



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



Dissertação de Mestrado

Efeitos do risco de predação na ocorrência local e no padrão de atividade de *Tapirus*  
*terrestris* no nordeste do Pantanal, Brasil

ISABEL SALGUEIRO LERMEN

Porto Alegre, setembro de 2021

### CIP - Catalogação na Publicação

Lermen, Isabel Salgueiro  
Efeitos do risco de predação na ocorrência local e  
no padrão de atividade de *Tapirus terrestris* no  
nordeste do Pantanal, Brasil / Isabel Salgueiro  
Lermen. -- 2021.  
51 f.  
Orientador: Andreas Kindel.

Coorientador: Igor Pfeifer Coelho.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do  
Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa  
de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre, BR-RS,  
2021.

1. Ecologia de Populações. 2. Modelos de Ocupação.  
I. Kindel, Andreas, orient. II. Coelho, Igor Pfeifer,  
coorient. III. Título.

Efeitos do risco de predação na ocorrência local e no padrão de atividade de *Tapirus*  
*terrestris* no nordeste do Pantanal, Brasil

Isabel Salgueiro Lermen

Dissertação de Mestrado  
apresentada ao Programa de Pós-  
Graduação em Ecologia, do  
Instituto de Biociências da  
Universidade Federal do Rio  
Grande do Sul, como parte dos  
requisitos para obtenção do título de  
Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Andreas  
Kindel  
Coorientador: Dr. Igor Pfeifer  
Coelho

Comissão Examinadora:  
Dra. Carolina Carvalho Cheida  
Dra. Paloma Marques Santos  
Dra. Paula Cruz

Porto Alegre, setembro de 2021

“Para nos comprometer com a tarefa de transformar a academia num lugar onde a diversidade cultural informe cada aspecto do nosso conhecimento, temos que abraçar a luta e o sacrifício. (...) Temos de afirmar nossa solidariedade por meio da crença num espírito de abertura intelectual que celebre a diversidade, acolha a divergência e se regozije com a dedicação coletiva à verdade”.

bell hooks

## Agradecimentos

Há muitos anos, minha Vó Esther – que hoje mora no meu coração – me escreveu uma cartinha, em um momento muito doloroso da minha vida, com a frase “não desanimes, meu amor”. Acho que ela nunca soube o quanto essa frase me mantém. É importante dizer que esse processo foi muito dificultoso, e o que fez diferença foi estar sempre bem orientada e acompanhada, pra não desanimar e aprender a acolher todos os momentos como parte dessa construção. Agradeço especialmente:

À CAPES pela bolsa que possibilitou que eu me dedicasse esses dois anos e meio a esta dissertação. Que siga resistindo, apesar de todos os cortes!

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul, recheada de gente que resiste e que luta pela educação pública e de qualidade.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, pela estrutura, apoio e pela oportunidade de cursar esse mestrado.

Às pesquisadoras integrantes da comissão de avaliação: Carolina Cheida, Paloma Marques e Paula Cruz. Pela atenção, pelo trabalho e tempo dedicados a esta dissertação.

Ao Andreas, que nunca me deixou sonhar sozinha e acreditou em mim desde o começo, desde uma trajetória bem distante da academia. Tu tem o dom de fazer as pessoas acreditarem em si mesmas. Obrigada por me guiar com muito carinho pelo “portal” que é o mestrado.

Ao Igor, que me pegou pela mão e me levou pro mundo dos modelos, dos *outlines*, da escrita. Obrigada por ser um farol. O processo de aprendizagem foi incrível ao teu lado. E que bonita amizade floresceu.

Ao Paulo. Tu me dá coragem. É lindo viver a vida contigo. Obrigada por me mostrar a inteireza do amor e por topar construir essa vida à três: eu, tu e o Doutor.

À minha família nuclear (Vera, Zeca, Dirce, Felipe, Helena, Gabriel e Arthur). Não há coesão maior entre pessoas tão diferentes entre si. Não existe dúvida que eu não teria feito nada disso sem o apoio de vocês. Agradeço especialmente à minha irmã Helena, a primeira mulher pesquisadora da minha vida.

Aos amigos do Ronã. Perto do coração, morando nos abraços longos que a gente dá. Em tempos de pandemia, nos olhinhos brilhantes e sorridentes por cima da máscara, nas mensagens de amor, nas memórias que a gente criou.

À Kaka. Desde os idos da Bio, dos longos caminhos de ônibus, até nossos encontros pandêmicos com a Tapioca e o Doutor, tu é um refúgio da dor. Te encontrar é metade do caminho pra dar risadas e melhorar meus dias. Obrigada por tanto e por tanta leveza durante todos esses anos.

