

UNIVERSIDADE CATÓLICA DOM BOSCO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM  
CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE AGROPECUÁRIA

Aspectos Ecológicos e Padrão de Depredação de Rebanho Por  
Grandes Felinos No Pantanal Sul

Autor: Diego Francis Passos Viana  
Orientadora: Grasiela Edith de Oliveira Porfírio

Campo Grande  
Mato Grosso do Sul  
Março, 2021

UNIVERSIDADE CATÓLICA DOM BOSCO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM  
CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE AGROPECUÁRIA

Aspectos Ecológicos e Padrão de Depredação de Rebanho Por  
Grandes Felinos No Pantanal Sul

Autor: Diego Francis Passos Viana  
Orientadora: Grasiela Edith de Oliveira Porfírio

"Dissertação apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE AGROPECUÁRIA, no Programa de Pós-Graduação *Strict Sensu* em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária da Universidade Católica Dom Bosco - Área de concentração: "Sustentabilidade Ambiental e Produtiva" Aplicada ao "Agronegócio e Produção Sustentável"

Campo Grande  
Mato Grosso do Sul  
Março, 2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Universidade Católica Dom Bosco  
Bibliotecária Mourãmise de Moura Viana - CRB-1 3360

V614a Viana, Diego Francis Passos  
Aspectos ecológicos e padrão de depredação de rebanho por  
grandes felinos no Pantanal Sul/ Diego Francis  
Passos Viana, sob orientação da profa. Dra. Grasiela  
Edith de Oliveira Porfirio. -- Campo Grande, MS:  
2021.

58 p.: il.;

Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Sustentabilidade  
Agropecuária) - Universidade Católica Dom Bosco, Campo  
Grande-MS, Ano 2021

Inclui bibliografias

1. Reconhecimento de padrões - Imagens fotográficas  
- Pantanal sul-mato-grossense. 2. Bovinos - Depredação  
- Aspectos ecológicos. 3. Animais predadores - Felinos  
I. Porfirio, Grasiela Edith de Oliveira. II. Título.

## **Aspectos Ecológicos e Padrão de Depredação de Rebanho por Grandes Felinos no Pantanal Sul**

**Autor:** Diego Francis Passos Viana

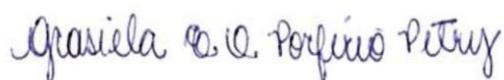
**Orientadora:** Profa. Dra. Grasiela Edith de Oliveira Porfírio Petry

**TITULAÇÃO:** Mestre em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária.

**Área de Concentração:** Sustentabilidade Ambiental e Produtiva

APROVADO em 23 de fevereiro de 2021.

A presente defesa foi realizada por webconferência. Eu, Grasiela Edith de Oliveira Porfírio, como presidente da banca assinei a folha de aprovação com o consentimento de todos os membros, ainda na presença virtual destes.



Profa. Dra. Grasiela Edith de Oliveira Porfírio Petry UFMS/UCDB

Prof. Dr. Rodrigo Gonçalves Mateus – UCDB

Prof. Dr. Gediendson Ribeiro de Araújo - UFMS

## AGRADECIMENTOS

Inicialmente, agradeço ao Universo por estar vivendo uma experiência material no planeta Terra e conseqüentemente agradeço a oportunidade de conviver e aprender com pessoas importantes para minha formação como ser humano e como profissional. Agradeço aos meus pais, Francisco da Cruz Viana e Yara Maria Passos Viana, por terem acreditado e me motivado desde o início, juntamente com minha parceira, Thainan Silva Bornato por fazer parte da minha caminhada em prol da conservação e de um planeta melhor.

Também agradeço a oportunidade de aprender, conviver e trabalhar com profissionais que são inspirações para minha caminhada, como a minha orientadora doutora Grasiela Porfírio, os pesquisadores da Fundação Panthera Rafael Hoogesteijn e Fernando Tortato, além do Antônio Tavares de Lira Neto e Carlos Adriano, pessoas que mais me acompanharam e apoiaram nos serviços de campo.

Ao Instituto Homem Pantaneiro e toda sua equipe, agradeço por acreditarem no meu trabalho assim como as fazendas BrPec e Santa Teresa, que possibilitaram a realização deste trabalho por acreditarem que a sustentabilidade e a conservação de grandes felídeos, está diretamente ligada a produção pecuária.

Agradeço também a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos nos dois anos do curso de mestrado.

Aos amigos, familiares, colaboradores das fazendas e reservas, meu agradecimento por todos os momentos de convivência, aprendizado e apoio mútuo.

## Sumário

LISTA DE TABELAS.....	10
LISTA DE FIGURAS.....	8
RESUMO.....	10
ABSTRACT .....	12
INTRODUÇÃO.....	14
OBJETIVOS .....	16
Objetivo Geral.....	16
Objetivos Específicos.....	16
REVISÃO DE LITERATURA.....	17
REFERÊNCIAS .....	22
CAPÍTULO 1: Can cattle ranching activities drives the activity patterns of the jaguar ( <i>Panthera onca</i> ) and puma ( <i>Puma concolor</i> ) in the Brazilian Pantanal?.....	31
Abstract .....	32
Introduction.....	33
Material and Methods .....	35
Study sites.....	35
Data collection.....	37
Data analysis.....	38
Results .....	39
Discussion .....	42
Conclusion.....	45
Conflict of interest.....	45
Acknowledgements.....	45
References .....	46

CAPÍTULO 2: Padrão de depredação de rebanho bovino por onça-pintada ( <i>Panthera onca</i> ) e onça-parda ( <i>Puma concolor</i> ) em uma propriedade rural do Pantanal sul.....	53
RESUMO.....	53
INTRODUÇÃO.....	53
Material e Métodos .....	56
Área de estudo.....	56
Coleta de dados.....	57
Análise de dados.....	58
RESULTADOS .....	58
DISCUSSÃO .....	62
REFERÊNCIAS .....	63

## LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1 - Can cattle ranching activities drives the activity patterns of the jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in the Brazilian Pantanal?

Figura 1 Study sites in the Brazilian Pantanal.....36

Figura 2 Comparative temporal ecology of pumas (left panel) and jaguars (right panel) on a cattle ranch (CR) and in a protected area (AMR), both located in the Brazilian Pantanal. Overlap is represented by grey shaded areas.....40

Figura 3 Activity patterns and extent of temporal overlap between jaguars (red lines) and pumas (blue lines) at the Amolar Mountain Ridge (AMR) and on a cattle ranch (CR) located in the Brazilian Pantanal.....41

Figura 4 Activity patterns and temporal overlap of female (red line) and male jaguars (blue line) on a cattle ranch (CR) located in the Brazilian Pantanal.....42

ARTIGO 2 - Padrão de depredação de rebanho bovino por grandes felinos em uma propriedade rural do Pantanal sul.

Figura 1 Mapa da área de estudo, indicando os retiros que constituem a propriedade, áreas de reserva legal e áreas de preservação permanente.....56

Figura 2 Frequência de ocorrência das causas de mortes do rebanho da fazenda BrPec (Pantanal de Miranda, MS) no ano de 2017.....58

Figura 3 Número absoluto de machos e fêmeas depredados por grandes felídeos na fazenda BrPec (Pantanal de Miranda, MS) no ano de 2017. ....59

Figura 4 Relação entre o número de bovinos depredados e os níveis de precipitação a cada mês do ano de 2017, na fazenda BrPec (Pantanal de Miranda, MS).....60

Figura 5 Regressão linear simples entre pluviosidade e depredações de rebanho bovino por grandes felinos no ano de 2017, na fazenda BrPec.....60

Figura 6 Classificação dos retiros de acordo com o número de casos de depredação por grandes felinos na fazenda BrPec (Pantanal de Miranda, MS) em 2017.....62

## LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1 - Can cattle ranching activities drives the activity patterns of the jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in the Brazilian Pantanal?

Tabela 1 Periods of activity for jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) recorded by camera trapping. Records of camera trapping at the Amolar Mountain Ridge (AMR) and a cattle ranch (CR), both located in the Brazilian Pantanal based on surveys carried out from 2016 to 2017.....39

ARTIGO 2 - Padrão de depredação de rebanho bovino por grandes felinos em uma propriedade rural do Pantanal sul.

Tabela 2 Média de perdas de cabeças de gado por depredação de felinos no ano de 2017 na fazenda BrPec, Pantanal de Miranda, MS.....60

## RESUMO

Historicamente grandes carnívoros e a produção animal dividem as mesmas áreas em praticamente todo o planeta. A consequência da atividade pecuária nos padrões ecológicos da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), maiores felinos do continente americano, é um aspecto que carece de estudos para o manejo sustentável e redução do conflito com produtores rurais. Nesse sentido, objetivou-se investigar a ecologia temporal entre a onça-pintada e onça-parda, bem como o padrão da depredação de rebanhos bovinos por esses predadores no Pantanal sul. O trabalho teve como objetivos específicos: (i) Comparar os padrões de atividades da onça-pintada e onça-parda entre um mosaico de áreas protegidas e uma fazenda de pecuária, na sub-região de Miranda, localizada no Pantanal Sul. (ii) verificar o padrão de depredação de rebanho bovino por onça-pintada e onça-parda em uma propriedade rural do Pantanal sul dedicada à agropecuária. O estudo foi realizado em quatro áreas: Fazenda BrPec, Fazenda Santa Tereza, RPPN Eliezer Batista, RPPN Acurizal. As coletas de dados foram realizadas mensalmente entre 2016 e 2017. Observou-se a tendência de grandes felídeos apresentarem um padrão mais ativo no período noturno nas áreas de produção pecuária. Nas unidades de conservação as espécies apresentaram um padrão catemeral. Os dados de depredação foram referentes aos casos ocorridos somente na fazenda BrPec. A proporção de bovinos depredados foi de 43,5% em relação as outras causas de morte, os machos da categoria de 0 a 12 meses foram mais depredados em relação aos machos das outras categorias e em relação as fêmeas de mesma faixa etária. 70,71% dos casos de depredação ocorreram nos meses com maiores níveis de precipitação. A análise de regressão linear simples entre as variáveis depredação e precipitação não apontou relação positiva entre elas, outras variáveis como os nascimentos, podem estar influenciando positivamente no número de depredações. Um maior período de avaliação dos casos de depredação além da análise de outras variáveis, são necessárias para gerar mais respostas sobre o padrão de depredação na fazenda. Conclui-se que é essencial entender os padrões de atividades e de depredação para

planejar ações de conservação e coexistência entre produção pecuária e grandes felídeos.

Palavras-chaves: (1) armadilha fotográfica; (2) Conservação; (3) Felidae; (4) Pantanal.

#### ABSTRACT

The conflict between carnivores and livestock occurs in several regions of the planet and is one of the main threats of extinction for predators and generates losses for farmers. The consequence of livestock activity in the activity pattern of the jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*), the largest cats in the American continent, is an aspect that influences the cases of cattle depredation (*Bos* sp.). The objective of this study was to evaluate the effect of livestock production on the activity pattern of the jaguar and puma and the pattern of herd depredation on a farm in the Pantanal Sul-mato-grossense, in the sub-region of Miranda and compared it with the pattern of activity of these species in conservation units in the Pantanal, in the sub-region of Paraguay, Corumbá / MS. The work had as specific objectives: (i) To describe the activity patterns of both species in each area; (ii) Compare the activity patterns of each species between areas; (iii) Assess the extent of temporal overlap between jaguar and puma in both areas; (iv) Estimate the proportion of depredated animals in relation to other causes; (v) Assess the distribution of cases of depredation by age and sex; (vi) Assess the distribution of depredation cases throughout 2017; and (vii) Assess the distribution of cases of depredation in the foraging areas of the study area. The study was carried out in four areas: Fazenda BrPec, Fazenda Santa Tereza, RPPN Eliezer Batista, RPPN Acurizal. Data collections were carried out monthly between 2016 and 2017. There was a tendency for large felids to show a more active pattern at night in livestock production areas. In the conservation units, the species showed a catemeral pattern. The depredation data refer to the cases that occurred only on the BrPec ranch. The proportion of depredated cattle was 43.5% in relation to other causes of death, males from 0 to 12 months of age were more depredated in relation to males from other categories and in relation to females of the same age group. 70.71% of the depredation cases occurred in the months with the highest precipitation levels. A simple linear regression analysis between the depredation and exclusion variables did

not show a positive relationship between them, other variables such as births, may be positively influencing the number of depredations. One-year depredation data on the farm is not sufficient to indicate the factors that influence depredation. It is concluded that the sense of activity and depredation patterns is essential to plan conservation and coexistence actions between livestock production and large felids.

Key-words: (1) Camera trap; (2) Conservation; (3) Felidae; (4) Pantanal.

## INTRODUÇÃO

A onça-pintada *Panthera onca* (Linnaeus, 1758) e a onça-parda *Puma concolor* (Linnaeus, 1771) são os maiores felinos do continente americano (NÚÑEZ *et al.* 2000). A perda de habitat gerou a diminuição das populações de onça-pintada e onça-parda em diversos países onde essas espécies ocorrem (HOOGESTEIJN *et al.* 2016; MORA *et al.* 2016; PAYÁN *et al.* 2016; JEDRZEJEWSKI *et al.* 2016, MORATO *et al.* 2018) e, atualmente, ambas estão entre as 20 espécies mais impactadas por esta ameaça (MORRISON *et al.* 2007). A fragmentação e perda do habitat da onça-pintada e onça-parda teve grande influência da expansão agropecuária (CALAÇA *et al.* 2010; DE LA TORRE *et al.* 2018).

Fischer e Lindenmayer (2007) apontaram que as maiores ameaças para a conservação da biodiversidade são a perda e fragmentação de habitat, que influenciam diretamente na dispersão das espécies, podendo ocasionar extinções locais. De fato, grandes predadores necessitam de grandes áreas de vida e uma abundância de presas para manterem populações equilibradas (RIPPLE *et al.* 2014). Para Núñez *et al.* (2000) havendo abundância de recursos, supostamente não existem efeitos negativos na coexistência de espécies que ocupam o mesmo nível trófico em escala espacial e temporal, porém trabalhos que avaliaram a ecologia temporal de onças-pintadas e onças-pardas demonstraram uma tendência de se evitarem temporalmente para minimizar a competição (MONROY-VILCHIS *et al.* 2009; ROMERO-MUÑOZ *et al.* 2010).

Variações consideráveis entre os padrões de atividade das onças-pintadas foram observados nos diversos locais onde ocorrem como Belize (RABINOWITZ; NOTTINGHAM 1986; HARMSSEN *et al.* 2009), Pantanal brasileiro (CRAWSHAW; QUIGLEY 1991), México (NUÑEZ *et al.* 2002), Llanos venezuelanos (SCOGNAMILLO *et al.* 2003) e Chaco boliviano (MAFFEI *et al.* 2004). Considerando os padrões de atividade de onças-pintadas e onças-pardas, alguns estudos observaram a sobreposição entre as espécies (NUÑEZ *et al.* 2002; SCOGNAMILLO *et al.* 2003; HARMSSEN *et al.* 2009). Sabe-se também, que as espécies presas e seus padrões de

atividade tendem a influenciar no padrão de atividade das onças-pintadas e pardas (CRAWSHAW; QUIGLEY 1991; SCOGNAMILLO *et al.* 2003; CRAWSHAW; QUIGLEY 2002).

Além da fragmentação e perda de habitat, as populações de onças-pintadas e onças-pardas são fortemente ameaçadas pela caça por retaliação devido a predação de rebanhos bovinos (HOOGESTEIJN *et al.* 2011; QUIGLEY *et al.* 2015), a caça ilegal até mesmo em áreas protegidas (QUIGLEY; CRAWSHAW JR 1992; SOLLMANN *et al.* 2008; PETRACCA *et al.* 2014) e a perda de conectividade entre populações (OLSOY *et al.* 2016; DE LA TORRE *et al.* 2017).

O Pantanal é reconhecido mundialmente como um importante refúgio para onças-pintadas e onças-pardas (SOISALO; CAVALCANTI 2006; NOWELL; JACKSON 1996). Nesse bioma, que é a maior planície alagada do planeta, abrangendo aproximadamente 200.000 km<sup>2</sup> (SWARTS *et al.* 2000), a produção pecuária ocorre há mais de 200 anos (WILCOX *et al.* 1992), e com ela surgiu boa parte do conflito entre homens e grandes felinos na região (CRAWSHAW; QUIGLEY 2002; BOULHOSA; AZEVEDO 2014). Portanto, o conflito entre produção pecuária e grandes felinos existe desde que os primeiros rebanhos foram introduzidos no Pantanal, e os produtores apontam a depredação dos rebanhos como a principal causa de prejuízo financeiro (ZIMMERMANN *et al.* 2005; AZEVEDO; MURRAY, 2007; CAVALCANTI *et al.* 2012).

