temperadas podem atingir o dobro da massa corporal de indivíduos que ocorrem nos trópicos (Sunquist & Sunquist, 2002) e, portanto talvez não exerçam uma ação de predação tão forte sobre jaguatirica em ambientes tropicais.

A jaguatirica, por sua vez, pode afetar fortemente as espécies de gatos menores, como descrito por Oliveira et al. (2010), denominado de “efeito *pardalis*”. Segundo este autor, a jaguatirica exerce o papel de mesopredador de topo na guilda de pequenos felinos, afetando negativamente suas populações enquanto que as espécies de gato maiores (onça-pintada e onça-parda) parecem não ter um efeito sobre a jaguatirica.

Este capítulo então realizará a análise da atividade da jaguatirica em relação a outras espécies, que potencialmente afetam sua ocorrência no Parque Nacional da Serra da Capivara e discutirá as possíveis razões biológicas para os resultados encontrados.

Material e Métodos

A coleta dos dados para a análise sobre a coocorrência foi realizada conforme descrito nos capítulos 01 e 02 desta dissertação. Foi calculado o sucesso de captura em cada estação para todas as espécies utilizadas nesta análise (ver abaixo). Este sucesso foi calculado como o número de registros em cada estação por 100 câmeras*noite (Dillon & Kelly, 2007; Davis et al., 2011). Para garantir a independência dos registros, as fotografias consecutivas da mesma espécie em um período inferior a 30 minutos na mesma estação de captura foram consideradas como apenas um registro (Silver et al., 2004; Kelly & Holub, 2008; Davis et al., 2011), exceto nos casos em que diferentes indivíduos foram claramente identificados.

Para a análise, foi considerado que cada estação de captura era acessível para todas as espécies, e que as espécies não estavam presentes nas estações em que não foram registradas (sem não-detecção). Cada estação de captura foi considerada como uma unidade amostral, considerando que os sucessos de captura entre as estações são independentes devido ao grande espaçamento (2,9 km \pm SD 0,4 km) existente entre elas. Para o cálculo da relação entre o sucesso de captura da jaguatirica e as diferentes espécies, foram utilizados os coeficientes da correlação de Spearman, já que os dados de sucesso de captura foram não normais. No entanto, devido ao provável número de valores empatados no ranqueamento da correlação de Spearman, foi utilizada também a correlação Gamma (Goodman & Kruskal, 1954, Bodenhofer & Klawoon, 2008), um método robusto que leva explicitamente os empates em conta para a análise. Foram considerados resultados significativos valores de $p \leq 0,05$.

As espécies utilizadas foram animais comumente registrados nas estações de captura, que se encaixaram em três grupos:

(1) potenciais predadores: onças-pintadas e onças-pardas. É esperado que estas espécies influenciem negativamente o sucesso de captura da jaguatirica. A onça pintada por predação e a onça-parda por predação e competição por presas.

(2) potenciais competidores: gato-maracajá, gato-do-mato-pequeno, cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*). A jaguatirica pode ser afetada ou afetar negativamente,

através da competição por presas, estas espécies de carnívoros. Assim espera-se que estas espécies possuam uma relação negativa com a presença da jaguatirica.

(3) potenciais presas: pequenos mamíferos (mocós – *Kerodon rupestris*, preás – *Cavia aperea*, cutias – *Dasyprocta* sp., e gambás – *Didelphis albiventris*) e aves de médio porte (seriemas – *Cariama cristata*, e jacutingas – *Pipile* sp.). Estas espécies são potenciais presas da jaguatirica e foram comumente registradas nas estações de captura. É esperado que o sucesso de captura da jaguatirica esteja positivamente relacionado com o sucesso de captura destas espécies.

Para a análise, estes três grupos foram subdivididos em: Onça-pintada; Onça-parda; Cachorro-do-mato; Pequenos gatos; Pequenos mamíferos e Aves. Isto devido a cada um destes grupos poderem afetar ou serem afetados pela jaguatirica de maneira diferente.

Resultados

A jaguatirica foi registrada em 50 das 58 estações de captura, com a média do sucesso de captura entre as estações na qual ela foi registrada de 4,09 variando entre 0,72 a 16,54 jaguatiricas a cada 100 armadilhas*noite (0,72 a 16,54%). As outras espécies também apresentaram sucesso de captura variáveis (Tabela 3). A média do sucesso de captura das jaguatiricas foi significativamente maior nas estações de capturas onde a onça-parda esteve ausente, em relação às estações em que ela esteve presente (médias=5,63 e 3,29; $df=56$, $t=-2,09$, $p=0,04$). Não houve diferenças significativas entre o sucesso de captura da jaguatirica entre estações com e sem as outras espécies amostradas.

Tabela 4: Média do sucesso de captura* das diferentes espécies amostradas no Parque Nacional da Serra da Capivara nas 58 estações de captura.

Espécie	Estações presentes	Sucesso de Captura	Varição na presença
Jaguatirica	50 (86%)	4,09	0,72 - 16,54
Pequenos gatos **	38 (65%)	1,53	0,71 - 08,08
Cachorro-do-mato	53 (91%)	10,52	0,72 - 40,08
Onça-pintada	44 (75%)	2,68	0,72 - 11,59
Onça-parda	38 (65%)	1,48	0,72 - 08,88
Pequenos mamíferos **	50 (86%)	8,26	0,72 - 30,82
Aves **	47 (81%)	4,63	0,72 - 28,67

* Sucesso de captura = número de registros por 100 câmeras*noite

** Ver texto para definição de espécies amostradas

O sucesso de captura da jaguatirica, da mesma forma, mostrou uma correlação negativa com o sucesso de captura da onça-parda nas duas correlações aplicadas (Spearman - $r_s=-0,274$ $p=0,037$ e Gama $r_\gamma=-0,210$ $p=0,030$), e nenhuma correlação com as outras espécies. No entanto houve uma correlação positiva marginalmente significativa com o sucesso de captura de pequenos mamíferos presas na correlação de Spearman ($r_s=0,245$, $p=0,064$) e para a correlação Gama ($r_\gamma=0,164$ $p=0,073$), e marginalmente negativa para cachorro-do-mato na correlação Gama ($r_\gamma=-0,151$ $p=0,096$) (Tabela 4). Foi obtido cerca de 30% de valores empatados para o ranqueamento da correlação de Spearman.