Aos amigos e companheiros do NERF, pelos almoços, risadas e conversas enquanto podíamos nos encontrar. Pelo nosso grupo de Whatsapp e pelas reuniões que nos mantiveram próximos mesmo distantes. Pelas discussões e pelas trocas, não só acadêmicas. Por me ensinar, todos os dias, muito sobre a vida.

À Ingridi, que foi minha companheira e parceira desde que começamos essa caminhada do mestrado, trocando ideias dos projetos, construindo nossa formação e nossas ideias juntas, apoiando uma à outra quando foi preciso e rindo, rindo, rindo.

Ao Luiz Flamarion Barbosa de Oliveira, por viabilizar o projeto que deu origem aos dados que compõem esse mestrado.

À equipe que coletou esses dados.

À RPPN Sesc Pantanal e todos os seus funcionários. Em especial à Cristina Cuiabália e Christiane Caetano Rodrigues.

Aos trabalhadores que colaboraram para que eu chegasse até aqui: as pessoas da limpeza, dos ônibus, da segurança, do RU e do administrativo da universidade.

A todas as mulheres que se levantaram por terem seus direitos rejeitados.

Aos que não estão mais aqui, mas que seguem vivos nas memórias dos que permanecem. Mantenho sempre comigo a presença dos que eu amo e já partiram. Então nunca sigo só.

Como disse Conceição Evaristo “murros em ponta de faca afiam os nossos desejos neutralizando o corte da lâmina”. Que bonito e sinuoso caminho que a vida me guiou para chegar até aqui.

## Resumo

Algumas espécies podem evitar lugares e períodos do dia para diminuir o risco de predação, o que pode causar mudanças em sua distribuição espacial e em seu padrão de atividade. Nesta dissertação, testamos se onças-pintadas, onças-pardas e humanos exercem efeito sobre a ocorrência local e o padrão de atividade de antas no nordeste do Pantanal. Nós utilizamos modelos de ocupação de estação única, selecionando os melhores modelos por meio do Critério de Informação de Akaike para amostras pequenas (AICc), considerando predadores (ocorrência de onças-pintadas e onças-pardas, e presença humana) e descritores da paisagem como preditores para o uso do espaço por antas. Adicionalmente, testamos a sobreposição dos horários de atividade entre antas e as duas espécies de onça, e, alternativamente, testamos se a temperatura exerce efeito sobre o padrão de atividade de antas. Os modelos que consideraram os predadores como preditores ficaram ranqueados abaixo daqueles que consideraram as variáveis da paisagem. Ainda assim, a presença humana mostrou um efeito negativo no uso do espaço pelas antas. A sobreposição de atividade entre as antas e as duas espécies de felinos foi alta, sugerindo não haver evitamento no tempo. A temperatura influenciou o padrão de atividade diário das antas, de forma que elas parecem ser menos ativas nos horários mais quentes do dia. Por fim, não encontramos evidências que suportem um possível efeito do risco de predação por onças sobre o uso do espaço e do tempo pelas antas dessa localidade. Há um efeito negativo da presença humana, ainda que as variáveis da paisagem sejam as que explicaram melhor a ocorrência local de antas.

Palavras-chave: anta; métricas de paisagem; modelos de ocupação; atividade diária; interações intraespecíficas.



## Abstract

Some species may avoid places and periods of the day to minimize predation risk, which can cause changes in their spatial distribution and activity pattern. We tested if jaguars, cougars, and humans affect the local occurrence and activity pattern of tapirs in northeastern Pantanal. We used single-season occupancy models, ranking them according to the Akaike information criterion for small samples (AICc), considering predators (occurrence of jaguars, cougars and human presence) and landscape metrics as predictors for the use of space by tapirs. Additionally, we tested for activity overlap between tapirs and the two feline species, and, alternatively, we tested if temperature affects the activity pattern of tapirs. Models that considered predators as predictors were ranked below those that considered landscape variables. Even though, human presence showed a negative effect on the use of space by tapirs. The activity overlap between tapirs and the two feline species was high, suggesting no avoidance over time. Temperature influenced the daily activity pattern of tapirs, which tend to be less active during the hottest times of the day. Finally, we found no evidence to support a possible effect of the risk of predation by jaguars and cougars on the use of space and time by this local population of tapirs. There is a negative effect of human presence, although landscape variables are more informative of the local occurrence of tapirs.

Key-words: tapir; landscape metrics; occupancy models; diel activity; intraspecific interactions.