A depredação de rebanhos domésticos por onças-pardas e onças pintadas vem sendo objeto de estudos no Brasil há algumas décadas em biomas como Mata Atlântica (MANZATTI 1999, MAZZOLLI *et al.* 2002, CONFORTI; AZEVEDO 2003), o Cerrado (PALMEIRA 2008; UBIALI *et al.* 2018), Floresta Amazônica (MICHALSKI *et al.* 2006) e Pantanal (ZIMMERMANN *et al.* 2005, CAVALCANTI; GESE, 2010, TORTATO *et al.* 2017). A depredação de rebanhos domésticos também já foi alvo de estudos em grande parte dos países onde os grandes felídeos neotropicais ocorrem, como Belize (RABINOWITZ 1986), Venezuela (POLISAR *et al.* 2003), Argentina (PEROVIC; HERRÁN, 1998), Chile (RAUL; JIMÉNEZ 2002), e Guatemala (SOTO-SHOENDER; GIULIANO, 2011).

Várias medidas vêm sendo adotadas por especialistas em diversas regiões da América Latina com o objetivo de reduzir o conflito entre seres humanos e onças-pintadas e onças-pardas (DALPONTE *et al.* 2002; HOOGESTEIJN; HOOGESTEIJN

*et al.* 2014; BOULHOSA; AZEVEDO 2014; HOOGESTEIJN *et al.* 2016). Algumas medidas incluem melhorias nas técnicas de manejo como o uso de cercas elétricas em internados maternidades, uso de sinos em bezerros, uso de luzes e detectores de movimento, cercas em regiões de mata de galeria e utilização de búfalos principalmente nos rebanhos de vacas prenhes e bezerros (HOOGESTEIJN *et al.* 2011; TORTATO *et al.* 2015; VALDERRAMA *et al.* 2016).

A definição de conflito entre seres humanos e grandes carnívoros retrata interações negativas e existe uma dificuldade em avaliar e trabalhar os aspectos mais complexos das interações (MESSMER 2000). Quando a situação é abordada visando a coexistência entre seres humanos e grandes carnívoros o desafio é maior, pois envolve não somente aspectos científicos, mas também valores sociais (MADDEN; MCQUINN 2014). Para a criação de um ambiente propício para a coexistência é necessário considerar aspectos como por exemplo, fornecer apoio social e obter a confiança dos atores envolvidos, além de fontes de financiamento para implementação das estratégias práticas e de prevenção (MADDEN; MCQUINN 2014; MCMANUS *et al.* 2015b). Implementar ações que busquem o equilíbrio entre conservação e produção demandam alterações responsáveis na forma de observar o mundo, bem como ousadia e determinação por parte dos envolvidos (FISCHER *et al.* 2006; NICHOLSON *et al.* 2009; RIPPLE *et al.* 2014).

## OBJETIVOS

### **Objetivo Geral**

Investigar a ecologia temporal entre a onça-pintada e onça-parda, bem como o padrão da depredação de rebanhos bovinos por esses predadores no Pantanal sul.

### **Objetivos Específicos**

- Comparar os padrões de atividades da onça-pintada e onça-parda entre um mosaico de áreas protegidas e uma fazenda de pecuária, na sub-região de Miranda, localizada no Pantanal Sul.

- Verificar o padrão de depredação de rebanho bovino por onça-pintada e onça-parda em uma propriedade rural do Pantanal Sul dedicada à agropecuária.

## REVISÃO DE LITERATURA

De acordo com a taxonomia, a onça-pintada e onça-parda são classificadas como pertencentes à família Felidae, ordem Carnivora, classe Mammalia, filo Chordata e reino Animalia. Eizirik *et al.* (2001) indicou que apesar de apresentarem quatro grupos distintos não totalmente isolados, não existem subespécies de onças-pintadas, baseando-se em análises genéticas e morfológicas. Sobre as onças-pardas Culver *et al.* (2000) sugeriu que a espécie apresenta seis subespécies, de acordo com parâmetros genéticos.

A onça-pintada está na lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção, classificada como Quase Ameaçada (Near Threatened, NT) pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2017 e no Brasil, o MMA (2016) classificou a espécie como Vulnerável (VU) à extinção. Atualmente, a onça-pintada ocupa apenas 51% da sua área de distribuição original (QUIGLEY *et al.* 2017) ocorrendo do sudoeste dos Estados Unidos até a Argentina (MCCAIN; CHILDS 2008; DI BITETTI *et al.* 2016). Já a onça-parda é classificada como Pouco Preocupante (Least Concern-LC) pela IUCN (2015) e como Vulnerável no Brasil, pelo MMA (2016). A onça-parda possui ampla distribuição geográfica, ocorrendo do Canadá ao extremo sul do Chile (SUNQUIST; SUNQUIST, 2002).

As espécies co-ocorrem em grande parte de sua área de distribuição geográfica (SCOGNAMILLO *et al.* 2003). Quanto ao uso do habitat, as duas são capazes de ocupar florestas densas, porém as onças-pardas tendem a ocupar habitats mais abertos e secos quando comparadas as onças-pintadas (SUNQUIST; SUNQUIST 2002). As onças-pardas são mais generalistas em relação ao uso do habitat, ocupando desde diferentes tipos de florestas, passando por planícies, montanhas e desertos, porém preferem ocupar áreas com vegetação densa em sub-bosques (NOWELL; JACKSON 1996).

Animais selvagens e domésticos compõem a dieta das duas espécies. Mamíferos, répteis e aves, foram citados como parte da dieta da onça-pintada, levando em conta todas as áreas onde elas ocorrem (SEYMOUR 1989). A onça-pintada são classificadas como predadores oportunistas (RABINOWITZ;

NOTTINGHAM, 1986), sendo as presas de médio e grande porte os principais constituintes da dieta da espécie (POLISAR *et al.* 2003; SILVEIRA, 2004 e AZEVEDO & MURRAY, 2007). As onças-pardas, assim como as onças pintadas, tem capacidade de abaterem presas de grande porte, porém tendem predação espécies de médio e pequeno porte (SUNQUIST; SUNQUIST 2002).

Vários fatores, como disponibilidade de presa, abundância dificuldade relacionada à captura influenciam na dieta das onças-pintadas (RABINOWITZ; NOTTINGHAM 1986; EMMONS, 1987; SEYMOR 1989). A predação de grandes presas provavelmente ajuda na economia de energia, pois os animais podem se alimentar por até 4 dias da mesma presa (SCHALLER; CRAWSHAW 1980; NUÑEZ *et al.* 2000; SCOGNAMILLO *et al.* 2002), e com isso, o gado (*Bos spp.*), nas áreas onde ocorrem em grande densidade é um importante item da sua dieta (POLISAR *et al.* 2003; PALMEIRA *et al.* 2008; CAVALCANTI; GESE 2010). Em áreas com baixa densidade de presas silvestres o número de depredação de gado, por grandes felinos, tende a ser maior (KHOROZYAN *et al.* 2015), gerando conflito com produtores.

No Pantanal Crawshaw e Quigley (1991) apontou que as onças-pintadas tendem a escolher suas presas por influência do regime de inundação do bioma, bem como pela disponibilidade das espécies presas. Mamíferos de médio e grande porte como o queixada (*Tayassu pecari*), cateto (*Pecari tajacu*), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), tatus além de répteis e aves compõem a dieta da espécie no bioma (AZEVEDO ; MURRAY, 2007).

Pesquisas apontaram que havendo populações viáveis de presas silvestres na área de vida das onças-pintadas e pardas, estas tendem a evitar o ataque aos animais domésticos. Por isso é de grande importância para diminuir o número de bovinos predados em uma propriedade, um ambiente natural viável para a manutenção de populações de espécies silvestres (HOOGESTEIJN *et al.* 2002; AZEVEDO; MURRAY, 2007).

O desmatamento causado pela ocupação humana é um importante fator que influencia na predação de rebanho bovino por onças-pintadas, pois além de diminuir o habitat dos grandes carnívoros, também influencia na população de presas silvestres e empurram essas populações para áreas mais preservadas (AZEVEDO; MURRAY, 2007; MICHALSKI 2006). Nesse caso, a predisposição ao ataque no

rebanho pelas onças-pintadas e pardas é influenciada pelo desmatamento que, além de levar a diminuição do número de presas, também direciona os felinos para áreas mais marginais, o que possibilita o aumento do contato com rebanhos, e conseqüentemente os felinos passam a utilizar o gado como alimento (AZEVEDO; MURRAY, 2007; MICHALSKI, 2006).

Outro fator importante a ser observado é a percentagem das mortes causadas por onças-pintadas em relação ao número total de mortes. Estudos realizados na Venezuela mostraram que em propriedades bem-manejadas do ponto de vista da pecuária e que mantinham boas populações de espécies silvestres, cerca de 6% do total de mortes foram causadas pela predação. Já em propriedades mais desmatadas, que sofreram maior pressão agrícola, o valor de perdas oriundas da predação chegou a ser de 31 % em relação ao total de mortes no rebanho (HOOGESTEIJN *et al.* 2002).

A onça-pintada e a onça-parda, duas espécies que ocorrem em território brasileiro, são encontradas no Pantanal em expressivas densidades (SOISALO; CAVALCANTI, 2006; TROLLE *et al.* 2007). Soisalo e Cavalcanti (2006) estimaram a densidade de onças-pintadas na região do Pantanal de Miranda, nos anos de 2003 e 2004, utilizando dois métodos distintos, cameras-trap e radiotelemetria GPS. Em 2003 a partir da avaliação dos dados de cameras-trap estimaram uma densidade de 10.3 indivíduos a cada 100 Km<sup>2</sup>, e na avaliação por radiotelemetria GPS a densidade estimada foi de 6.6 indivíduos cada 100 Km<sup>2</sup>. No ano de 2004 as estimativas foram de 11.7/100 Km<sup>2</sup> e 6.7/100 indivíduos/Km<sup>2</sup>, utilizando cameras-trap e radiotelemetria GPS, respectivamente (SOISALO; CAVALCANTI, 2006).

Por desempenharem o papel de predadores de topo da cadeia alimentar a onça-pintada e a onça-parda necessitam de grandes áreas de vida (CARUSO *et al.* 2015). Com isso, a antropização de áreas naturais interfere não só nas populações dos grandes felinos como também pode gerar impactos em todo o ecossistema que estas espécies fazem parte, impactando inclusive, as densidades de presas naturais (NOVACK *et al.* 2005;).

Estudos sobre ecologia temporal de onças-pintadas e onças-pardas no Pantanal, apontaram padrões distintos, sendo os animais predominantemente diurnos nas áreas avaliadas por Crawshaw e Quigley (1991) e Foster *et al.* (2013), já na avaliação feita por Porfirio (2017) em mosaico de áreas protegidas, as espécies apresentavam comportamento catemeral. No Chacho boliviano esses felinos são

crepusculares (MAFFEI *et al.* 2004) e são preferencialmente noturnos nos Llanos venezuelanos (SCOGNAMILLO *et al.* 2003), nas florestas secas do México (NUÑEZ *et al.* 2002) e Belize (HARMSEN *et al.* 2009).

A existência de grandes carnívoros em áreas rurais causa efeitos positivos para a humanidade, como os recursos financeiros vindos do turismo de observação dessas espécies (HOOGESTEIJN; HOOGESTEIJN, 2010; TORTATO *et al.* 2017), e valor cultural histórico e religioso da espécie para populações tradicionais em toda a América Latina (SAUNDERS, 1998). Porém também trazem efeitos negativos para os produtores rurais como perdas econômicas oriundas da depredação (DALPONTE, 2002; AZEVEDO; MURRAY, 2007; TORTATO *et al.* 2015; TORTATO *et al.* 2017).

O impacto causado pela depredação de bovinos em fazendas no Pantanal variou entre 0,3% e 2,8% do total do rebanho anual nas localidades já estudadas (DALPONTE, 2002; AZEVEDO; MURRAY, 2007; CAVALCANTI, 2010; TORTATO *et al.* 2015; TORTATO *et al.* 2017). Em outros biomas onde a depredação foi avaliada, as taxas foram de 0,4% do rebanho em uma propriedade rural no Cerrado (PALMEIRA 2008) e Michalski *et al.* (2006) registrou perdas de 1,2%, na Amazônia.

Boulhosa *et al.* (2014) demonstraram que a maioria dos produtores de gado relataram perdas por depredação no Pantanal. Por outro lado, e inexistência de uma metodologia para o levantamento de casos de depredação, além da pouca prática na identificação de carcaças realmente predadas por onças, causam dificuldades para avaliações mais assertivas (BOULHOSA *et al.* 2014).

Além da caça por retaliação à depredação do rebanho bovino, concepções culturais e sociais, como medo e a emoção da caça, influenciam diretamente no conflito entre grandes felinos e a produção de gado (MARCHINI *et al.* 2012). Zimmermann *et al.* (2005) registraram que mesmo os produtores que sofrem impacto da predação de rebanhos por onças-pintadas no Pantanal admiram a beleza do animal e valorizam a importância da espécie, porém demonstram que isso não garante a proteção desta. Porfirio *et al.* (2016) registraram o mesmo padrão em moradores de comunidades ribeirinhas que vivem às margens do Rio Paraguai.

Muitas vezes o impacto percebido referente aos casos de depredação por carnívoros é maior do que o impacto real, intensificando as ameaças a estas espécies (MARCHINI; MACDONALD, 2012). A percepção das pessoas referente ao impacto causado por onça-pintada, divide-se em impacto na pecuária e na segurança humana.

No Pantanal a percepção sobre o impacto da depredação de rebanho doméstico é mais relevante em comparação a Amazônia onde a percepção maior é referente a segurança humana (MARCHINI; MACDONALD, 2018).

Melhorias nas técnicas de manejo como o uso de cercas elétricas em internadas maternidades, uso de sinos em bezerros, uso de luzes e detectores de movimento, cercas em regiões de mata de galeria e utilização de búfalos principalmente nos rebanhos de vacas prenhes e bezerros, foram medidas implementadas com o objetivo de diminuir o impacto da predação de animais domésticos por grandes felinos (HOOGESTEIJN; HOOGESTEIJN, 2011; TORTATO *et al.* 2015; VALDERRAMA *et al.* 2016). Eklund *et al.* (2017) realizaram uma revisão da literatura científica do período de 1990-2016, buscando evidências da efetividade das intervenções humanas para reduzir a predação de rebanho por grandes carnívoros, e mostraram que estudos experimentais ou quase-experimentais foram raros no campo, e em apenas 21 estudos foram implementadas áreas controle na avaliação das intervenções.

Uma importante estratégia de mitigação para o conflito entre produção pecuária e onças-pintadas no Pantanal é a implementação do turismo de observação de onças-pintadas. Tortato *et al.* (2015) apontou que na região do Porto Jofre, localizada no Pantanal do estado do Mato Grosso, o turismo de observação de onças-pintadas gerou uma receita 56 vezes maior que o prejuízo causado pelos casos de depredação dentro de fazendas de gado na região e que estas perdas poderiam ser compensadas por um sistema de pagamentos voluntários dos turistas.

Apesar de sua importância na manutenção de populações de onças-pintadas e pardas, apenas 14.800 km<sup>2</sup> (5.71%) de Pantanal estão protegidos por alguma categoria de unidade de conservação (DUDLEY, 2008), sendo que mais de 93% do Pantanal ainda é área privada dedicada a pecuária e, mais recentemente, a agricultura. Contudo, cabe ressaltar que propriedades rurais, por lei, devem manter 20% da vegetação natural como reserva legal (Decreto do IMASUL Nº 14.273 , DE 8 DE OUTUBRO DE 2015).

Uma significativa parcela das áreas protegidas do bioma Pantanal encontra-se na Serra do Amolar, localizada na sub-região do Pantanal denominada Paraguai (SILVA; ABDON, 1998; JUNK *et al.* 2006). A região foi classificada como área de alta prioridade para a conservação da onça-pintada (RABNOWITZ; ZELLER, 2010) representando uma área que apresenta hábitat propício para a espécie, com

populações estáveis de presas e populações significativas de onças-pintadas. Na Serra do Amolar, há um conjunto de áreas que compõem a Rede de Proteção e Conservação da Serra do Amolar (RPCSA), composto por Reservas particulares, pelo Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense e propriedades rurais (BERTASSONI *et al.* 2012) que assumiram um compromisso de conservação.