Tabela 5: Correlação de Spearman (Rs) e Gama (Ry) entre o sucesso de captura* da jagatirica com as diferentes espécies amostradas.

	Pequenos gatos **	Onça-pintada	Onça-parda	Cachorro-do- mato	Pequenos mamíferos **	Aves **
Rs	-0.028	0.047	-0.274 ***	-0.190	0.245 ****	0.100
Ry	-0.024	0.030	-0.210 ***	-0.151 ****	0.164 ****	0.076

* Sucesso de captura = número de registros por 100 câmeras*noite

** Ver texto para definição de espécies amostradas

*** $p < 0,05$

**** $0,1 > p > 0,05$

Discussão

Um ponto a ser considerado é o número de valores empatados, como o mesmo sucesso de captura em diferentes estações, para o ranqueamento da correlação, o que pode enfraquecer a validação dos resultados encontrados através da correlação de Spearman, como por exemplo. Todas as espécies apresentarem alguns valores empatados no sucesso de captura entre as estações (média de 21,5% SD 10,4%). Desta forma a utilização da correlação Gama foi preferível neste caso, já que esta correlação lida diretamente com valores em empates.

A teoria da liberação do mesopredador diz que os predadores de topo devem exercer uma influência negativa forte na comunidade de mesopredadores (Crooks & Soulé, 1999). Caso essa restrição ao mesopredador se aplicasse ao Parque Nacional da Serra da Capivara, a onça-pintada e a onça-parda deveriam afetar negativamente a jaguatirica (mesopredador) de forma mais intensa do que a jaguatirica é afetada por outros fatores. Entre as espécies analisadas, apenas a onça-parda teve alguma relação com o sucesso de captura da jaguatirica. Como esperado, uma maior atividade da onça-parda esteve negativamente relacionada com a atividade da jaguatirica.

A onça-pintada foi responsável pela restrição da dieta da jaguatirica e da onça-parda em um estudo no Panamá (Moreno et al., 2006), sendo então uma espécie que afeta negativamente, em pelo menos alguns casos, a jaguatirica. Essa relação negativa foi inexistente na presente análise. Alguns estudos, porém, ao contrário da expectativa inicial aqui expressa, relataram que a abundância da jaguatirica é maior em ambientes onde a onça-pintada também é abundante (Maffei et al., 2004, 2005; Davis et al., 2011). Donadio & Buskirk (2006) argumentam que existe uma relação entre a massa do predador de topo e a massa do mesopredador para que efeitos como predação intraguilda sejam significantes. Essa relação se encontra em uma razão da massa do predador de topo para o mesopredador entre 2 a 5,4. Menor do que isso e o ataque ao mesopredador é muito arriscado, e, maior do que isso, matar o mesopredador resultaria em pouco benefício ecológico, para justificar o custo energético (Ritchie & Johnson, 2009), já que suas dietas provavelmente não se sobrepoem e não haveria um benefício direto com a exclusão do mesopredador. A onça-pintada, como a onça-parda, possui massa corporal

variando, nos diferentes ambientes em que ocorre, entre 56 a 102 kg para a primeira e entre 30 a 85 kg para a última (Sunquist & Sunquist, 2002). A jaguatirica, entretanto, varia entre 11 e 16 kg (Murray & Gardner, 1997). Considerando a média desta variação, é de se esperar que a jaguatirica apresente uma razão de massa corporal maior do que 5,4 para a onça-pintada, e dentro da faixa de 2 – 5,4 para a onça-parda.

Os resultados indicam, que pelo menos neste ambiente amostrado, a jaguatirica não é afetada pela onça-pintada, o que vai em direção à argumentação de massa corporal proposta por Donadio & Buskirk (2006). É interessante notar que a liberação da dieta da jaguatirica com a exclusão da onça-pintada sugerida por Moreno et al. (2006) foi realizada na América Central (Panamá), onde também foram coletados os dados da menor massa corporal da onça-pintada (Belize) (Rabinowitz, 1986). O menor tamanho da onça-pintada nesta região pode explicar o porquê da existência do efeito desta sobre a jaguatirica na América Central. A onça-parda, tendo uma dieta que sobrepõe parcialmente à da jaguatirica (Emmons, 1987) e possuindo uma razão de massa corporal dentro da faixa estabelecida por Donadio & Buskirk (2006) para a ocorrência de predação intraguilda, poderia influenciar negativamente a jaguatirica. Os resultados encontrados no presente estudo indicam que um efeito negativo da onça-parda sobre a jaguatirica esteja ocorrendo na atividade no semiárido da caatinga.

A atividade da jaguatirica, ao contrário do esperado, pareceu não estar relacionada aos pequenos gatos. Isto vai contra a previsão de Oliveira (2010) sobre o efeito *pardalis*. No entanto, não é possível identificar, no presente estudo, a razão para este fato. A produtividade foi considerada como um fator que regula a intensidade na competição entre espécies de uma mesma guilda como discutido anteriormente (Linnell & Strand, 2000; Creel, 2001; Müller & Brodeur, 2002; Elmhagen & Rushton, 2007). Como o PNSC no semiárido nordestino pode apresentar uma baixa produtividade (ver discussão nos capítulos 1 e 2 desta dissertação) a possível razão para a ausência de interação da jaguatirica e os pequenos gatos silvestres seria a própria produtividade, onde a jaguatirica não atingiria densidade suficiente para afetar os pequenos gatos. A jaguatirica apresentou uma baixa densidade neste local (veja Capítulo 1), o que vai em direção ao argumento da coexistência de predadores devido à baixa densidade do

predador de topo (Linnell & Strand, 2000; Creel, 2001), neste caso considerando a jaguatirica (topo) em relação aos pequenos gatos.

Se a jaguatirica está sendo limitada em sua atividade pela onça-parda a níveis baixos o suficiente para não afetar os pequenos gatos, sua população poderia estar em risco neste ambiente. No entanto, como mencionado no capítulo 01 a onça-parda apresentou um indício de queda em sua abundância relativa em 2007 (Astete, 2008) em relação a 1999 (Wolff, 2001), enquanto que a onça-pintada a aumentou. Visto que a onça-parda foi registrada em um menor número de estações em relação à jaguatirica (Tabela 04), que se encontrou distribuída por todo o Parque, a onça-parda poderia estar sendo afetada tanto pelo aumento da abundância da onça-pintada como pela competição pelas menores presas com a jaguatirica, espécie da qual existem indícios de um aumento populacional (Capítulo 01) acompanhando o aumento populacional da onça-pintada desde a implementação do Plano de Manejo (Astete, 2008). A análise de registros obtidos em diferentes anos pode ajudar a elucidar algumas destas questões sobre a dinâmica destas espécies de carnívoros simpátricos no semiárido brasileiro.

É importante notar que este estudo utilizou o sucesso de captura como um preditor da abundância das espécies amostradas. Este é um método controverso na literatura (Anderson, 2001, 2003; Engeman, 2003). Contudo, como apontado por Kelly e Holub (Kelly e Holub, 2008), alguns estudos demonstraram empiricamente que o sucesso de captura está correlacionado com a abundância do animal estudado (O'Brien et al., 2003). Apesar da discussão da existência de tal relação, o sucesso de captura pode, ao menos, ser utilizado para o teste de hipóteses sobre a ocorrência de uma espécie em relação a variáveis ambientais e a outras espécies (Kelly e Holub, 2008). Neste sentido, o sucesso de captura foi considerado como um preditor válido para o presente estudo. Futuras análises para identificar a ocorrência de influência entre duas espécies podem ser realizadas através da modelagem de probabilidade de ocupação (*occupancy models*) (MacKenzie et al., 2006) e a extensão da amostragem para diferentes períodos pode auxiliar na detecção da dinâmica que estas espécies possuem e o tipo de influência de que exercem entre si.

Epílogo

O presente estudo avaliou pela primeira vez os padrões ecológicos e populacionais da jaguatirica na caatinga, no semiárido do Piauí. Os resultados aqui encontrados mostram características ainda desconhecidas para esta espécie, tanto no Brasil como em sua área total de ocorrência. Estas diferenças, principalmente na área de vida mínima, razão sexual e baixa densidade, podem estar ligados às características únicas existentes neste severo ambiente semiárido, que apresenta uma sazonalidade por vezes imprevisível (Mares et al., 1985).

A baixa densidade encontrada pode significar que a jaguatirica esteja ameaçada no Parque Nacional da Serra da Capivara, ou que neste ambiente ela ocorra naturalmente em baixas densidades. Com o acúmulo de dados será possível descrever melhor a dinâmica populacional que a jaguatirica apresenta e estimar parâmetros como a sobrevivência, recrutamento e mortalidade. A partir disto, será possível inferir se esta baixa densidade é o reflexo de um processo de extinção local ou se é uma característica desta espécie no semiárido.

A utilização de modernos métodos de análises com menor arbitrariedade na estimativa populacional também podem ajudar a explicar o real estado da jaguatirica no PNSC. O desenvolvimento recente de modelos espacialmente explícitos de captura-recaptura (SECR – *spatially explicit capture-recapture*) representou um avanço para as estimativas de densidade (Borchers & Efford, 2008; Royle et al., 2009; Sharma et al., 2010; Sollmann et al., 2011; Reppucci et al., 2011), contornando o problema da estimativa da área efetivamente amostrada (Sollmann et al. 2011) gerando resultados menos subjetivos e com maior facilidade de comparação com outros estudos. No entanto análises utilizando os modelos de criação e aplicação de *buffer* ainda são necessárias para se realizar a comparação com estudos anteriores ao desenvolvimento dos modelos SECR, enquanto esta moderna técnica não seja de comum utilização para a jaguatirica.

A aplicação de métodos específicos para a obtenção de alguns dos parâmetros amostrados, como por exemplo, a utilização de telemetria para a definição da área de vida, é necessária para a obtenção de resultados mais precisos. No entanto, este estudo apresentou uma base para posteriores estudos com a jaguatirica no PNSC e em toda a caatinga, representando um acréscimo ao

conhecimento da ecologia este predador no vasto semiárido, onde ainda é muito restrito o conhecimento sobre carnívoros.