## REFERÊNCIAS

AZEVEDO, F.; MURRAY, D. Evaluation of Potential Factors Predisposing Livestock to Predation by Jaguars. **Journal of Wildlife Management**, v. 71, n.7,p. 2279-2386, 2007.

BARUA, M.; BHAGWAT, S.; JADHAV, S. The hidden dimensions of human–wildlife conflict: health impacts, opportunity and transaction costs **Biol. Conserv**, v. 157, p. 309–316, 2012.

BOULHOSA, R; AZEVEDO, F. Perceptions of ranchers towards livestock predation by large felids in the Brazilian Pantanal. **Wildlife Research**, v. 41, n. 4, p. 356-365, 2014.

CALAÇA, A.; MELO, F.; DE MARCO JÚNIOR, P.; JÁCOMO, A.; SILVEIRA, L. A influência da fragmentação sobre a distribuição de carnívoros em uma paisagem de cerrado. **Neotropical Biology and Conservation**, v.5,p.31-38, 2010.

CARUSO, N.; GUERISOLI, M.; LUENGOS VIDAL, E.; CASTILLO, D.; CASANAVE, E.; LUCHERINI, M. Modelling the ecological niche of an endangered population of Puma concolor: First application of the GNESFA method to an elusive carnivore. **Ecological Modelling**, v. 297, v. 11-19,2015.

CAVALACANTI, S; GESE, E. Kill Rates and Predation Patterns of Jaguars (*Panthera onca*) Preying on Livestock and Native Prey in the Southern Pantanal, Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 91, p. 722-736, 2010.

CAVALCANTI, S.;AZEVEDO, F.; TOMÁS, W.; BOULHOSA, R.;CRASHAW JR, P. The status of the jaguar in the Pantanal. **Cat News Special Issue**,v.7,p. 29-34, 2012b.

CRAWSHAW, P.; QUIGLEY, H. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. **Journal of Zoology**, v.223, p.357-370, 1991.

CRASHAW, P.; QUIGLEY, H. Hábitos alimentarios del jaguar y el puma em el Pantanal, Brasil, com implicaciones para su manejo y conservación. In MEDELLIN, R.;EQUIHUA, C.; CHETKIEWICZ, C.; CRAWSHAW, P.; Rabinowitz, A.; K.; REDFORD, A.; ROBINSON, J.; SANDERSON E.; TABER A. (org.), **El jaguar en el Nuevo Milenio**.México: Fondo de Cultura Económica, p. 223-236, 2002.

CONFORTI, V.; AZEVEDO, F. Local perceptions of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguaçu National Park area, south Brazil. **Biological Conservation**, v. 111, p. 215-221, 2003.

CULLEN Jr, L.; SANA, D.; LIMA, F.; De ABREU, K.; UEZU, A. Selection of habitat by the jaguar, *Panthera onca* (Carnivora: Felidae), in the upper Paraná River, Brazil. **Zoologia**, v.30, p.379–387, 2013.

CULVER, M.; JOHNSON, W.E.; PECON-SLATTERY, J.; O'BRIEN, J. Genomic ancestry of the American puma (*Puma concolor*). **Journal of Heredity**, v.91, p.186-197, 2000.

DALPONTE, J. Dieta del jaguar y depredación de ganado em el norte del Pantanal. In: MEDELLIN, R.;EQUIHUA, C.; CHETKIEWICZ, C.; CRAWSHAW, P.; Rabinowitz, A.; K.; REDFORD, A.; ROBINSON, J.; SANDERSON E.; TABER A. (org.), **El jaguar en el Nuevo Milenio** .México: Fondo de Cultura Económica, 2002, p. 201-204.

DELA TORRE, A.; NÚÑEZ, J.; MEDELLIN, R. Habitat availability and connectivity for Jaguars in the southern Mayan Forest: Conservation priorities for a fragmented landscape. **Biological Conservation**, v.206, p.270-282, 2017.

DE LA TORRE, A.; GONZALEZ-MAYA, J.; ZARZA, H.; CEBALLOS G.; MEDELLÍN, R. The jaguar's spots are darker than they appear: assessing the global conservation status of the jaguar *Panthera onca*. **Oryx**, v.52, p. 300–15, 2018.

DI BITETTI, M.; DE ANGELO, C.; QUIROGA, V.; ALTRICHTER, M.; PAVIOLO, A.; CUYCKENS, G.; PEROVIC, P. Estado de conservacion del Jaguar en Argentina. In: R.A. Medellin, J.A. de la Torre, C. Chavez, H. Zarza and G. Ceballos (eds), **El Jaguar em el Siglo XXI: La Perspectiva Continental**, Fondo de Cultura Economica, Universidad Nacional Autonoma de Mexico, Ciudad de Mexico, 2016.

DUDLEY, N. (Ed.). Guidelines for applying protected area management categories . Gland, Switzerland: **IUCN**, p. 86. 2008.

EIZIRIKI, E.; KIM, J.; MENOTTI-RAYMOND, M.; CRAWSHAW, P.; OBRIEN, S.; JOHNSON, W. Phylogeography, population history and conservation genetics of jaguars (*Panthera onca*, Mammalia, Felidae). **Molecular Ecology**, v.10, p. 65 - 79, 2001.

FISCHER, J.; LINDENMAYERD, D.; MANNING, A. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: Ten guiding principles for commodity production landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.4, p. 80–86, 2006.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 265–280, 2007.

FOSTER, V.; SARMENTO, P.; SOLLMANN, R.; TÔRRES, N.; JÁCOMO, A.; NEGRÕES, N.; FONSECA, C.; SILVEIRA, L. Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. **Biotropica**, v. 45, p. 373-379, 2013.

HOOGESTEIJN, A.; HOOGESTEIJN, R.; BOEDE, E.; GONZALEZ-FERNANDE, A.; ISASI-CATALA, E.; YERENA, E.; TORRES, D. Situacion de las poblaciones del Jaguar en Venezuela, estudio retrospectivo. In: MEDELLIN, R.; CHAVEZ, C.; DELA TORRE, A.; ZARZA, H.; CEBALLOS, G. (org.). **El Jaguar em el Siglo XXI. La Perspectiva Continental**. México: Fondo de Cultura Economica, p. 277-302, 2016.

HOOGESTEIJN, R.; BOEDE, E.; MONDOLFI, E. 2002. Observaciones sobre la depredación de jaguares sobre bovinos en Venezuela y los programas de control

gubernamentales. In: MEDELLIN, R.; EQUIHUA, C.; CHETKIEWICZ, C.; CRAWSHAW, P.; Rabinowitz, A.; K.; REDFORD, A.; ROBINSON, J.; SANDERSON E.; TABER A. (org.), **El jaguar en el Nuevo Milenio**. México: Fondo de Cultura Económica, p. 183-197, 2002.

HOOGESTEIJN, R.; BOEDE, E.; MONDOLFI, E. Observaciones sobre la depredación de jaguares sobre bovinos en Venezuela y los programas de control gubernamentales. **Symposium jaguares em el nuevo milenio**. México: WCS y UNAM, p. 183-197, 1999.

HOOGESTEIJN, R.; HOOGESTEIJN, A. **Estrategias anti-depredacion para fincas ganaderas em Latinoamerica: una guia**. Campo Grande: Panthera, 2011.

HOOGESTEIJN, R.; HOOGESTEIJN, A. **Anti-predation strategies for cattle ranches in Latin America: A Guide**. Campo Grande: Panthera, 2014.

JEDRZEJEWSKI, W.; PUERTO, M.; GOLDBERG, J., *et al.* Density and population structure of the jaguar (*Panthera onca*) in a protected area of Los Llanos, Venezuela, from 1 year of camera trap monitoring. **Mammal Research**, v. 62, p. 9–19, 2017.

KHOROZYAN, I.; GHODDOUSI, A.; SOOFI, M.; WALTERT, M. Big cats kill more livestock when wild prey reaches a minimum threshold. **Biological Conservation**, v. 192, p.268-275, 2015.

MADDEN, F.; MCQUINN, B. Conservation's blind spot: The case for conflict transformation in wildlife conservation. **Biological Conservation**, v. 178, p. 97–106, 2014.

MANZATTI, L. Predação de animais domésticos e plantações no entorno do Parque Nacional do Iguaçu (PR) – Análise da percepção de fazendeiros e alternativas de manejo. **Dissertação de Mestrado**, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP), Piracicaba, 1999.

MARCHINI, S.; MACDONALD, D. Predicting ranchers' intention to kill jaguars: Case studies in Amazonia and Pantanal. **Biological Conservation**, v.147, p. 213-221, 2012.

MAZZOLLI, M.; GRAIPEL, M; DUNSTONE, N. Mountain lion depredation in southern Brazil. **Biological Conservation**, v.105, p. 43-51, 2002.

MCCAIN, E.; CHILDS, J. Evidence of Resident Jaguars (*Panthera onca*) in the Southwestern United States and the Implications for Conservation. **Journal of Mammalogy**, v. 89, p. 1-10, 2008.

MCMANUS, J.; DICKMAN A.; GAYNOR, D.; SMUTS, B.; MACDONALD, D. 2015a. Dead or alive? Comparing costs and benefits of lethal and non-lethal human-wildlife conflict mitigation on livestock farms. **Oryx**, v. 49, p. 687–695, 2015a.

MONROY-VILCHIS, O.; URIOS, V.; ZARCO-GONZALÉZ, M.; RODRIGUÉZ-SOTO, C. Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. **Animal Biology**, v.59, p. 145-157, 2009.

MORA, J.; POLISAR, J.; PORTILHO, H.; FRANKLIN, C. Estado del Jaguar en Honduras. *In*: MEDELLIN, R.; CHAVEZ, C.; DE LA TORRE, A.; ZARZA, H.; CEBALLOS, G. (org.). **El Jaguar em el Siglo XXI. La Perspectiva Continental**. México: Fondo de Cultura Economica, p. 137-167, 2016.

MORATO, R.; BEISIEGEL, B.; RAMALHO, E.; CAMPOS, C.; BOULHOSA, R. Avaliação do risco de extinção da Onça-pintada (*Panthera onca*, Linnaeus, 1758) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v.3, n.1, p. 122-132, 2013.

MORATO, R.; CONNETTE G.; STABACH, J.; DE PAULA, R.; FERRAZ, K.; KANTEK, D., *et al.* Resource selection in an apex predator and variation in response to local landscape characteristics. **Biological Conservation**, v. 228, p. 233–240, 2018.

MORRISON, J.; SECHREST, W.; DINERSTEIN, E.; WILCOVE, D.; LAMOUREUX, J. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. **Journal of Mammalogy**, v.88, p. 1363-1380, 2007.

MHICHALSKI, F; BOULHOSA, R.; FARIA, A; PERES, Carlos. 2006. Human-wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. **Animal Conservation**, v. 9 p. 179-188, 2006.

NICHOLSON, E.; MACE, G.; ARMSWORTH, P.; ATKINSON, *et al.* Priority research areas for ecosystem services in a changing world. **Journal of Applied Ecology** 46, p. 1139–1144, 2009.

NOWELL, K.; JACKSON, P. Wild Cats. Status Survey and Conservation Action Plan. **IUCN/SSC Cat Specialist Group**: Gland, p.382, 1996.

NOVACK, A.; MAIN, M.; SUNQUIST, M.; LABISKY, R. Foraging ecology of Jaguar and puma in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. **Journal of Zoology**, v. 267, p.167-178, 2005.

NÚÑEZ, R; MILLER, B; LINDZEY, F. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. **Journal of Zoology**, v. 252, p. 373-379, 2000.

OLSOY, P.; ZELLER, K.; HICKE, J.; QUIGLEY, H.; RABINOWITZ, A; THORNTON, D. Quantifying the effects of deforestation and fragmentation on a range-wide conservation plan for jaguars. **Biological Conservation**, v. 203, p. 8-16, 2016.

PALMEIRA, F; CRAWSHAW, P; HADDAD, C; Ferraz, K; VERDADE, L. Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and Jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. **Biological Conservation**, v.141, p. 118-125, 2008.

PAYAN, E.; SOTO, C.; RUIZ-GARCIA, M.; NIJHAWAN, S.; GONZALEZ-MAYA, J.; VALDERRAMA, C; CASTANO-URIBE, C. Unidades de conservación, conectividad y calidad del hábitat de Jaguar em Colombia. *In*: MEDELIN, J.; DE LA TORRE, H.; ZARZA, C.; CHAVEZ, H.; CEBALLOS, G. (org.). **El Jaguar em el Siglo XXI: La Perspectiva Continental**. México: Fondo de Cultura Económica, p. 240-274, 2016.

PEROVIC, P.; HERRÁN, M. Distribución del jaguar *Panthera onca* em las Provincias de Jujuy y Salta, Noroeste de Argentina. **Mastozoología Neotropical**, v. 5, p. 47-52, 1998.

PETRACCA, L.; RAMIREZ E.; HERNANDEZ, L. Occupancy estimation of jaguar *Panthera onca* to assess the value of east-central Mexico as a jaguar corridor. **Oryx**, v. 48, p. 133-140, 2014.

POLISAR, J. Jaguars, Pumas, their Prey Base and Cattle Ranching: Ecological Perspectives of a Management Issue. **PhD Thesis**, University of Florida, Gainesville, 2000.

POLISAR, J.; MATIX, I.; SCOGNAMILLO, D.; FARRELL, L.; SUNQUIST, M.; EISENBERG, J. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. **Biological Conservation**, v. 109, p. 297-310, 2003.

PORFIRIO, G.; SARMENTO, P.; LEAL, S.; FONSECA, C. How is the jaguar *Panthera onca* perceived by local communities along the Paraguai River in the Brazilian Pantanal?. **Oryx**, 50(1), p. 163-168. 2016.

PORFIRIO, G.; SARMENTO, P.; FONSECA, C. Activity patterns of jaguars and pumas and their relationship to those of their potential prey in the Brazillian Pantanal. **Mammalia**, v.81, p. 401-404, 2017.

QUIGLEY, H.; CRAWSHAW, Peter. A conservation plan for the jaguar (*Panthera onca*) in the Pantanal region of Brazil. **Biological Conservation**, v.61, p.149-157, 1992.

QUIGLEY, H.; HOOGESTEIJN, R.; HOOGESTEIJN, A.; FOSTER, R.; PAYAN, E.; CORRALES, D.; SALOM, R.; URBINA, Y. Observations and Preliminary Testing of Jaguar Depredation Reduction Techniques in and Between Core Jaguar Populations. **Parks Journal**, v.21, p. 63-72, 2015.

QUIGLEY, H.; FOSTER, R.; PETRACCA, L.; PAYAN, E.; SALOM, R.; HARMSSEN, B. *Panthera onca* (errata version published in 2018). **The IUCN Red List of Threatened Species** 2017.

RABINOWITZ, A. Jaguar predation on domestic livestock in Belize. **Wildlife Society Bulletin**. v 14, p. 170-174, 1986.

RABINOWITZ, A.; ZELLER, K.A. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. **Biol. Conserv.** 143, p. 939–945. 2010.

RAU, J.; JIMÉNEZ, J. Diet of puma (*Puma concolor*, Carnivore: Felidae) in coastal and Andean ranges of South Chile. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 37, p. 201-205, 2002.

RIPPLE, W.; ESTES, J.; BESCHTA, R.; WILMERS, C.; RITCHIE, E.; HEBBLEWHITE, M.; *et al.* 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. **Science**, v.343, 1241484, 2014.

ROMERO-MUÑOZ, A.; MAFFEI, L.; CÚELLAR, E.; NOSS, A. Temporal separation between jaguar and puma in the dry forests of Southern Bolivia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 26, p. 303-311, 2010.

SAUNDERS, N. J. 1998. Architecture of Symbolism: The Feline Image. In: Saunders, N.J. (Ed.). **Icons of Power: Feline Symbolism in the Americas**. Routledge, London, UK, p. 12-52, 1998.

SCHALLER, G.; CRAWSHAW, P. Movement patterns of Jaguar. **Biotropica**, v.12, p. 161-166, 1980.

SCOGNAMILLO, D.; MAXIT, I.; SUNQUIST, M.; FARRELL, L. 2002. Ecología del Jaguar y el problema de la depredación de ganado en un hatu de los Llanos venezolanos. In: MEDELLIN, R.; EQUIHUA, C.; CHETKIEWICZ, C.; CRAWSHAW, P.; Rabinowitz, A.; K.; REDFORD, A.; ROBINSON, J.; SANDERSON E.; TABER A. (org.), **El jaguar en el Nuevo Milenio**. México: Fondo de Cultura Económica, p. 139-150, 2002.