Referências Bibliográficas

- AB'SÁBER, A. N. (1974) O domínio morfoclimático semi-árido das Caatingas brasileiras. *Geomorfologia*, 43: 1-39.
- ABREU, K., MORORIOS, R., SILVAPEREIRA, J., MIRANDA, J., JABLONSKI, E. & PASSOS, F. (2008) Feeding habits of ocelot (*Leopardus pardalis*) in Southern Brazil. *Mammalian Biology - Zeitschrift fur Saugetierkunde*, 73(5): 407-411.
- ANDERSON, D. (2001) The need to get the basics right in wildlife field studies. *Wildlife Society Bulletin*, 29: 1294-1297.
- ASTETE, S. (2008) Ecologia da onça-pintada nos parques nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões, Piauí. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.
- BALME, G.A., HUNTER, L.T.B. & SLOTOW, R. (2009) Evaluating methods for counting cryptic carnivores. *The Journal of Wildlife Management*, 73(3): 433-441.
- BARTNESS, T.J. & ALBERS, H.E. (2000) Activity Patterns and the Biological Clock in Mammals. In: *Activity Patterns in Small Mammals* (Eds. S. Halle & N.C. Stenseth), p. 23-47. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- BELTRÁN, J. & DELIBES, M. (1994) Environmental determinants of circadian activity of free-ranging Iberian lynxes. *Journal of Mammalogy*, 75(2): 382-393.
- BERGER, J., SWENSON, J.E. & PERSSON, I.L. (2001) Recolonizing carnivores and naïve prey: conservation lessons from Pleistocene extinctions. *Science*, 291: 1036-1039.
- BODENHOFER, U. & KLAWONN, F. (2008) Robust Rank Correlation Coefficients on the Basis of Fuzzy Orderings: Initial Steps. *Mathware & Soft Computing*, 15: 5-20.
- BORCHERS, D.L. & EFFORD, M.G. (2008) Spatially explicit maximum likelihood methods for capture-recapture studies. *Biometrics*, 64: 377-85.
- BURT, W.H. (1943) Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of mammalogy*, 24(3): 346-352.
- CARBONE, C. & CHRISTIE, S. (2001) The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*, 4: 75-79.
- CARBONE, C. & GITTLEMAN, J.L. (2002) A common rule for the scaling of carnivore density. *Science*, 295: 2273-2276 .
- CARO, T. & STONER, C. (2003) The potential for interspecific competition among African carnivores. *Biological Conservation*, 110: 65-75.
- CASTELLETTI, C., SILVA, J.M.C., TABARELLI, M. & SANTOS, A.M.M. (2004) Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In *Biodiversidade da Caatinga*:

áreas e ações prioritárias para a conservação (Eds. J.M.C Silva, M. Tabarelli, M. Fonseca e L. Lins) pp. 91–100. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

- CAUGHLEY, G. (2004) Analysis of vertebrate populations. p. 234. 2 edição. Blackburn Press.
- CHAO, A. & HUGGINS, R.M. (2005a) Classic Closed-Population Capture-Recapture Models. In: Handbook of Capture-Recapture Analysis (Eds. Armstrup, S.C., McDonald, T.L. & Manly, B.F.J.) pp. 22-35. Princeton University Press. 313p.
- CHAO, A. & HUGGINS, R.M. (2005b) Modern Closed-Population Capture-Recapture Models. In: Handbook of Capture-Recapture Analysis (Eds. Armstrup, S.C., McDonald, T.L. & Manly, B.F.J.) pp. 58-87. Princeton University Press. 313p.
- CHAO, A., LEE, S.M. & JENG, S.L. (1992) Estimating population size for capture-recapture data when capture probabilities vary by time and individual animal. *Biometrics*, 48: 201-16.
- CHARNOV, E. (1982) The theory of sex allocation. p. 355. Princeton University Press.
- CHESSON, P., GEBAUER, R.L.E., SCHWINNING, S., HUNTLY, N., WIEGAND, K., ERNEST, M.S.K., ET AL. (2004) Resource pulses, species interactions, and diversity maintenance in arid and semi-arid environments. *Oecologia*, 141: 236-53.
- CHINCHILLA, F. (1997) La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*)(Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 45: 1223-1229.
- COCHRAN, W.G. (1978) Laplace's ratio estimators. In: Contributions to survey sampling and applied statistics. (Ed. H.A. David) pp. 3-10. Academic press.
- CRAWSHAW, P. & QUIGLEY, H.B. (1989) Notes on ocelot movement and activity in the Pantanal region, Brazil. *Biotropica*, 21: 377–379.
- CRAWSHAW, P.G. (1995) Comparative ecology of ocelot (*Felis pardalis*) and jaguar (*Panthera onca*) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina. Tese de Doutorado, University of Florida.
- CREEL, S. (2001) Four factors modifying the effect of competition on carnivore population dynamics as illustrated by African wild dogs. *Conservation Biology*, 15: 271–274.
- CROOKS, K.R. & SOULÉ, M.E. (1999) Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400: 563–566.
- CUELLAR, E., MAFFEI, L., ARISPE, R. & NOSS, A. (2006) Geoffroy's cats at the northern limit of their range: activity patterns and density estimates from camera trapping in Bolivian dry forests. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 41: 169-177.

- DARROCH, J.N. (1958) The Multiple-Recapture census, I: Estimation of a closed population. *Biometrika*, 46: 343-359.
- DARWIN, C. (1859) *On The Origins of Species*. Jonh Murray London. 502p.
- DAVIS, M.L. (2009) Densities, habitat-use, and mesopredator release of the ocelot in Belize. Dissertação de Messtrado, Virginia Polytechnic Institute and State University.
- DAVIS, M.L., KELLY, M.J. & STAUFFER, D.F. (2011) Carnivore co-existence and habitat use in the Mountain Pine Ridge Forest Reserve, Belize. *Animal Conservation*, 14: 56-65.
- DAYAN, T. & SIMBERLOFF, D. (2005) Ecological and community-wide character displacement: the next generation. *Ecology Letters*, 8: 875–894.
- DI BITETTI, M.S., PAVIOLO, A. & DE ANGELO, C. (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., PAVIOLO, A., DE ANGELO, C.D. & DI BLANCO, Y.E. (2008) Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology*, 24(2): 189-200.
- 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.
- DICE, L.R. (1938) Some census methods for mammals. *The Journal of Wildlife Management*, 2: 119–130.
- DILLON, A. & KELLY, M.J. (2008) Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. *Journal of Zoology*, 275: 391-398.
- DILLON, A. (2005) Ocelot density and home range in Belize, Central America: camera-trapping and radio telemetry. Dissertação de Mestrado. Virginia Polytechnic Institute and State University.
- DILLON, A. & KELLY, M.J. (2007) Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx*, 41: 469-477.
- DONADIO, E. & BUSKIRK, S.W. (2006) Diet, morphology, and interspecific killing in Carnivora. *American Naturalist*, 167: 524–536.
- EAST, R. (1984) Rainfall, soil nutrient status and biomass of large African savanna mammals. *African Journal of Ecology*, 22: 245–270.
- ELMHAGEN, B. & RUSHTON, S.P. (2007) Trophic control of mesopredators in terrestrial ecosystems: top-down or bottom-up? *Ecology letters*, 10: 197-206.

- EMMONS, L. H. (1987) Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 20: 271–283.
- EMMONS, L. H. (1988) A field study of ocelots (*Felis pardalis*) in Peru. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 43: 133-157
- EMMONS, L.H. & FEER, F. (1997) Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide. p. 396. University Of Chicago Press.
- EMMONS, L.H., SHERMAN, P., BOLSTER, D., GOLDIZEN, A. & TERBORGH, J.W. (1989) Ocelot behavior in moonlight. In: *Advances in Neotropical Mammalogy* (Eds Redford, K., Eiseberg, J.). Sandhill Crane Press, Gainesville. pp. 233–242.
- EMPERAIRE, L. (1984) A região da Serra da Capivara (Sudeste do Piauí) e sua vegetação. *Brasil Florestal*, 60: 5–21.
- EMPERAIRE, L. (1989) La caatinga du sud-est du Piauí (Bresil) estude etnonobotanique. Tese de Doutorado. Paris: Université Pierre at Marie Curi.
- ENGEMAN, R. (2003) More on the need to get the basics right: population indices. *Wildlife Research*, 31: 281-287
- ERLINGE, S., HOOGENBOOM, I., AGRELL, J., NELSON, J. & SANDELL, M. (1990) Density-related home-range size and overlap in adult field voles (*Microtus agrestis*) in southern Sweden. *Journal of Mammalogy*, 71: 597–603.
- FUMDHAM - FUNDAÇÃO MUSEU DO HOMEM AMERICANO (1998) Parque Nacional da Serra da Capivara. p. 94. Alinea Publicações Editora, Teresina.
- FUSCO-COSTA, R., INGBERMAN, B., DO COUTO, H.T.Z., NAKANO-OLIVEIRA, E. & MONTEIRO-FILHO, E.L.D.A. (2010) Population density of a coastal island population of the ocelot in Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Mammalian Biology - Zeitschrift fur Saugetierkunde*, 75: 358-362.
- GARDA, E.C. (1996) Atlas do meio ambiente do Brasil. Editora Terra Viva, Brasília. 160p.
- GEHRT, S. & CLARK, W.R. (2003) Raccoons, coyotes, and reflections on the mesopredator release hypothesis. *Wildlife Society Bulletin*, 31: 836-842.
- GLEN, A. & DICKMAN, C.R. (2003) Effects of bait-station design on the uptake of baits by non-target animals during control programmes for foxes and wild dogs. *Wildlife Research*, 30: 147-149.
- GOODMAN, L.A. & KRUSKAL, W.H. (1954) Measures of association for cross classifications. *Journal of American Statical Association*, 49: 732-764.
- GOULART, F., GRAIPEL, M.E., TORTATO, M., GHIZONI-JR, I., OLIVEIRA-SANTOS, L.G. & CÁCERES, N. (2009) Ecology of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Southern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 4: 137-143.

- HAINES, A.M., GRASSMAN, L.I., TEWES, M.E. & JANEČKA, J.E. (2006) First ocelot (*Leopardus pardalis*) monitored with GPS telemetry. *European Journal of Wildlife Research*, 52: 216-218.
- HAINES, A.M., JANEČKA, J.E., TEWES, M.E., GRASSMAN JR, L.I. & MORTON, P. (2006) The importance of private lands for ocelot *Leopardus pardalis* conservation in the United States. *Oryx*, 40: 90-94.
- HALLE, S. (2000) Ecological Relevance of Daily Activity Patterns. In *Activity Patterns in Small Mammals* (Eds S. Halle & N.C. Stenseth), pp. 67-90. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- HARVESON, P., TEWES, M. & ANDERSON, G. (2004) Habitat use by ocelots in south Texas: implications for restoration. *Wildlife Society Bulletin*, 32: 948-954.
- HAYNE, D.W. (1949) Calculation of size of home range. *Journal of Mammalogy*, 30: 1-18.
- HEISLER-WHITE, J.L., KNAPP, A.K. & KELLY, E.F. (2008) Increasing precipitation event size increases aboveground net primary productivity in a semi-arid grassland. *Oecologia*, 158: 129-40.
- HELLDIN, J.O., LIBERG, O. & GLOERSEN, G. (2006) Lynx (*Lynx lynx*) killing red foxes (*Vulpes vulpes*) in boreal Sweden – frequency and population effects. *Journal of Zoology*, 270: 657-663.
- HERFINDAL, I., LINNELL, J.D.C., ODDEN, J., NILSEN, E.B. & ANDERSEN, R. (2005) Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology*, 265: 63-71.
- HIRAKAWA, H. (2005) Luring bats to the camera-A new technique for bat surveys. *Mammal Study*, 71: 69-71.
- JACKSON, R.M., ROE, J.D., WANGCHUK, R. & HUNTER, D.O. (2006) Estimating Snow Leopard Population Abundance Using Photography and Capture-Recapture Techniques. *Wildlife Society Bulletin*, 34: 772-781.
- KARANTH, K. (1995) Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation*, 71: 333-338.
- KARANTH, K.U. & NICHOLS, J.D. (1998) Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79: 2852-2862.
- KARANTH, K.U., NICHOLS, J.D., KUMAR, N.S. & HINES, J.E. (2006) Assessing tiger population dynamics using photographic capture-recapture sampling. *Ecology*, 87: 2925-2937.
- KARANTH, U. (2002) Monitoring Tigers and Their Prey: A Manual for Researchers, Managers and Conservationists in Tropical Asia. p. 193. Center for Wildlife Studies.