SOISALO, M.; CAVALCANTI, S. 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**, v.129, p. 487-496, 2006.

SEYMOUR, K. *Panthera onca*. **Mammalian Species**, v.340, p.1-9, 1989.

SOLLMANN R.; TÔRRES N., SILVEIRA, L. Jaguar conservation in Brazil: the role of protected areas. **Cat News**, v. 4, p.15-20, 2008.

SOTO-SHOENDER, J.; GIULIANO, W. Predation on livestock by large carnivores in the tropical lowlands of Guatemala. **Oryx**, v.45, p. 561–568, 2011.

SUNQUIST, M.; SUNQUIST, F. **Wild Cats of the World**. Chicago: University of Chicago Press. 2002

SWARTS, F. The Pantanal of Brazil, Paraguay and Bolivia: Selected discourses on the World's largest remaining wetland system. **World Conference on Preservation and Sustainable Development in the Pantanal**. Pennsylvania: Hudson MacArthur Publishers Inc. p. 297. 2000.

TORTATO, F.; LAYME, V.; CRAWSHAW, P.; IZZO T. The impact of herd composition and foraging area on livestock predation by big cats in the Pantanal of Brazil: Livestock predation by big cats in the Pantanal. **Animal Conservation**, v. 18, p. 539-547, 2015.

TORTATO, F.; IZZO, T.; HOOGESTEIJN, R.; Peres, C. The numbers of the beast: valuation of jaguar (*Panthera onca*) tourism and cattle depredation in the Brazilian Pantanal. **Global Ecology Conservation**, v. 11, p. 106–114, 2017.

TROLLE, M.; BISSARO, M.; PRADO, H. Mammal survey at a ranch of the Brazilian Cerrado. **Biodiversity and Conservation**, v.16, p. 1205–1211, 2007.

UBIALI, D.; WEISS, B.; UBIALI, B.; COLODEL, E.; VALDERRAMA-VÁSQUEZ, C; PAYAN, E; TORTATO, F; HOOGESTEIJN, R. É possível integrar pecuária à conservação da biodiversidade? Estudo de casos de depredação de ovinos por onça-parda (*Puma concolor*). **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 38, p. 2266-2277, 2018.

VALDERRAMA-VÁSQUEZ, C.; HOOGESTEIJN, R.; GARRIDO, E. **Greco: Manual de Campo Para El Manejo Del Conflicto Entre Humanos y Felinos**. Colômbia: Panthera y USFWS, 2016

VYNNE, C.; KEIM, J.; MACHADO, R.; MARINHO-FILHO, J.; SILVEIRA, L.;

GROOM, M.; WASSER, S. Resource selection and its implications for wide-ranging mammals of the Brazilian cerrado. **PLOS ONE**, v.6, n. 12, 2011.

WILCOX, R. Cattle and environment in the Pantanal of Mato-Grosso, Brazil, 1870-1970. **Agricultural History**, v.66, p. 232-256, 1992.

ZIMMERMANN, A.; WALPOLE, M.; LEADER-WILLIAMS, N. Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar (*Panthera onca*) in the Pantanal of Brazil. **Oryx**, v.39, p. 406–412, 2005.

## CAPÍTULO 1

Can cattle ranching activities drives the activity patterns of the jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in the Brazilian Pantanal?

*Diego Francis Passos Viana<sup>A,B</sup>, Letícia Larcher<sup>B</sup>, Ângelo Paccelli Cipriano Rabelo<sup>B</sup>, Rafael Hoogesteijn<sup>C</sup>, Fernando Rodrigo Tortato<sup>C</sup>, Grasiela Edith de Oliveira Porfírio<sup>A,D,E</sup>*

<sup>A</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária, Universidade Católica Dom Bosco, Avenida Tamandaré, 6000, CEP 79117-900, Campo Grande, Brazil.

<sup>B</sup>Instituto Homem Pantaneiro, Ladeira José Bonifácio 171, Centro, CEP 79.300-010, Corumbá, Brazil.

<sup>C</sup>Panthera Brasil, Rua Comandante Costa, 1155, Sala 01, Centro-Sul, CEP 78.020-400, Cuiabá, Brazil.

<sup>D</sup>Pós-graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Avenida Costa e Silva, s/nº, Cidade Universitária, FAENG, Bloco 7A, CEP 79.070-900, Campo Grande, Brazil

<sup>E</sup> Corresponding author. Email: [grasi\\_porfirio@hotmail.com](mailto:grasi_porfirio@hotmail.com)

Running head: Jaguar and puma activity patterns in the Pantanal

### **Abstract**

The Brazilian Pantanal is a crucial area for jaguar and puma conservation, but the biome is facing several threats, mostly related to anthropogenic activities. Moreover, the main economic activity in the Pantanal is extensive cattle ranching, which occupy nearly 95% of the land. We conducted a comparative study of jaguar and puma activity patterns within a mosaic of protected areas (AMR) and on a cattle ranch (CR) to better understand the activity patterns in these different landscapes. Our objectives were: (i) to describe the activity patterns of both species in each area; (ii) to compare the activity patterns of each species between areas; and (iii) to evaluate the extent of temporal overlap between jaguar and puma in both areas. Moreover, we sought to investigate differences in activity patterns between males and females. We hypothesized that the activity patterns of the jaguar and puma will be biased to the nocturnal period in the cattle ranching areas, caused by the predominance of diurnal human activities associated with the historical human-felid conflict in the Pantanal, while we expected activity patterns in protected areas would be shaped by natural factors. We used data from camera trapping and a non-parametric Kernel density approach to explore interspecific and intraspecific temporal relationships between these species at both sites. We obtained a total of 100 independent records of jaguar and puma at AMR (jaguar=71; puma=29), and 111 independent records of these felids at CR (jaguar=85; puma=26). We observed that activity patterns of jaguars and pumas differed between sites, both being cathemeral in AMR and nocturnal at CR with moderate to high overlaps. Our results also showed that activity patterns of male and female jaguars at CR tend to be similar. Overall, our data suggest that the cattle ranching

activity, although compatible with the occurrence of jaguars and pumas, shapes their pattern of activities.

**Keywords:** activity patterns, camera trapping, conservation, neotropical felids.

## Introduction

Jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) are large felids sympatric throughout most of the jaguar's range in the Neotropics (Núñez *et al.* 2000; Scognamillo *et al.* 2003; de la Torre *et al.* 2017). As the largest terrestrial predators in the Neotropics, these species play important and central roles in the functioning and dynamics of its terrestrial ecosystems (Terborgh 1990; Miller *et al.* 2001; Moreno *et al.* 2006). However, both jaguar and puma have experienced large contractions of their original geographical range due to human interference (Nielsen *et al.* 2015; Quigley *et al.* 2018), primarily due to habitat loss, changes in prey abundance, and persecution mainly owing to livestock predation (Farrell, 2001; Novack *et al.* 2005; Palmeira *et al.* 2008; Mazzolli, 2009, Romero-Muñoz *et al.* 2010). These threats have a more pronounced impact on jaguars, which tend to be less tolerant than pumas to human pressures and habitat modification (De Angelo 2011). Thus, given that these threats have intensified in recent years (Quigley *et al.* 2018), it is important to evaluate how anthropic factors can influence different aspects of jaguar and puma ecology.

Typically, coexistence of similar species is related to differential use of trophic, spatial and/or temporal resources (Schoener 1974), with such differences reducing exploitative and interference competition (Albrecht and Gotelli 2001; Valeix *et al.* 2007). On the other hand, when resources are abundant, competition may be relaxed and resource sharing likely does not negatively affect coexisting species (Núñez *et al.* 2000).

Although space and food are generally the primary resources associated with niche partitioning and coexistence (Schoener 1974), the temporal dimension also exerts an important influence on similar sympatric species that can potentially exhibit interference competition (Carothers and Jaksić 1984). In fact, some previous studies have demonstrated that jaguar and puma may avoid each other temporally to reduce competition (Monroy-Vilchis *et al.* 2009; Romero-Muñoz *et al.* 2010). However, in areas with a higher overlap of the temporal niche, with the jaguar and puma active both day and night, coexistence can be explained by the availability of prey and/or low human interference (Hernández-Saintmartín *et al.* 2013; Ávila-Nájera *et al.* 2016, Porfírio *et al.* 2017). Since felids are sensitive to human disturbance to varying degrees (Zanin *et al.* 2014), this variable cannot be disregarded as a factor also influencing activity patterns and intra/interspecific relationships between jaguar and puma (Paviolo *et al.* 2009; Monroy-Vilchis *et al.* 2009; Ávila-Nájera *et al.* 2016).

The activity patterns of jaguars and pumas in the Pantanal, one of the largest wetlands in the world, has been studied since the 1980s (Crawshaw & Quigley 1991; Silveira, 2004; Foster *et al.* 2013; Porfirio *et al.* 2017). The Pantanal is one of the most important areas for wildlife conservation in South America, representing an important stronghold for several threatened species, including felids (Harris *et al.* 2005; Tomás *et al.* 2019). Although some areas of this biome remain pristine, mainly due to periodic flooding and consequent inhibited human access and agricultural production, most of the surrounding plateaus and floodplains are undergoing drastic landscape change due to anthropogenic activities (Alho and Sabino 2011; Roque *et al.* 2016).

One of the most effective strategies for safeguarding biodiversity is to create protected areas (Alho and Sabino 2011; Lourival *et al.* 2011). Nevertheless, ~ 95% of the Brazilian Pantanal is privately owned. Therefore, working in partnership with the landowners is a priority for the conservation agenda of the Pantanal (Quigley and Crawshaw 1992; Harris *et al.* 2005;

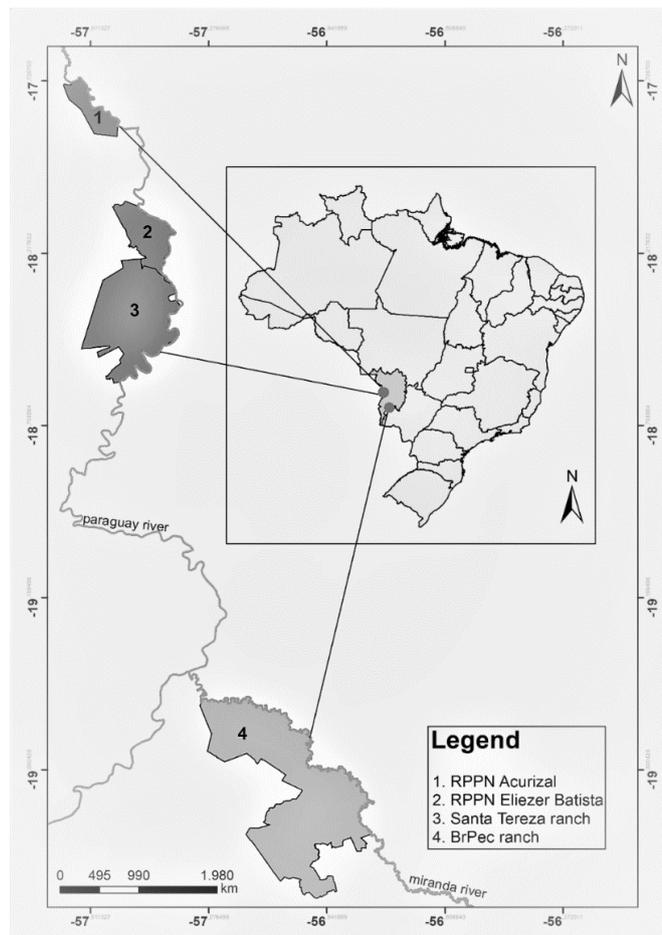
Tomás *et al.* 2019). Indeed, most of the ecological research on jaguar and puma in the Pantanal has been carried out on cattle ranches (Schaller and Crawshaw 1980; Silveira 2004; Soisalo and Cavalcanti 2006; Azevedo & Murray 2007; Cavalcanti and Gese 2010, Tortato *et al.* 2015). With that, it is necessary to evaluate the ecological aspects of the jaguar and puma in protected areas of the Pantanal, without human interference, thus enabling comparisons with the ecology of these cats in the cattle ranches prevailing in the Pantanal landscape. In this study, we conducted a comparative study of jaguar and puma activity patterns in a mosaic of protected areas and a cattle ranch in the Brazilian Pantanal using camera trapping data. We sought to: (i) describe the activity patterns of both species in each area; (ii) compare the activity patterns of each species between areas; and (iii) evaluate the extent of temporal overlap between jaguar and puma in both areas. Moreover, we sought to investigate differences in activity patterns between males and females. Our main hypothesis is that the activity patterns of the jaguar and puma will be biased to the nocturnal period in the cattle ranching areas, caused by the predominance of diurnal human activities associated with the historical human-felid conflict in the Pantanal (Quigley and Crawshaw 1992; Marchini and Macdonald 2012). In protected areas, activity patterns will be shaped by natural factors, for example, the availability of prey (Porfírio *et al.* 2017).

## **Material and Methods**

### **Study sites**

Camera trapping data were collected in a mosaic of protected areas located at the Amolar Mountain Ridge (AMR) in three sites: (1) Private Natural Heritage Reserve (RPPN) Acurizal; (2) RPPN Engenheiro Eliezer Batista and (3) Santa Tereza ranch; and on a cattle ranch (CR): (4) Br PEC, (Figure 1). A Private Natural Heritage Reserves (RPPN) is a category of protected area established by the Brazilian Federal Decree 98.914 of 1990, and updated by Decree 1992 of 1996, where citizens voluntarily engaging protection of representative Brazilian ecosystems

(Porfirio *et al.* 2014). Although Santa Tereza ranch does not have a protected area status, less than 16% of its area is used for cattle ranching (Tortato *et al.* 2015). In this ranch the monitoring and control of environmental crimes (eg. Illegal hunting) is integrated with the neighboring protected areas.



**Figure 1.** Study sites in the Brazilian Pantanal.

The AMR study site comprised almost 970 km<sup>2</sup>, and the main activities are related to scientific research, environmental education and controlled visits. AMR is located in the limits of the western Brazilian Pantanal, close to the border with Bolivia (Porfirio *et al.* 2016). The climate in the Pantanal is classified as Am and Aw, markedly seasonal, with annual rainfall between 1,300 and 1,600 mm (Alvares *et al.* 2014). The rainy season is from October to April, and the dry season is from May to September (Junk *et al.* 2006). The vegetation is mainly

composed of dry and flooded savannah, open grasslands in mountain tops, seasonal deciduous and semi-deciduous forests, as well as gallery and riparian forests (Porfirio *et al.* 2016).

The CR site of 116,000 hectares is mainly dedicated to cattle ranching, but some crop production also occurs. The area is crossed by a highway and it is about 72 km from the city of Miranda. The vegetation on the ranch is principally natural and exotic pastures, crop fields, semideciduous forest, and dry and flooded savannahs. The climate is seasonal, with a rainy season from October to March and a dry season from April to September. Hunting is not allowed in the area.

#### Data collection

Camera trapping surveys were carried out in three areas of AMR: (1) Acurizal RPPN – January to November 2016; (2) Engenheiro Eliezer Batista RPPN – January 2016 to January 2017; and (3) Santa Tereza – June to September 2016. Five digital camera trap stations (Bushnell Trophy Cam<sup>®</sup> and Panthera V3) were installed at each of these three areas along dirt roads, positioned 45 cm from the ground and at an average distance of ~1.5 km from each other in different habitats. Camera traps were programmed to operate 24 hours/day and to take videos of 20-second duration at 10 second intervals. We did not use baits to attract animals. Total sampling effort at AMR was 2,330 camera-days (Acurizal RPPN: 770 camera-days; Engenheiro Eliezer Batista RPPN: 1,295 camera-days; Santa Tereza: 265 camera-days).

We deployed ten camera trap stations at CR (Bushnell HD<sup>®</sup>), which were also installed along dirt roads at 45 cm above ground and ~1.5 km apart, which operated as in AMR. The first CR survey was carried out from May to December 2016 (1,500 camera-days), and a second survey was carried out from February to April 2017 (430 camera-days). Total sampling effort at CR was 1,930 camera-days. In both study areas, camera stations were checked at 15-day intervals to download pictures and change batteries whenever necessary.