- KELLY, M.J. & HOLUB, E.L. (2008) Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist*, 15: 249–262.
- KELLY, M.J., NOSS, A.J., DI BITETTI, M.S., MAFFEI, L., ARISPE, R.L., PAVIOLO, A., ET AL. (2008) Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy*, 89: 408–418.
- KIE, J.G., MATTHIOPOULOS, J., FIEBERG, J., POWELL, R.A., CAGNACCI, F., MITCHELL, M.S., ET AL. (2010) The home-range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? *Biological sciences*, 365: 2221–2231.
- KOLOWSKI, J. & ALONSO, A. (2010) Density and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in northern Peru and the impact of oil exploration activities. *Biological Conservation*, 143: 917–925.
- KONECNY, M.J. (1989) Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. *Advances in Neotropical mammalogy*, 1989: 243–264.
- KUCERA, T.E., & BARRET, R.H. (2011) A History of Camera Trapping. In: Camera traps in Animal Ecology. (Eds. O'Connell, A.F., Nichols, J.D. & Karanth, K.U) pp. 9-43. Springer. 271p.
- LINNELL, J.D.C. & STRAND, O. (2000) Interference interactions, co-existence and conservation of mammalian carnivores. *Diversity and Distributions*, 6: 169–176.
- LINNELL, J.D.C., ANDERSEN, R., KVAM, T., ANDRÉN, H., LIBERG, O., ODDEN, J. & MOA, P.F. (2001) Home Range Size and Choice of Management Strategy for Lynx in Scandinavia. *Environmental Management*, 27: 869-879.
- LAACK, L.L. (1991) Ecology of the ocelot (*Felis pardalis*) in south Texas. Texas A & I University Press. 226p.
- LEAL, I.R., TABARELLI, M. & DA SILVA, J.M.C. (2008) Ecologia e conservação da caatinga, 3ª edição. Universidade Federal de Pernambuco. 822p.
- LEMONS, J. (2004) Composição florística do Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, Brasil. *Rodriguesia*, 55(85): 55-66.
- LUDLOW, M. & SUNQUIST, M. (1987) Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. *National Geographic Research*, 3: 447–461.
- LYNAM, A., KRETIYUTANONT, J.K. & MATHER, R. (2001) Conservation status and distribution of the Indochinese tiger (*Panthera tigris corbetti*) and other large mammals in a forest complex in northeastern Thailand. *Natural History Bulletin of the Siam Society*, 49: 61-75.

- MACKENZIE, D., NICHOLS, J.D., ROYLE, J.A., POLLOCK, K.H., BAILEY, L.L. & HINES, J.E. (2006) Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic press. 324p.
- MAFFEI, L. & NOSS, A.J. (2008) How Small is too Small? Camera Trap Survey Areas and Density Estimates for Ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica*, 40(1): 71-75.
- MAFFEI, L., CULLAR, E. & NOSS, A. (2004) One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivias Chaco? Camera trapping in the Kaa-lyá National Park. *Journal of Zoology*, 262: 295-304.
- MAFFEI, L., NOSS, A.J., CUÉLLAR, E. & RUMIZ, D.I. (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*, 2:, 349-353.
- MARES, M.A., WILLIG, M.R. & LACHER JR, T.E. (1985) The Brazilian Caatinga in South American zoogeography: tropical mammals in a dry region. *Journal of Biogeography*, 12: 57–69.
- MARTINS, R., QUADROS, J. & MAZZOLLI, M. (2008) Hábito alimentar e interferência antrópica na atividade de marcação territorial do Puma concolor e Leopardus pardalis (Carnivora: Felidae) e outros carnívoros na Estação Ecológica de Juréia-Itatins, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25: 427–435. SciELO Brasil.
- MCNAUGHTON, S., OESTERHELD, M., FRANK, D. & WILLIAMS, K. (1989) Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature*, 341: 142-144.
- MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, DOS RECURSOS HÍDRICOS E DA AMAZÔNIA LEGAL. (1998). Primeiro Relatório Nacional para a Conservação sobre a Diversidade Biológica. Brasília. MMA, 283p.
- MONDOLFI, E. (1986) Notes on the biology and status of the small wild cats in Venezuela. In *Cats of the world: biology, conservation and management* (Eds. Miller, S.D., Everett, D.D. & Kleberg, C.) pp. 125-146. National Wildlife Federation. 501p.
- MORENO, R.S., KAYS, R.W. & SAMUDIO JR, R. (2006) Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline. *Journal of Mammalogy*, 87: 808–816.
- MOURAO, G. & MAGNUSSON, W. (1997) Uso de levantamentos aéreos para o manejo de populações silvestres. In: *Manejo e Conservação de Vida Silvestre no Brasil* (Eds. C. Valladares-Padua & R.E. Bodmer). Sociedade Civil Mamirauá, p.23-33.
- MÜLLER, C.B. & BRODEUR, J. (2002) Intraguild predation in biological control and conservation biology. *Biological Control*, 25: 216–223.

- MURRAY, J.L. & GARDNER, G.L. (1997) *Leopardus pardalis*. *Mammalian Species*, 548: 1–10.
- NIMER, E. (1972) Climatologia da região Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Geografia*, 34: 3–51.
- NILSEN, E.B., HERFINDAL, I. & LINNELL, J.D.C. (2005) Can intra-specific variation in carnivore home-range size be explained using remote-sensing estimates of environmental productivity? *Ecoscience*, 12: 68-75.
- OLIVEIRA, T.G., TORTATO, M.A., SILVEIRA, L., KASPER, C.B., MAZIM, F.D., LUCHERINI, M., JACOMO, A.T., SOARES, J.B.G., MARQUES, R.V. & SUNQUIST, M.E. 2010. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland Neotropics. In: *Biology and Conservation of Wild Felids* (Orgs. D.W. Macdonald & A. Loveridge.). Oxford University Press, Oxford, Reino Unido, p.563-584. .
- OLIVEIRA, T.G. & CASSARO, K. (2005) Guia de campo dos felinos do Brasil. Instituto Pró-Carnívoros. 80p.
- OTIS, D.L., BURNHAM, K.P., WHITE, G.C. & ANDERSON, D.R. (1978) Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife monographs*, 62: 3–135.
- O'BRIEN, T.G., KINNAIRD, M.F. & WIBISONO, H.T. (2003) Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*, 6: 131-139.
- O'BRIEN T.G. (2011). Abundance, Density and Relative Abundance: A Conceptual Framework. In: *Camera Traps in Animal Ecology* (Eds. O'Connell, A.F., Nichols, J.D. & Karanth, K.U) pp. 71-96. Springer. 271p.
- O'CONNELL, A.F., NICHOLS, J.D. & KARANTH, K.U. (Eds.) (2011) *Camera traps in animal ecology*. Springer. 271p.
- PALOMARES, F. & CARO, T. (1999) Interspecific killing among mammalian carnivores. *American Naturalist*, 153: 492–508.
- PARMENTER, R.R., YATES, T.L., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P., DUNNUM, J.L., FRANKLIN, A.B., FRIGGINS, M.T., LUBOW, B.C., MILLER, M., OLSON, G.C., PARMENTER, C.A., POLLARD, J., REXTAD, E., SHENK, M., STANLEY, T.R. & WHITE, C.G. (2003) Small-mammal density estimation: a field comparison of grid-based vs. web-based density estimators. *Ecological monographs*, 73: 1–26.
- PEREIRA, J.E.S. (2009) Dieta de três espécies simpáticas de felídeos - *Leopardus pardalis*, *Leopardus tigrinus* e *Puma yagouaroundi* (Carnivora, felidae) - em floresta ombrófila mista e campos gerais, Paraná, sul do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná.
- PELLERIN, J. 1991. Aspectos físicos. In: *IBAMA. Plano de Manejo: Parque Nacional Serra da Capivara*. pp. 11-19. IBAMA, Brasília, Brasil.

- PRADO, D.E. (2008) As caatingas da America do Sul. In *Ecologia e conservação da caatinga* (eds I.R. Leal, M. Tabarelli & J.M.C. Silva), pp. 3-74. Ed. Universitária da UFPE, Recife.
- RABINOWITZ, A.R. (1986) Jaguar predation on domestic livestock in Belize. *Wildlife Society Bulletin*, 14: 170–174.
- REDFORD, K.H. & EISENBERG, J.F. (1992) Mammals of the Neotropics, Volume 2: The Southern Cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay. University Of Chicago Press. 460p.
- REPPUCCI, J., GARDNER, B. & LUCHERINI, M. (2011) Estimating detection and density of the Andean cat in the high Andes. *Journal of Mammalogy*, 92: 140-147.
- REXTAD, E. & BURNHAM, K. P. (1991). User's guide for interactive Program CAPTURE. Fort Collins: Colorado Cooperative Fish and wildlife Unit.
- RIDOUT, M.S. & LINKIE, M. (2009) Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14: 322-337.
- RITCHIE, E.G. & JOHNSON, C.N. (2009) Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology letters*, 12: 982-98.
- ROYLE, J.A., NICHOLS, J.D., KARANTH, K.U. & GOPALASWAMY, A.M. (2009) A hierarchical model for estimating density in camera-trap studies. *Journal of Applied Ecology*, 46: 118–127.
- SAMPAIO, E.V.S.B. (1995) Overview of the Brazilian caatinga. In: *Seasonally Dry Tropical forests* (eds S.H. Bullock, H.H. Mooney & E. Medina), pp. 35-63. Cambridge University Press, Cambridge.
- SANDELL, M. (1989) The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. *Carnivore behavior, ecology, and evolution*, 1: 164–182.
- SCHOENER, T.W. (1968) Sizes of feeding territories among birds. *Ecology*, 49: 123–141.
- SCHNABEL, Z.E. (1938) The Estimation of the Total Fish Population of a Lake. *American Mathematical Monthly*, 45: 348-352.
- SEGER, J. & STUBBLEFIELD, W. (2002) Models of sex ratio evolution. In: *Sex ratios: concepts and research methods* (Ed. I.C.W. Hardy), pp. 2-25. Cambridge Univ Press, Cambridge.
- SHARMA, R.K., JHALA, Y., QURESHI, Q., VATTAKAVEN, J., GOPAL, R. & NAYAK, K. (2010) Evaluating capture-recapture population and density estimation of tigers in a population with known parameters. *Animal Conservation*, 13: 94-103.