### Data analysis

All data obtained from both study areas (AMR and CR) were screened in order to ensure sample independence, allowing an interval of one hour between records of the same species unless individuals could be identified (in which case records were considered independent) (Paviolo *et al.* 2009). Females and males were identified based on secondary characters whenever possible. We converted the time-stamp of each record to solar time using the software Solardials (<http://www.art-spaces.com/solardials/>), and then each observation was classified as diurnal (if the record occurred between 1 hour after sunrise and 1 hour before sunset), nocturnal (if the record occurred between 1 hour after sunset and 1 hour before sunrise), or crepuscular (if the record occurred up to 1 hour before and after sunrise and sunset) following Foster *et al.* (2013). Based on the frequency of records in each of these categories, jaguar and puma from each study site were classified as either diurnal, nocturnal, crepuscular or cathemeral (if record frequency was equivalent between diurnal and nocturnal categories). Independence between records of each species in each category was assessed using a Chi-squared test (Rucco *et al.* 2019).

In order to compare the activity patterns of each species between study areas, to evaluate the extent of temporal overlap between jaguar and puma, and to assess sex-biased activity patterns, we used a nonparametric approach (Ridout and Linkie 2009; Linkie and Ridout, 2011) widely used to investigate activity patterns and temporal ecology (e. g. Foster *et al.* 2013; Monterroso *et al.* 2014; Wang *et al.* 2015; Porfirio *et al.* 2016; Mella-Méndez *et al.* 2019). We only considered cases where  $\geq 10$  independent detections had been obtained (Monterroso *et al.* 2014). We generated activity curves for each sex and species in both areas by Kernel density, and then measured the extent of activity pattern overlap in each case according to a coefficient of overlap appropriate for small sample sizes ( $\Delta_1$ ) that varied from 0 (no overlap) to 1 (complete overlap) (Ridout and Linkie 2009). We obtained 95% confidence intervals of  $\Delta_1$  through a bootstrap procedure with 500 samples (Linkie and Ridout 2011; Foster *et al.* 2013). Temporal

interaction was classified as low overlap ( $\Delta_1 \leq 0.50$ ), moderate overlap ( $0.51 < \Delta_1 \leq 0.75$ ), or high overlap ( $\Delta_1 > 0.75$ ) (Monterroso *et al.* 2014). We employed Watson's two-sample test of homogeneity for circular data (Jammalamadaka and Sengupta 2001) to establish if activity patterns were significantly different (Porfirio *et al.* 2016). All statistical analyses were performed in R software (R Development Core Team 2019).

## Results

We obtained 100 independent records of jaguar and puma at AMR (jaguar=71; puma=29), and 111 independent records of these felids at CR (jaguar=85; puma=26). Jaguars and pumas at AMR could be assigned as cathemeral (active both day and night), since the proportion of records during the day and night were similar ( $X^2=0.385$ ,  $df=2$ ;  $p=0.824$ ). However, jaguar and puma were both nocturnal at CR ( $X^2=0.800$ ,  $df=2$ ;  $p=0.012$ ) (Table 1). As each camera station was composed by a single camera trap we were not able to establish how many individuals were monitored.

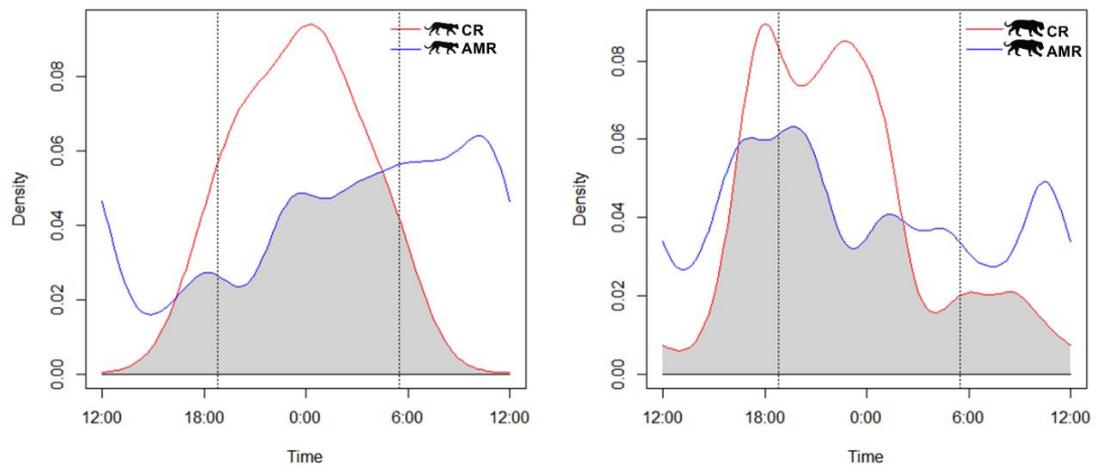
Activity patterns of each species differed significantly between study areas (jaguar:  $U^2=0.3474$ ,  $p < 0.05$ ; puma:  $U^2=0.3109$ ,  $p < 0.05$ ). However, we still observed moderate activity overlap for jaguars at AMR and CR [ $\Delta_1=0.73$  (0.63-0.81)].

**Table 1.** Periods of activity for jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) recorded by camera trapping. Records of camera trapping at the Amolar Mountain Ridge (AMR) and a cattle ranch (CR), both located in the Brazilian Pantanal based on surveys carried out from 2016 to 2017.

Species	Number of records (%)					
	Crepuscular		Diurnal		Nocturnal	
	AMR	CR	AMR	CR	AMR	CR
Jaguar	10 (14)	25 (29)	27 (38)	11 (13)	34 (48)	49 (58)

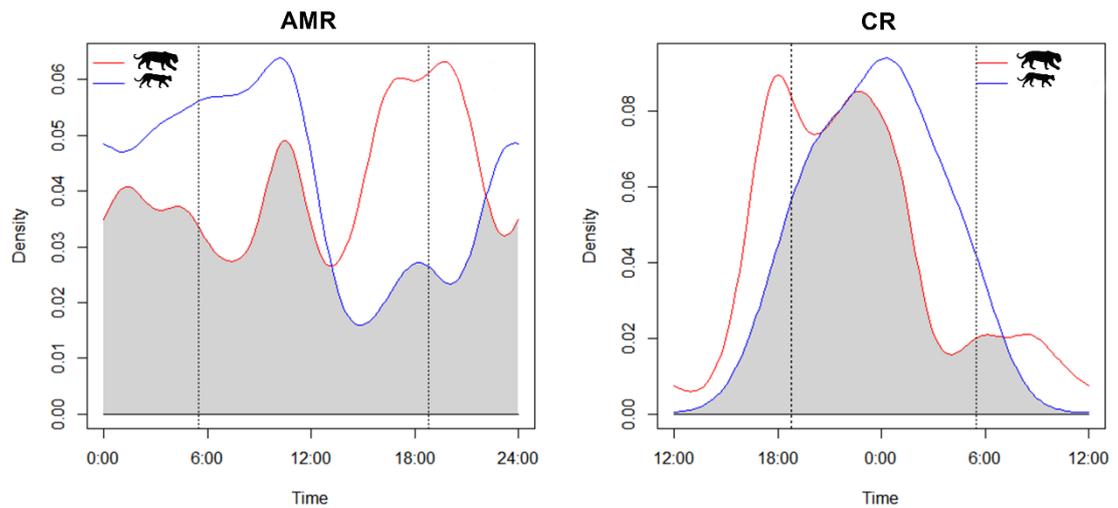
Puma	5 (17.2)	3 (11.6)	12 (41.4)	0 (0)	12 (41.4)	23 (88.4)
------	----------	----------	-----------	-------	-----------	-----------

Puma activity patterns overlapped less between study sites, but still represented moderate overlap [ $\Delta_1=0.60$  (0.42-0.65)] (Figure 2). Puma were never recorded during the daytime at CR (Table 1).



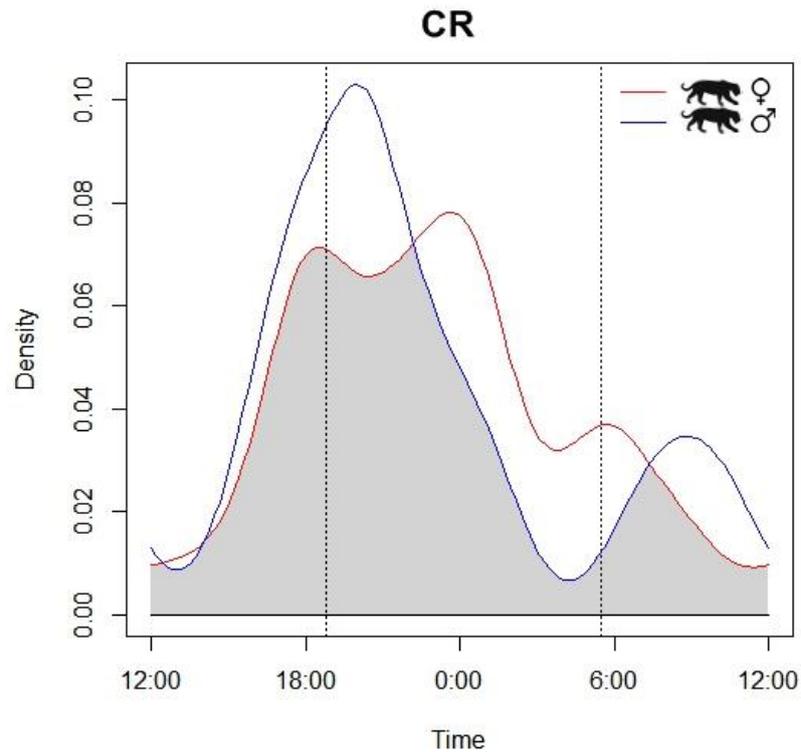
**Figure 2.** Comparative temporal ecology of pumas (left panel) and jaguars (right panel) on a cattle ranch (CR) and in a protected area (AMR), both located in the Brazilian Pantanal. Overlap is represented by grey shaded areas.

Examining study sites separately, activity of jaguar moderately overlapped with that of puma at AMR, perhaps unsurprisingly since their cathemeral activity patterns did not differ significantly [ $\Delta_1=0.73$  (0.54-0.81);  $U^2=0.1688$ ,  $p > 0.05$ ]. Temporal overlap between jaguar and puma was higher at CR, likely owing to their similarly nocturnal activity patterns there [ $\Delta_1=0.75$  (0.56-0.81);  $U^2=0.1588$ ,  $p > 0.05$ ] (Figure 3).



**Figure 3.** Activity patterns and extent of temporal overlap between jaguars (red lines) and pumas (blue lines) at the Amolar Mountain Ridge (AMR) and on a cattle ranch (CR) located in the Brazilian Pantanal. Overlap is represented by the grey shaded areas. Since felids at AMR were cathemeral and those at CR were nocturnal, the graphs have been centered on midday and midnight, respectively.

Due to image quality, we could only distinguish sex for jaguars (female=41 records; male=26; not identified=18) and pumas (female= seven records; male= nine; not identified=10) recorded at CR. Thus, we could only assess differences in activity patterns between female and male jaguar at CR given the number of records. We did not find any evidence for temporal segregation between female and male jaguars at CR ( $X^2=1.436$ ,  $df=2$ ;  $p=0.487$ ), with high overlap in their nocturnal activity patterns [ $\Delta_1=0.78$  (0.56-0.84);  $U^2=0.1081$ ,  $p> 0.05$ ] (Figure 4).



**Figure 4.** Activity patterns and temporal overlap of female (red line) and male jaguars (blue line) on a cattle ranch (CR) located in the Brazilian Pantanal. Overlap is represented by the grey shaded areas.

## Discussion

Our study investigated the activity patterns between jaguars and pumas in one of the most pristine areas of the Brazilian Pantanal (AMR) (Bertassoni *et al.* 2012; Porfirio *et al.* 2017), and a traditional area of cattle ranching of the Pantanal. Jaguars and pumas at AMR were cathemeral, as reported previously by Porfirio *et al.* (2017) in a similar study in this region. Cathemerality exhibited by both predators was mentioned as a mechanism helping to diminish competition since jaguars and pumas may potentially share the same species of prey (Taber *et al.* 1997; Porfirio *et al.* 2017). Moreover, we observed that jaguars and pumas were less active around midday at AMR, probably to avoid the hottest period. These results were similar to that observed by Crawshaw and Quigley (1991) for the jaguar activity in the southern Pantanal.

Furthermore, this tendency to avoid movement during the hottest hours of the day was also reported in the subtropical ecosystem of San Luis Potosí, México (Hernández-Saintmartín *et al.* 2013).

In contrast, both species were nocturnal on the cattle ranch (CR) confirming our hypothesis; exhibiting drastically reduced activity patterns before sunrise, particularly for the jaguar (see Figures 2 and 3). We did not record puma during the daylight on the CR, and most of puma activity (> 85%) occurred in the nocturnal period (as demonstrated in Table 1). Although jaguars and puma are now protected in CR, they have suffered persecution in previous years, and may be maintaining this more prudent and nocturnal behavior by passing it on to their descendants. This predominance of night activity for jaguar have also been reported in other areas of cattle ranching, including elsewhere in the Pantanal (Foster *et al.* 2013) and in the Venezuelan llanos (Scognamillo *et al.* 2002). The same is valid for the puma, which even being considered a more tolerant of human disturbance than jaguars (De Angelo *et al.* 2011), was totally nocturnal in the cattle ranching area of this study, reinforcing the results of Paviolo *et al.* (2009), which observed predominantly nocturnal activities for pumas in low protected areas in the Upper Parana Atlantic Forest. This nocturnal adjustment in the activity patterns of jaguars and pumas in response to human disturbances (Scognamillo *et al.* 2002; Paviolo *et al.* 2009; Foster *et al.* 2013; Ávila-Nájera *et al.* 2016) has already been observed for leopard (*Panthera pardus*), Amur tigers (*Panthera tigris altaica*) ocelot (*Leopardus pardalis*), and southern tiger cat (*Leopardus guttulus*), mainly outside protected areas (Carter *et al.* 2015; Cruz *et al.* 2018; Yang *et al.* 2019). This change in the patterns of wildlife activity can be driven by different contexts. Bobcats (*Lynx rufus*) in California became more nocturnal due to human recreational activities in a California nature reserve (George and Crooks 2006). In a global meta-analysis Gaynor *et al.* (2018) showed the evidence of how human disturbance are making mammals more nocturnal, generating several consequences like in population persistence and

community interactions. Furthermore, not only predators shift their activity times, but also their prey (Shamoon *et al.* 2018).

A previous study performed in AMR reported that pumas and jaguars did not avoid each other, at least temporally (Porfirio *et al.* 2017). In that study, both species were cathemeral ( $\Delta_1=0.88$ ), and tended to follow the same activity patterns of their main prey in the area, i.e., gray brocket deer (*Mazama gouazoubira*), collared peccary (*Pecari tajacu*), and capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*). However, given that, jaguars and pumas were mainly nocturnal on the cattle ranch and the coefficient of temporal overlap was higher there than for AMR, we suggest two probable and potentially linked scenarios. First, felids adopt the same activity patterns as their prey, thereby increasing the likelihood of encounters with them (as reported by Foster *et al.* 2013 and Ávila-Nájera *et al.* 2016). Secondly, human interference/disturbance restricts the activity of both predator and prey, as also observed by Shamoon *et al.* (2018). Therefore, both scenarios can be a response to human activity, in this case, cattle ranching, crop production and its effects/impacts, since Gaynor *et al.* (2018) demonstrated an increase in nocturnality by wildlife as response to human disturbance across several continents and different habitats worldwide. Whether cattle ranching does in fact influence the activity patterns of predators and prey, the impacts can affect other species' behaviors, several ecological interactions, such as trophic interactions, community structure and, finally, evolutionary processes, as highlighted by Gaynor *et al.* (2018). However, to distinguish between or to prove these two possibilities, we would need to investigate and compare prey availability, prey activity patterns, feeding habits of jaguar and puma and the extent of human interference in both areas.

Although we did not have sufficient data to fully assess sex-biased activity patterns for jaguars and pumas within and between areas, our results showed that activity patterns for jaguars on the cattle ranch tended to be similar for males and females. We found only one other

published study (Romero-Muñoz *et al.* 2010) that sought to compare activity patterns between male and female jaguar and puma using camera trapping data. That study was carried out in the dry forests of Bolivia, where jaguar and puma activity patterns did not differ between sexes at any of the study sites. However, given that human interference may influence the activity of jaguar in our study site, these data may not reflect what occurs in protected areas or areas with little human influence.