- SILVEIRA, L. (2003) Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114: 351-355.
- SILVEIRA, L., JÁCOMO, A.T. A., ASTETE, S., SOLLMANN, R., TÔRRES, N.M., FURTADO, M.M. & MARINHO-FILHO, J. (2009) Density of the Near Threatened jaguar *Panthera onca* in the caatinga of north-eastern Brazil. *Oryx*, 44: 104.
- SILVER, S.C., OSTRO, L.E.T., MARSH, L.K., MAFFEI, L., NOSS, A.J., KELLY, M.J., ET AL. (2004) The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, 38: 148–154. Cambridge Univ Press.
- SINGH, P., GOPALASWAMY, A.M. & KARANTH, K.U. (2010) Factors influencing densities of striped hyenas (*Hyaena hyaena*) in arid regions of India. *Journal of Mammalogy*, 91: 1152–1159.
- SMAPR - SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DA PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA, (1994) *IBAMA. Plano de Manejo: Parque Nacional Serra da Capivara*. pp. 11-19. IBAMA, Brasília, Brasil.
- SOISALO, M. & CAVALCANTI, S. (2006) Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation*, 129: 487-496.
- SOLLMANN, R., FURTADO, M.M., GARDNER, B., HOFER, H., JÁCOMO, A.T. A., TÔRRES, N.M. & SILVEIRA, L. (2011) Improving density estimates for elusive carnivores: Accounting for sex-specific detection and movements using spatial capture–recapture models for jaguars in central Brazil. *Biological Conservation*, 144: 1017-1024.
- SRBEK-ARAUJO, A.C. & CHIARELLO, A.G. (2007) Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24: 647-656.
- STANLEY, T.R. & BURNHAM, K.P. (1999) A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and Ecological Statistics*, 6: 197–209.
- STANLEY, T.R. & RICHARDS, J.D. (2005) A program for testing capture-recapture data for closure. *Wildlife Society Bulletin*, 33:782–785.
- SUNQUIST, M. (1992) The ecology of the ocelot: the importance of incorporating life history traits into conservation plans. In: *Memorias del Simposio organizado por Fudeci*. pp. 117–128.
- SUNQUIST, M.E. & SUNQUIST, F. (2002) *Wild cats of the world*. University of Chicago Press. 365p.
- TABARELLI, M., SILVA, J.M.C., LEAL, I. & SILVA, J. (2004) Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. In: *Leal, I.R., Tabarelli, M. &*

- da Silva, J.M.C. (2008) *Ecologia e conservação da caatinga*, 3ª edição. pp. 777–796. Universidade Federal de Pernambuco. 822p.
- TERBORGH, J. (1990) The role of felid predators in neotropical forests. *Vida Silvestre Neotropical*, 2: 3–5.
- TERBORGH, J., LOPEZ, L., NUÑEZ, P., 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., NUNEZ, P. & BALUKJIAN, B. (2006) Vegetation dynamics of predator-free land-bridge islands. *Journal of Ecology*, 94: 253–263.
- TEWES, M.E. (1986) Ecological and behavioral correlates of ocelot spatial patterns. Tese de Doutorado, University of Idaho.
- TOMAS, W. & MIRANDA, G. (2006) Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. 2ª Edição. pp. 243–267. Curitiba, Editora UFPR, 667p.
- TROLLE, M. & KÉRY, M. (2003) Estimation of Ocelot Density in the Pantanal Using Capture–Recapture Analysis of Camera-Trapping Data. *Journal of Mammalogy*, 84: 607–614.
- TROLLE, M. & KÉRY, M. (2005) Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia*, 69: 409–416.
- DE VILLA MEZA, A., MARTINEZ MEYER, E. & LÓPEZ GONZÁLEZ, C.A. (2002) Ocelot (*Leopardus pardalis*) food habits in a tropical deciduous forest of Jalisco, Mexico. *The American midland naturalist*, 148: 146–154.
- 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.
- WELLER, S.H. & BENNETT, C.L. (2001) Twenty-four hour activity budgets and patterns of behavior in captive ocelots (*Leopardus pardalis*). *Applied Animal Behaviour Science*, 71: 67–79.
- WHITE, G.C. & BURNHAM, K.P.. (1999) Program MARK: survival estimation from population of marked animals. *Bird Study*, 46(suppl.): 120–138.
- WHITE, G.C. & GARROTT, R.A. (1990) Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic press San Diego, 383p.
- WHITE, G.C., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P. & OTIS, D.L. (1982) Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations. Los Alamos National Laboratory. 235p.

- WILLIAMS, B.K., NICHOLS, J.D. & CONROY, M.J. (2002) Analysis and management of animal populations: modeling, estimation, and decision making. Academic Press San Diego. 835p.
- WILSON, K.R. & ANDERSON, D.R. (1985) Evaluation of two density estimators of small mammal population size. *Journal of Mammalogy*, 66: 13–21.
- WOLFF, F. (2001) Vertebrate ecology in caatinga: A. Distribution of wildlife in relation to water. B. Diet of pumas (*Puma concolor*) and relative abundance of felids. Dissertação de Mestrado, University of Missouri.