### **Conclusion**

Our study suggest that the effects of human disturbances made the activities of jaguars and pumas in a cattle ranching almost exclusively nocturnal. In protected areas, both species showed cathemeral activity, induced mainly by natural factors, thus maintaining their original patterns of activity. We conclude that it is essential to maintain and possibly expand protected areas in the Pantanal, without or with as lowest as possible human interference, to maintain the activity patterns of jaguar and puma and their ecological and evolutionary processes. Moreover, we reinforce that approaches to understand intra and interspecific temporal interactions are relevant for conservation and environmental management planning.

### **Conflict of interest**

The authors declare no conflicts of interest.

### **Acknowledgements**

This study was supported by Rede de Proteção e Conservação da Serra do Amolar (Network for Protection and Conservation of Amolar Mountain Ridge), Instituto Homem Pantaneiro (IHP) and BRPEC Company. The first author thanks Universidade Católica Dom Bosco (UCDB) for grant CAPES 88887.364520/2019-00. This study was financed in part by

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, MEC, Brazil and the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001. Special thanks to Panthera Brasil that lent camera traps to cover the study site at AMR, and camera traps and working support at CR. To Wesley Arruda Gimenes Nantes that kindly improved the figures, to Wagner Tolone da Silva Ferreira that built the map of the study sites, and to John O'Brien for the English proofread.

## References

- Albrecht, M., and Gotelli, N. J. (2001). Spatial and temporal niche partitioning in grassland ants. *Oecologia* **126**, 134-141.
- Alho, C. J., and Sabino, J. (2011). A conservation agenda for the Pantanal's biodiversity. *Brazilian Journal of Biology* **71**, 327-335.
- Alvares C. A., Stape J.L., Sentelhas P.C., Gonçalves J.L.M., Sparovek G. (2014). Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* **22**(6): 711–728.
- Ávila-Najera, D. M., Chávez, C., Lazcano-Barreto, M. A., Mendoza, G. D., and Pérez-Elizalde, S. (2016). Overlap in activity patterns between big cats and their main prey in northern Quintana Roo, Mexico. *Therya* **7**, 439-448.
- Azevedo, F. C. C., and Murray, D. L. (2007). Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. *Biological Conservation* **137**(3), 391-402.
- Bertassoni, A., Xavier, N. L., Rabelo, F. A., Leal, S. P., Porfírio, G. E. O., and Moreira, V. F. (2012). Paraguay River environmental monitoring by Rede de Proteção e Conservação da Serra do Amolar, Pantanal, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Science* **72**, 77-84.
- Carothers, J. H., and Jaksic, F. M. (1984). Time as a niche difference: the role of interference competition. *Oikos* **42**, 403-406.

- Carter N., Jasny M., Gurung B., Liu J. (2015). Impacts of people and tigers on leopard spatiotemporal activity patterns in a global biodiversity hotspot. *Global Ecology and Conservation* **3**, 149-162.
- Cavalcanti, S. M., and Gese, E. M. (2010). Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* **91**, 722-736.
- Crawshaw Jr., P. G., and Quigley, H. B. (1991). Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology* **223**, 357-370.
- Cruz, P. *et al.* (2018). Effects of human impacts on habitat use, activity patterns and ecological relationships among medium and small felids of the Atlantic Forest. *PloSOne* **13**, e0200806.
- De Angelo, C., Paviolo, A., and Di Bitetti, M. (2011). Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. *Diversity and Distributions* **17**, 422-436.
- De la Torre, J. A., Núñez, J. M., and Medellín, R. A. (2017). Spatial requirements of jaguars and pumas in Southern Mexico. *Mammalian Biology* **84**, 52-60.
- Farrell, L. E. (2001). Molecular scatology as a conservation tool. *Endangered Species Update* **18**, 133-137.
- Foster, V. C., Sarmiento, P., Sollmann, R., Tôrres, N., Jácomo, A. T. A., Negrões, N., Fonseca, C., and Silveira, L. (2013). Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. *Biotropica* **45**, 373-379.
- Gaynor K. M., Hojnowski C. E., Carter N. H., Brashares J. S. (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science* **360**, 1232–1235.
- George S.L., Crooks K. R. (2006). Recreation and large mammal activity in an urban nature reserve. *Biological Conservation* **133**: 107-117.

- Harris, M. B., Tomas, W., Mourão, G., Da Silva, C. J., Guimarães, E., Sonoda, F., and Fachim, E. (2005). Safeguarding the Pantanal wetlands: threats and conservation initiatives. *Conservation Biology* **19**, 714-720.
- Hernández-Saintmartín, A. D., Rosas-Rosas, O. C., Palacio-Núñez, J., Tarango-Arámbula, L. A., Clemente-Sánchez, F., and Hoogestein, A. (2013). Activity patterns of jaguar, puma and their potential prey in San Luis Potosí, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana*, **29**, 520-533.
- Jammalamadaka, S.R.; Sengupta, A. (Eds.) (2001). 'Topics in circular statistics.' (World Scientific Press: Singapore.)
- Junk, W. J., Da Cunha, C. N., Wantzen, K. M., Petermann, P., Strüssmann, C., Marques, M. I., and Adis, J. (2006). Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquatic Science* **68**, 278-3009.
- Linkie, M., and Ridout, M. S. (2011). Assessing tiger-prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology* **284**, 224-229.
- Lourival, R., Drechsler, M., Watts, M. E., Game, E. T., and Possingham, H. P. (2011). Planning for reserve adequacy in dynamic landscapes; maximizing future representation of vegetation communities under flood disturbance in the Pantanal wetland. *Diversity and Distributions* **17**, 297-310.
- Marchini, S., Macdonald, D. W. (2012). Predicting ranchers' intention to kill jaguars: case studies in Amazonia and Pantanal. *Biological Conservation* **147**, 213-221.
- Mazzolli, M. (2009). Loss of historical range of jaguars in Southern Brazil. *Biodiversity Conservation* **18**, 1715-1717.
- Mella-Méndez, I., Flores-Peredo, R., Pérez-Torres, J., Hernández-González, S., González-Uribe, D. U., del Socorro Bolívar-Cimé, B. (2019). Activity patterns and temporal niche

- partitioning of dogs and medium-sized wild mammals in urban parks of Xalapa, Mexico. *Urban Ecosystems* **22**, 1061-1070.
- Miller, B., Dugelby, B., Foreman, D., Martinez Del Rio, C., Noss, R., Phillips, M., Reading, R., Soul, M. E., Terborgh, J., and Willcox, L. (2001). The importance of large carnivores to healthy ecosystems. *Endangered Species Update* **18**, 202-210.
- Monroy-Vilchis, O., Urios, V., Zarco-González, M., and Rodríguez-Soto, C. (2009). Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. *Animal Biology* **59**, 145-157.
- Monterroso, P., Alves, P. C., and Ferreras, P. (2014). Plasticity in circadian activity patterns of mesocarnivores in Southwestern Europe: implications for species coexistence. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **68**, 1403-1417.
- Moreno, R. S., Kays, R. W., and Samudio, 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.
- Nielsen, C., Thompson, D., Kelly, M., Lopez-Gonzalez, C. A. (2016). 'Puma concolor. The IUCN Red List of Threatened Species 2015.' Available at <http://iucnredlist.org> [Verified 27 August 2019].
- Novack, A. J., Main, M. B., Sunquist, M. E., and Labisky, R. F. (2005). Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology* **267**, 167-178.
- Núñez, R., Miller, B., and Lindzey, F. (2000). Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology* **252**, 373-379.
- Palmeira, F. B., Crawshaw Jr., P. G., Haddad, C. M., Ferraz, K. M. P., and Verdade, L. M. (2008). Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. *Biological Conservation* **141**, 118-125.

- Paviolo, A., Di Blanco, Y. E., De Angelo, C. D., and Di Bitetti, M. (2009). Protection affects the abundance and activity patterns of pumas in the Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy* **90**, 926-934.
- Porfirio, G., Sarmiento, P., Xavier Filho, N. L., Cruz, J., Fonseca, C. (2014). Medium to large size mammals of southern Serra do Amolar, Mato Grosso do Sul, Brazilian Pantanal. *Check List* **10**, 473-482.
- Porfirio, G., Foster, V. C., Fonseca, C., and Sarmiento, P. (2016). Activity patterns of ocelots and their potential prey in the Brazilian Pantanal. *Mammalian Biology* **81**, 511-517.
- Porfirio, G., Sarmiento, P., Foster, V., Fonseca, C. (2017). Activity patterns of jaguars and pumas and their relationship to those of their potential prey in the Brazillian Pantanal. *Mammalia* **81**, 401-404.
- Quigley, H., Foster, R., Petracca, L., Payan, E., Salom, R., and Harmsen, B. (2018). ‘*Panthera onca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017.’ Available at <http://iucnredlist.org> [Verified 27 August 2019].
- Quigley, H. B., Crawshaw Jr., P. G. (1992). A conservation plan for the jaguar *Panthera onca* in the Pantanal region of Brazil. *Biological Conservation* **61**, 149-157.
- R Development Core Team. (2019). ‘R: a Language and Environment for Statistical Computing.’ (R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria.).
- Ridout, M. S., and Linkie, M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* **14**, 322-337.
- Romero-Muñoz, A., Maffei, L., Cuéllar, E., and Noss, A. J. (2010). Temporal separation between jaguar and puma in the dry forests of Southern Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* **26**, 303-311.

- Roque, F.O., Ochoa-Quintero, J., Ribeiro, D. B., Sugai, L., Costa-Pereira, R., Lourival, R., and Bino, G. (2016). Upland habitat loss as a threat to Pantanal wetlands. *Conservation Biology* **30**, 1131-1134.
- Rucco, A. C., Porfirio, G.E. O., Santos, F. M., Nascimento, L.F., Foster, V. C., Fonseca, C., and Herrera, H.M. (2019). Padrões de atividade de duas espécies de cervídeos simpátricos (*Mazama americana* e *Mazama gouazoubira*) no Maciço do Urucum, Corumbá, MS. *Oecologia Australis* **23**, 440-450.
- Schaller, G. B., and Crawshaw Jr., P. G. (1980). Movement patterns of jaguar. *Biotropica* **12**, 161-168.
- Schoener, T. W. (1974). Resource partitioning in ecological communities. *Science* **185**, 27-39.
- Scognamillo, D., Maxit, I., Sunquist, M., and Farrell, L. (2002). Ecología del jaguar y el problema de la depredación de ganado en un hato de los Llanos Venezolanos. In 'El jaguar en el Nuevo milenio'. (Eds. R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson, A. B. Taber) pp. 139-150. (Ediciones Científicas Universitarias: Mexico City.).
- Scognamillo, D., Maxit, I. E., Sunquist, M., and Polisar, J. (2003). Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology* **259**, 269-273.
- Shamoon, H. *et al.* (2018). Increased mammal nocturnality in agricultural landscapes results in fragmentation due to cascading effects. *Biological Conservation* **226**, 32-41.
- Silveira, L. (2004). Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. PhD Thesis. University of Brasília, Brasília, DF.

- Soisalo, M. K., and Cavalcanti, S. M. (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.
- Taber A. B., Novaro A. J., Neris N., Colman F. H. (1997). The Food Habits of Sympatric Jaguar and Puma in the Paraguayan Chaco. *Biotropica* **29**, 204-213.
- Tomas, W. M. *et al.* (2019). Sustainability Agenda for the Pantanal Wetland: Perspectives on a Collaborative Interface for Science, Policy, and Decision-Making. *Tropical Conservation Science* **12**, 1-30.
- Terborgh, J. (1990). The role of felid predators in the neotropical forest. *Vida Silvestre Neotropical* **2**, 3-5.
- Tortato, F.R., Layme, V., Crawshaw Jr., P.G., Izzo T.J. (2015). The impact of herd composition and foraging area on livestock predation by big cats in the Pantanal of Brazil. *Animal Conservation* **18**, 539-547.
- Valeix, M., Chamaillé-Jammes, S., and Fritz, H. (2007). Interference competition and temporal niche shifts: elephants and herbivore communities at waterholes. *Oecologia* **153**, 739-748.
- Yang, H. *et al.* (2019). Do prey availability, human disturbance and habitat structure drive the daily activity patterns of Amur tigers (*Panthera tigris altaica*)? *Journal of Zoology* **307**, 131-140.
- Wang Y., Allen M. L., Wilmsers C. C. (2015). Mesopredator spatial and temporal responses to large predators and human development in the Santa Cruz Mountains of California. *Biological Conservation* **190**, 23-33.
- Zanin, M., Palomares, F., and Brito, D. (2014). What we (don't) know about the effects of habitat loss and fragmentation on felids. *Oryx* **49**, 96-106.

## Capítulo 2

Padrão de depredação de rebanho bovino por grandes felinos em uma propriedade rural do Pantanal sul.

**RESUMO:** A depredação de rebanho bovino por onças-pintadas e onças-pardas é um importante fator que influencia no conflito entre produtores rurais e grandes carnívoros. O estudo analisou os casos de depredação que ocorreram no ano de 2017 em uma propriedade de pecuária no Pantanal. O sistema de produção na propriedade envolve as fases de cria, recria e engorda. A partir de dados fornecidos pela propriedade, o rebanho foi dividido em 4 categorias, de 0 a 12 meses, 13 a 24 meses, 25 a 36 meses e + de 36 meses e 12 causas de mortes. Com o teste de qui quadrado foi avaliado a frequência de depredações entre as faixas etárias e o sexo dos animais. Do total de mortes no rebanho da propriedade 43,5% das perdas foram provocadas por depredação de grandes felinos. Os indivíduos machos na categoria de 0 a 12 meses foram mais impactados pela depredação em relação aos animais das outras categorias e em relação as fêmeas. A regressão linear simples aplicada as variáveis depredação e precipitação não indicou uma relação positiva significativa indicando que no ano de 2017 as chuvas não influenciaram no aumento de depredações na fazenda BrPec. Avaliar aspectos que propiciam os casos de depredação é essencial para a implementação de estratégias de mitigação do conflito entre a produção pecuária e a conservação de grandes felídeos.

Palavras-chave: Depredação, onça-pintada, onça-parda, Pantanal, Pecuária.

## INTRODUÇÃO

O conflito entre felídeos selvagens e a produção animal gera impactos negativos tanto para os carnívoros, devido a caça por retaliação a depredação de rebanhos domésticos (NOWELL; JACKSON 1996; LINNELL *et al.* 1999; PALMEIRA *et al.* 2008), como também gera prejuízos financeiros para os produtores em diversas partes do planeta (OLI *et al.* 1994 KACZENSKY 1999; JACKSON e NOWELL 1996;

AZEVEDO; MURRAY, 2007; CAVALCANTI, 2008; PALMEIRA *et al.* 2008; TORTATO *et al.* 2015). Jackson e Nowell (1996) apontaram que cerca de 3% da receita anual em produções de rebanhos domésticos são impactadas negativamente por grandes felídeos, enquanto Schaller (1988) avaliou que 0,5% do estoque anual do rebanho bovino foi depredado por leopardos das neves e lobos em regiões da China. No Nepal, em dois anos, 2,6% do rebanho bovino foi depredado por leopardos das neves (*Panthera uncia*) (OLI *et al.* 1994), enquanto no Quênia, em propriedades localizadas ao redor do Parque Nacional Tsavo, leões (*Panthera leo*) e outros animais selvagens foram responsáveis pela depredação de 2,4% do estoque anual (PATTERSON *et al.* 2004).

Em regiões neotropicais a depredação de rebanhos bovinos e o conflito entre seres humanos e grandes felídeos vêm sendo avaliada por diversos pesquisadores (DALPONTE, 2002; MICHALSKI *et al.* 2006; PALMEIRA *et al.* 2007; AZEVEDO; MURRAY, 2007; CAVALCANTI, 2008; PALMEIRA *et al.* 2008; TORTATO *et al.* 2015). Uma das maiores perdas registradas foi reportada nos Llanos venezuelanos, com 6 a 31% do total de mortes em rebanhos bovinos da região causados por esses animais (HOOGESTEIJN *et al.* 1993). No Pantanal as perdas do rebanho bovino por depredação variaram de 0,3 a 2,8% do total do rebanho (DALPONTE, 2002; AZEVEDO; MURRAY, 2007; CAVALCANTI, 2008; TORTATO *et al.* 2015). Em geral essa depredação é causada pela onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*) (DALPONTE, 2002; AZEVEDO; MURRAY, 2007).

A onça-pintada e a onça-parda são predadores oportunistas, não sendo comum que persigam suas presas por grandes distâncias. A onça-pintada tende a consumir inicialmente a região do peito, pescoço, costelas e paleta dos bovinos depredados. A onça-parda tende a consumir as partes traseiras da presa, costelas e órgãos como coração, pulmão e fígado, além de cobrirem as suas presas com a vegetação (MARCHINI; LUCIANO, 2009)

Diversos fatores são considerados como facilitadores para casos de depredação por grandes felinos, como por exemplo, o manejo sanitário deficiente (QUIGLEY; CRAWSHAW, 1992; HOOGESTEIJN *et al.* 1993; POLISAR *et al.* 2003; CAVALCANTI; GESE *et al.* 2010), a colocação de rebanhos em pastos próximos a vegetação densa (AZEVEDO; MURRAY, 2007), períodos de seca quando a área de forrageamento do gado aumenta (CAVALCANTI; GESE, 2010), e a maior

vulnerabilidade do rebanho bovino em relação as presas selvagens (LINNELL *et al.* 1999; MUHLY *et al.* 2010). A idade dos animais depredados também é um fator relevante, sendo que os animais mais jovens são mais suscetíveis aos grandes predadores (HOOGESTEIJN *et al.* 1993; DALPONTE, 2002; SCOGNAMILLO *et al.* 2002; POLISAR *et al.* 2003; AZEVEDO; MURRAY, 2007; PALMEIRA *et al.* 2008; TORTATO *et al.* 2015).

A atividade pecuária no Pantanal teve início no século XVIII, sendo diretamente influenciada pelos ciclos de chuva e seca (WILCOX 1992). Durante o período de cheia o rebanho ocupa áreas mais altas e com o avanço no período da seca o rebanho é deslocado para áreas mais baixas (CRAWSHAW; QUIGLEY 2002). Tortato *et al.* (2015) concluiu que os períodos de seca no Pantanal, não foram considerados como um fator que influencie no aumento dos casos de depredação, padrão oposto ao encontrado por Cavalcanti e Gese (2010) que indicou um aumento no número de casos de depredação nos períodos de seca. Outro fator indicado como associado ao aumento dos números de depredações de rebanho por grandes felídeos no Pantanal foi a proximidade de áreas florestais (AZEVEDO; MURRAY 2007). Em contraponto as perdas por depredações, as mortes por outras causas podem ser 4 vezes maiores (AZEVEDO; MURRAY 2007). Mudanças básicas no manejo do rebanho podem reduzir a probabilidade de ataques de grandes felinos ao gado no Pantanal (TORTATO *et al.* 2015) e são mais fáceis de serem contraladas em relação a depredação (AZEVEDO; MURRAY 2007).

A avaliação e quantificação dos casos de depredação por grandes felídeos, auxilia na tomada de decisão tanto para o manejo da propriedade, quanto para ações de conservação de grandes felídeos. Nesse sentido, esse estudo objetivou (i) determinar a proporção de animais depredados por grandes felinos em relação às demais causas de morte; (ii) verificar a distribuição da depredação por idade e sexo dos animais; (iii) avaliar a distribuição temporal da depredação ao longo do ano, bem como avaliar a distribuição da depredação ao longo de retiros de uma propriedade privada localizada no Pantanal. A principal hipótese desse trabalho é que a precipitação influencie diretamente no aumento dos números de depredações na propriedade Tortato *et al.* (2015).

## Material e Métodos

### Área de estudo

O estudo foi realizado na fazenda BrPec (-19.858675 S, -56.884420 W), localizada no município de Miranda, estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. A fazenda possui 116.000 hectares e desde 2013 pertence a BrPec Agropecuária S/A, empresa que trabalha com os commodities agrícolas, soja e milho, e proteína animal – cria, cria e confinamento de bovinos. A área da fazenda está dividida em 15 retiros, denominados Acurizal, Aroeira, Baia Bonita, Bodoquena, Boqueirão, Caiera, CMB, Confinamento, Cristo, Figueirinha, Morada Nova, Morro Azul, Puga, São Miguel e Vista Alegre. Além das áreas utilizadas para a produção agropecuária, a área total da fazenda é composta também por áreas de áreas de proteção permanente, reservas legais e estradas (Figura 1). A vegetação é composta por áreas de floresta semidecidual, savanas, pastagens naturais e introduzidas. O clima é classificado com tropical continental e apresenta estações bem definidas de chuva, de novembro a março, e seca, de abril a outubro (JUNK *et al.* 1989).

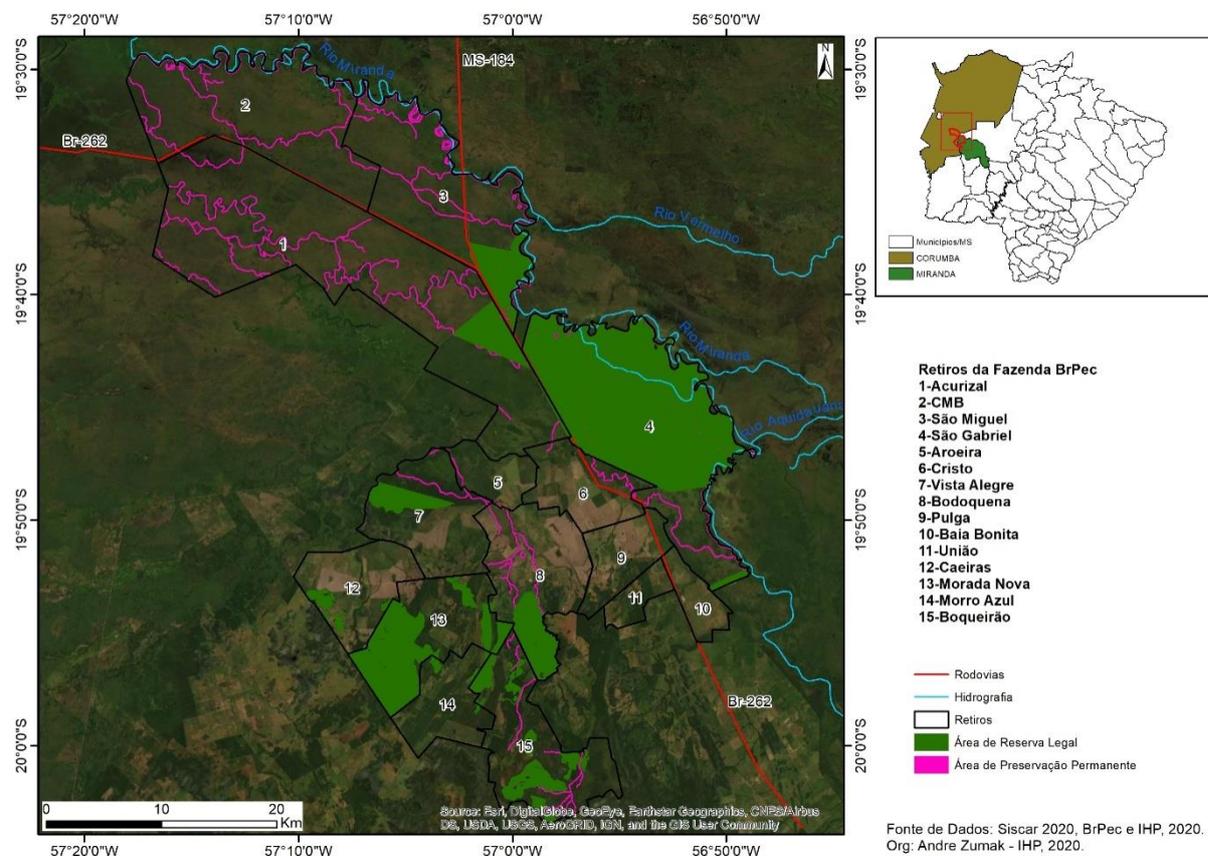


Figura 1. Mapa da área de estudo, indicando os retiros que constituem a propriedade, áreas de reserva legal e áreas de preservação permanente. A Fazenda BrPec está

localizada no estado de Mato Grosso do Sul ocupando áreas das cidades de Miranda e Corumbá, na região do Pantanal de Miranda.

#### *Coleta de dados*

Os dados de depredação foram obtidos por cessão da fazenda BrPec, que realizou a coleta mensalmente ao longo do ano de 2017. Os registros foram realizados pelos responsáveis pelo manejo em cada retiro. Os dados tabulados em planilha Excel foram compostos pela data do registro de morte, quantidade de animais registrados por evento, sexo, faixa etária, raça, retiro e provável causa da morte.

As causas de mortes foram divididas em 12 categorias: acidente de pasto, atolado, caquexia, clostridiose, cobra, desconhecida, diarreia, morte súbita, onça, outras, polioencefalomalácia e pós-parto, amostradas por retiro. A identificação da causa da morte foi feita pelos colaboradores da propriedade. A faixa etária dos animais foi dividida em quatro classes: 0 a 12 meses, 13 a 24 meses, 25 a 36 meses, e mais de 36 meses.

Em janeiro do ano de 2017, os pesquisadores responsáveis pelo trabalho, fizeram uma capacitação, baseado nas informações do guia de Estratégias Anti-Predação Para Fazenda De Pecuária Na América Latina (HOOGESTEIJN; HOOGESTEIJN, 2011) com todos os colaboradores responsáveis pela coleta de dados de mortes a campo com o objetivo de aumentar o conhecimento sobre a identificação de carcaças predadas por grandes felídeos em comparação com as outras causas de morte consideradas pela propriedade.

#### *Pluviosidade*

Os dados referentes a pluviosidade na região foram obtidos a partir da base de dados gerados pela estação Miranda A722 disponibilizados no site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). A partir de uma regressão linear simples o número de depredações foi avaliado em relação aos índices de precipitação de cada mês no ano de 2017 na fazenda BrPec.

#### *Estação de monta*

A propriedade realiza a estação de monta nos meses de novembro a março, com o objetivo de facilitar o manejo dos recém-nascidos, concentrar os nascimentos no período com maior oferta de pastagem e conseqüentemente a lactação das fêmeas neste período com boa disponibilidade de alimento.

### Análise de dados

Os resultados foram expressos pela frequência de ocorrência das depredações, que corresponde ao quociente de amostras com relação ao total das amostras obtidas (CALLEGARI-JACQUES, 2003), média e desvio padrão. O teste de qui-quadrado foi usado para avaliar a frequência da depredação entre faixas etárias e sexo dos animais. A significância estatística adotada foi de  $p < 0,05$ . O teste de qui-quadrado foi realizado no software R (R Development Core Team, 2019).

Os registros de depredação por grandes felinos obtidos por retiro foram mapeados usando a ferramenta Arcgis 10.3.

### RESULTADOS

De janeiro de 2017 a dezembro de 2017 foram obtidos 738 registros de perdas de bovinos na propriedade. Desse total, 43,5% ( $n=321$ ) das perdas foram ocasionadas por depredação de grandes felinos. Causas desconhecidas (21,4% dos registros) e acidentes ofídicos (15,6% dos registros) também estiveram entre as principais causas de morte dos animais (Figura 2).

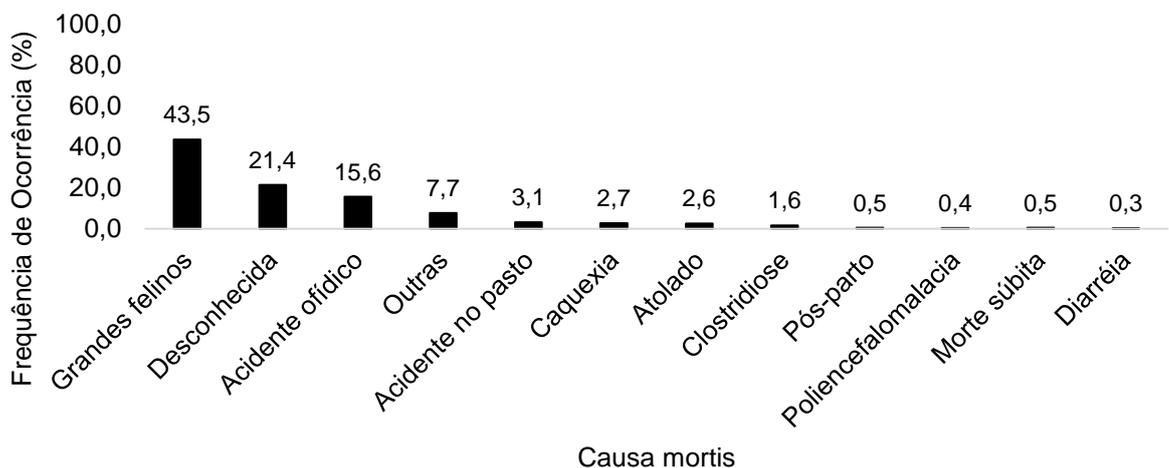


Figura 2. Frequência de ocorrência das causas de mortes do rebanho da fazenda BrPec (Pantanal de Miranda, MS) no ano de 2017.

A análise dos dados demonstrou que machos na faixa etária de 0 a 12 meses foram mais susceptíveis à depredação por felinos do que animais do mesmo sexo nas

demais faixas etárias e com relação às fêmeas nas mesmas classes etárias ( $X^2=19,452$ ;  $df=3$ ;  $p=0,0002$ ) (Figura 3).

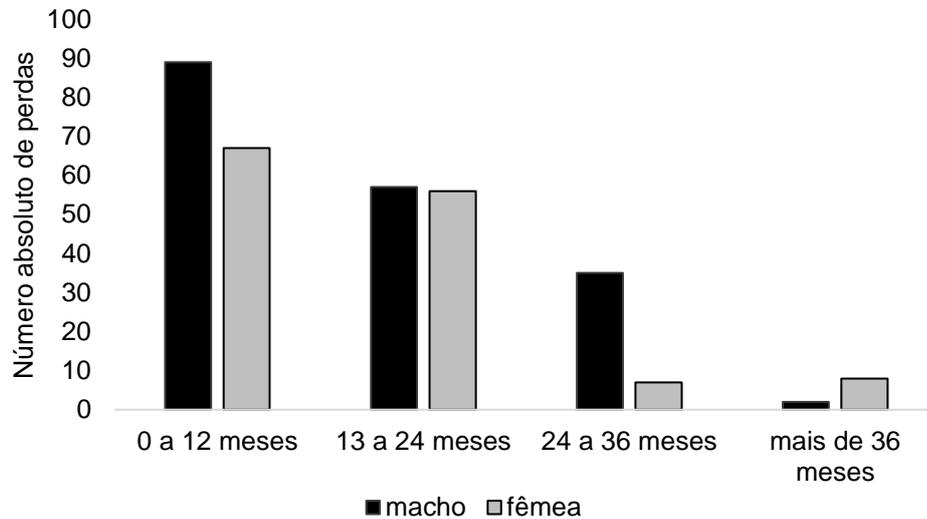


Figura 3 Número absoluto de machos e fêmeas depredados por grandes felídeos na fazenda BrPec (Pantanal de Miranda, MS) no ano de 2017.

A depredação foi maior nos meses de fevereiro, março, abril, setembro outubro e dezembro e menor nos meses de janeiro, maio, junho, julho, agosto e novembro). Cerca de 70,71% ( $n = 227$ ) dos casos de depredação ocorreram nos meses com os maiores níveis de precipitação, e 29,29% ( $n = 94$ ) ocorreram nos meses com menores níveis de precipitação. (Figura 4; Tabela 1).

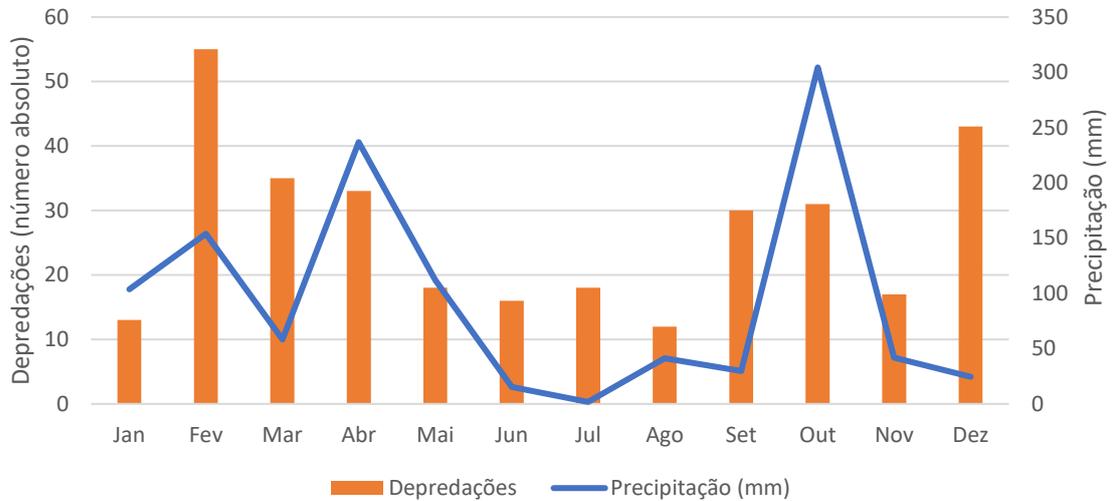


Figura 4 Relação entre o número de bovinos depredados e os níveis de precipitação a cada mês do ano de 2017, na fazenda BrPec (Pantanal de Miranda, MS).

Na regressão linear simples aplicada para analisar a relação entre a pluviosidade e os casos de depredações, não foi encontrada uma relação significativa entre as variáveis. O valor do  $R = 0,30$  indicou uma relação linear baixa entre as variáveis e o valor de  $p = 0,308$  não significativo com intervalos de confiança de 95%.

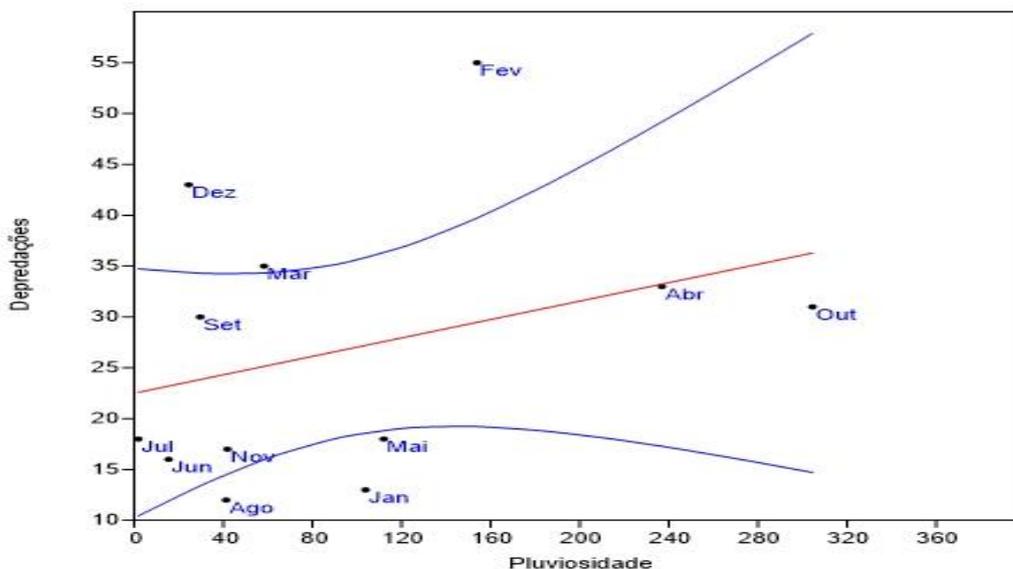


Figura 5 Regressão linear simples entre pluviosidade e depredações de rebanho bovino por grandes felinos no ano de 2017, na fazenda BrPec.

. Os retiros Aroeira, com 14,46% (n = 45) dos animais depredados e São Miguel com 11,89% (n = 37), e recebem bovinos nas fases de cria e recria, foram os retiros com maior número de depredações, seguidos pelos retiros Puga 11,25% (n = 35), Boqueirão e Bodoquena ambos com 10,61% (n = 33) (Figura 5)

Tabela 1 Média de perdas de cabeças de gado por depredação de felinos no ano de 2017 na fazenda BrPec, Pantanal de Miranda, MS.

Mês	n de depredações	Média	Desvio padrão ( $\pm$ )
Janeiro	13	2,16	1,16
Fevereiro	55	1,89	1,67
Março	35	1,59	0,73
Abril	33	1,73	1,04
Maio	18	1,28	0,61
Junho	16	1,60	0,96
Julho	18	1,28	0,82
Agosto	12	1,20	0,63
Setembro	30	1,42	1,07
Outubro	31	2,06	1,79
Novembro	17	1,30	0,63
Dezembro	43	1,38	0,71

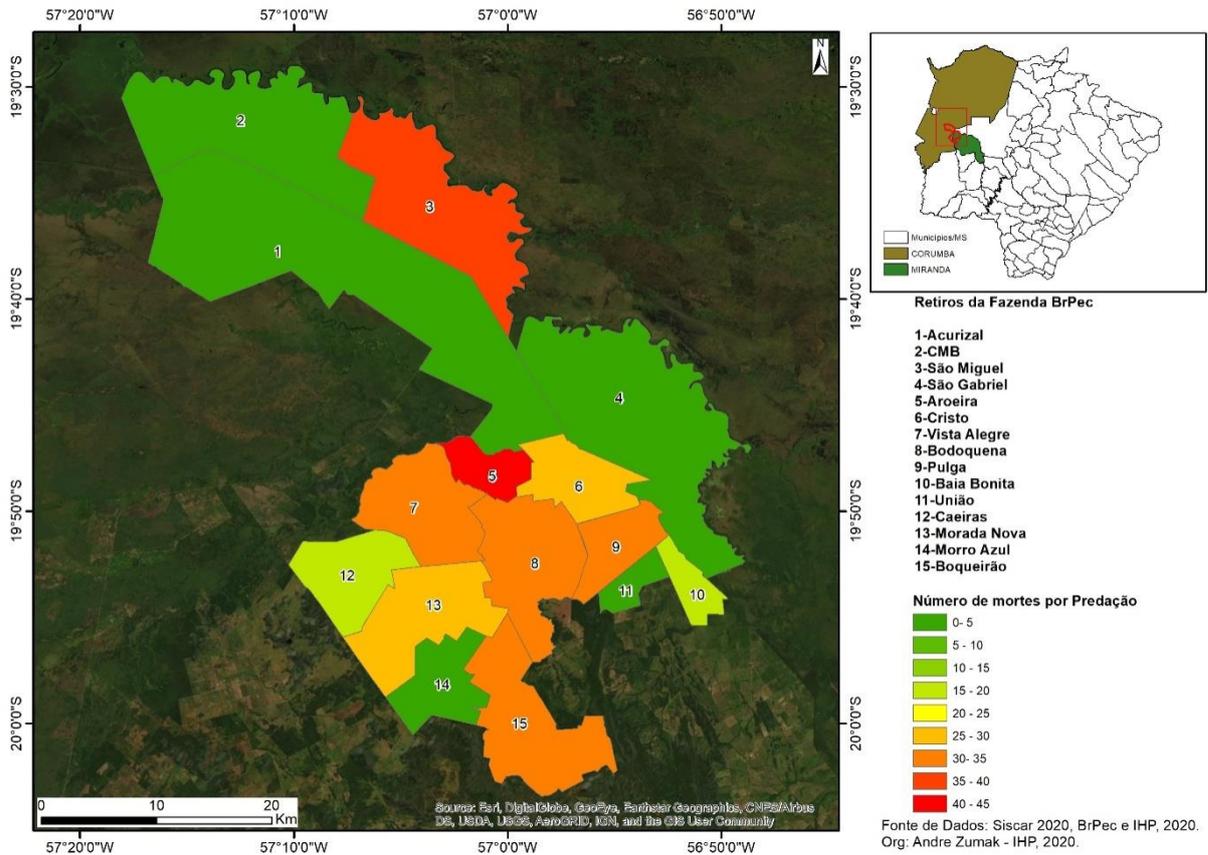


Figura 6. Classificação dos retiros de acordo com o número de casos de depredação por grandes felinos na fazenda BrPec (Pantanal de Miranda, MS) no ano de 2017.

## DISCUSSÃO

A proporção de 43,5% mortos por depredação em relação do total de mortes registradas na fazenda BrPec no ano de 2017 foi superior aos 19% encontrada por Azevedo e Murray (2007) na região do Pantanal de Miranda, porém inferior aos 57% encontrado por Tortato (2015) em uma propriedade na Serra do Amolar, localizada na sub-região do Pantanal denominada Pantanal do Paraguai.

O maior número de casos de depredação nas categorias animais mais jovens apresenta a mesma tendência encontrada em outros estudos realizados sobre casos de depredação de rebanho bovino por grandes felídeos (HOOGESTEIJN *et al.* 1993; DALPONTE, 2002; SCOGNAMILLO *et al.* 2002; POLISAR *et al.* 2003; AZEVEDO; MURRAY, 2007; PALMEIRA *et al.* 2008). O sistema de produção pecuária na fazenda contém as fases de cria, recria e engorda, e na fase de cria o impacto da depredação foi maior, devido a maior quantidade animais susceptíveis a depredação. O aumento da proporção de animais adultos no rebanho é uma das estratégias anti-depredação

que auxilia no controle dos casos, devido a maior habilidade de defesa do rebanho que os animais adultos apresentam contra predadores (HOOGESTEIJN; HOOGESTEIJN, 2011) e também é uma alternativa mais simples e barata em relação as outras estratégias anti-depredação (SILVEIRA *et al.* 2008; CAVALCANTI *et al.* 2012), contudo observamos que ocorreram casos de depredação na fazenda BrPec mesmo com animais adultos.

A Fazenda BrPec tem a estação de monta como uma das estratégias do manejo reprodutivo do rebanho bovino da propriedade, para assim concentrar os nascimentos durante a época de chuvas, período com maior abundância de alimento, e agrupar em um mesmo intervalo atividades de manejo do rebanho. Devido a estação de monta touros e vacas em apenas parte do ano dividem o mesmo pasto.

A relação não significativa entre a precipitação e os casos de depredação nos períodos com maior ocorrência de chuvas rejeita a hipótese testada por esse trabalho e difere do padrão encontrado por Tortato *et al.* (2015), quando os autores atribuíram essa maior incidência de depredação a concentração dos animais em áreas mais altas nos meses de cheia

## CONCLUSÃO

Uma avaliação dos casos de depredação, precisa ser realizada avaliando um maior período, e mais informações da composição do rebanho, para que variáveis como a sazonalidade, impacto financeiro e biomassa de presas e animais de produção, sejam avaliadas e auxiliem com mais robustez de dados a tomada de decisão de pecuaristas e conservacionistas, e com isso cause impactos cada vez mais e positivos para a produtividade das fazendas e a conservação de grandes felídeos no Pantanal.

## REFERÊNCIAS

AZEVEDO, F.; MURRAY, D. Evaluation of Potential Factors Predisposing Livestock to Predation by Jaguars. **Journal of Wildlife Management**, v. 71, n.7, p. 2279-2386, 2007.

CALLEGARI-JACQUES, S. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artmed, 2003

CAVALACANTI, S; GESE, E. Kill Rates and Predation Patterns of Jaguars (*Panthera onca*) Preying on Livestock and Native Prey in the Southern Pantanal, Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 91, p. 722-736, 2010.

CAVALCANTI, S.; AZEVEDO, F.; TOMÁS, W.; BOULHOSA, R.; CRASHAW JR, P. The status of the jaguar in the Pantanal. **Cat News Special Issue**, v.7, p. 29-34, 2012b.

CRASHAW, P.; QUIGLEY, H. Hábitos alimentarios del jaguar y el puma em el Pantanal, Brasil, com implicaciones para su manejo y conservación. In MEDELLIN, R.; EQUIHUA, C.; CHETKIEWICZ, C.; CRAWSHAW, P.; Rabinowitz, A.; K.; REDFORD, A.; ROBINSON, J.; SANDERSON E.; TABER A. (org.), **El jaguar en el Nuevo Milenio**. México: Fondo de Cultura Económica, p. 223-236, 2002.

DALPONTE, J. Dieta del jaguar y depredación de ganado em el norte del Pantanal. In: MEDELLIN, R.; EQUIHUA, C.; CHETKIEWICZ, C.; CRAWSHAW, P.; Rabinowitz, A.; K.; REDFORD, A.; ROBINSON, J.; SANDERSON E.; TABER A. (org.), **El jaguar en el Nuevo Milenio**. México: Fondo de Cultura Económica, p. 201-204, 2002.

HOOGESTEIJN, R.; HOOGESTEIJN, A.; MONDOLFI, E. Jaguar predation vs. conservation: cattle mortality by felines on three ranches in the Venezuelan Llanos. In: DUNSTONE, N.; GORMAN, M. (org.) **Mammals as Predators, Proceeding Symposium Zoological Society of London**, vol. 65, pp. 391–407, 1993.

HOOGESTEIJN, R.; HOOGESTEIJN, A. **Estrategias anti-depredacion para fincas ganaderas em Latinoamerica: una guia**. Campo Grande: Panthera, 2011.

JACKSON, P.; NOWELL, K. Problems and possible solutions in management of felid predators. **Journal Wildlife Research** v.1, p.304–314, 1996.

KACZENSKY, P. Large Carnivore Depredation on Livestock in Europe. **Ursus**, v.11, p. 59-71 1999.

LINNELL, J.; ODDEN, J.; SMITH, M.; AANES, R.; SWENSON, J. Large carnivores that kill livestock: do “problem individuals” really exist? **Wildlife Society Bulletin**, v.27, p. 698–705, 1999.

MARCHINI, S.; LUCIANO, R. Guia de Convivência Gente e Onças, 2a Edição, 2009.

MICHALSKI, F.; BOULHOSA, R.; FARIA, A.; PERES, C. Human-wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. **Animal Conservation**, v.9, p. 179–188, 2006.

MUHLY, T.; ALEXANDER, M.; BOYCE, M.; CREASEY, R.; HEBBLEWHITE, M.; PATON, D.; PITT, J.; MUSIANI, M. Differential risk effects of wolves on wild versus domestic prey have consequences for conservation. **Oikos**, v. 119, p. 1243–1254, 2010.

NOWELL, K.; JACKSON, P. Wild Cats. Status Survey and Conservation Action Plan. **IUCN/SSC Cat Specialist Group**: Gland, p.382, 1996.

OLI, M.; TAYLOR, I.; RODGERS, M. Snow leopard *Panthera uncia* predation of livestock: an assessment of local perceptions in the Annapurna Conservation Area, Nepal. **Biological Conservation**, v.68, p.63–68, 1994.

PALMEIRA, F.; BARRELA, W. Conflitos causados pela predação de rebanhos domésticos por grandes felinos em comunidades quilombolas na Mata Atlântica. **Biota Neotropica**, v. 7, p. 1, 2007.

PALMEIRA, F.; CRAWSHAW, P.; HADDAD, C.; Ferraz, K.; VERDADE, L. Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and Jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. **Biological Conservation**, v.141, p. 118-125, 2008.

PATTERSON, B.; KASIKI, S.; SELEMPO, E.; KAYS, R. Livestock predation by lions (*Panthera leo*) and others carnivores on ranches neighboring Tsavo National Parks, Kenya. **Biological Conservation**, v. 119, p. 507–516, 2004.

POLISAR, J.; MATIX, I.; SCOGNAMILLO, D.; FARRELL, L.; SUNQUIST, M.; EISENBERG, J. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. **Biological Conservation**, v. 109, p.297-310, 2003.

QUIGLEY, H.; CRAWSHAW, Peter. A conservation plan for the jaguar (*Panthera onca*) in the Pantanal region of Brazil. **Biological Conservation**, v.61, p.149-157, 1992.

R Development Core Team. 'R: a Language and Environment for Statistical Computing.' (R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria), 2019.

SCHALLER, G.; JUNRANG, R.; MINGJIANG, Q. Status of the snow leopard *Panthera uncia* in Qinghai and Gansu Provinces, China. **Biological Conservation**, v. 45, p. 179–194, 1988.

SCOGNAMILLO, D.; MAXIT, I.; SUNQUIST, M.; FARRELL, L. 2002. Ecología del Jaguar y el problema de la depredación de ganado en un hato de los Llanos venezolanos. In :MEDELLIN, R.;EQUIHUA, C.; CHETKIEWICZ, C.; CRAWSHAW, P.; Rabinowitz, A.; K.; REDFORD, A.; ROBINSON, J.; SANDERSON E.; TABER A. (org.), **El jaguar en el Nuevo Milenio**. México: Fondo de Cultura Económica, p. 139-150, 2002.

TORTATO, F.; LAYME, V.; CRAWSHAW Jr.; P.; IZZO T. The impact of herd composition and foraging area on livestock predation by big cats in the Pantanal of Brazil. **Animal Conservation**, v. 18, p. 539-547, 2015.

WILCOX, R. Cattle and environment in the Pantanal of Mato-Grosso, Brazil, 1870-1970. **Agricultural History**, v. 66, p. 232-256, 1992.