## Sumário

<b>Introdução Geral .....</b>	<b>10</b>
<b>Artigo - Predadores não são os fatores mais importantes para a ocorrência local e o padrão de atividade de antas no Nordeste do Pantanal, Brasil.....</b>	<b>13</b>
Introdução .....	15
Métodos.....	18
Área de Estudo.....	18
Coleta de dados .....	19
Análise de dados .....	21
Resultados .....	29
Discussão .....	34
Material Suplementar.....	38
Referências bibliográficas.....	43
<b>Considerações Finais .....</b>	<b>48</b>
<b>Referências bibliográficas .....</b>	<b>49</b>

## **Introdução Geral**

Em minha história não há compartimentalização; sou uma só e por esse motivo minha motivação se mistura tanto a minha trajetória e minha trajetória se mistura tanto ao contexto de minha dissertação.

Tenho em mim o grande desejo de ser educadora e pesquisadora e entendo o mestrado como parte do caminho para isso. Tenho grande interesse em ecologia de mamíferos, e a escolha do projeto contemplou isso, mas o tema foi escolhido especialmente por sua exequibilidade: queria algo que eu pudesse executar em dois anos para poder fazer a seleção do doutorado a seguir. Consciente de que eu não possuía domínio sobre o tema do projeto, me amparei nas palavras da lama budista Elisabeth Mattis-Namgyel (2018): “O estado de não saber é um lugar fascinante de se estar. (...) Essas experiências nos lembram que mudança e imprevisibilidade são a pulsação inerente à nossa existência.”

Nessa busca pelo “saber”, me deparei com a teoria das interações predador-presa. Essas interações podem ocorrer de duas formas: consuntiva ou não-consuntiva (DENNO e LEWIS, 2009). A relação consuntiva é aquela associada a captura e consumo das presas pelos predadores, enquanto que a relação não-consuntiva é mal sucedida para o predador, não havendo captura e consumo. A experiência de quase predação pode desencadear na presa a percepção do risco de predação (BROWN et al., 1999; CRANE e FERRARI, 2013; SCHMITZ, 2017). A forma como a espécie reconhece o risco de ser predada pode levá-la a usar a paisagem de forma diferente do habitual ou a mudar seu padrão temporal de atividade (BLEICHER, 2017; LAUNDRÉ et al., 2010).

Foi no NERF (Núcleo de Ecologia de Rodovias e Ferrovias) que entendi a importância de considerar o processo de detecção imperfeita, e um dos caminhos para

formalmente reconhecê-la nas amostragens e análises é através do uso de modelos hierárquicos. “Modelos hierárquicos” diz respeito a um conjunto de modelos relacionados entre si, que geralmente apresentam um componente que representa a detecção imperfeita do observador e outro que representa o processo ecológico estudado (KERY e ROYLE, 2016). No caso dos modelos de ocupação, utilizamos modelos hierárquicos que combinam o processo de observação ( $p$ ) – a probabilidade de a espécie ser detectada naquele sítio, se presente – e o processo de ocupação ( $\Psi$ ) – a probabilidade de a espécie estar presente naquele sítio (MACKENZIE et al., 2006).

Já imersa no mundo das teorias e dos modelos, em 2020 tive a oportunidade de ir à RPPN Sesc Pantanal. O Pantanal é uma das maiores áreas úmidas do planeta, caracterizado por ser uma planície sedimentar periodicamente inundável, localizada na região central da América do Sul. A reserva, criada em 1997, tem transformado uma antiga área de pecuária em espaço de pesquisa e conservação. É um lugar imenso e diverso, que dá espaço a estudos da fauna através de armadilhas fotográficas desde 2004 (HOFMANN et al., 2013). Foi nesse contexto, a partir de 2010, que se iniciou um programa de amostragem de fauna, que originou os dados utilizados nesta dissertação. Recentemente, um grupo de colegas e eu nos deslocamos até lá para trabalhar como voluntários em um projeto de contagem de carcaças de animais mortos pelos incêndios de 2020. Foi o maior incêndio já registrado no Pantanal (INPE, 2021) e queimou mais de 90% da área da RPPN Sesc Pantanal. O cenário era dilacerante. Vi carcaças queimadas de bichos que nunca vi em vida livre. Mas, foi nessas cinzas, no meio do período do mestrado, que entendi o lugar que eu tanto descrevera nos modelos de ocupação e alimentei mais ainda a curiosidade de saber porque as antas se comportam daquele jeito no tempo e no espaço.

Na região, os principais predadores das antas são as onças-pintadas e pardas. Além disso, suspeitamos que a presença humana possa ter alguma influência sobre a forma como essa espécie se comporta no tempo e no espaço. Nós exploramos a hipótese de que há efeitos do risco de predação sobre o uso do espaço e sobre o padrão de atividade de antas nessa região e apresentamos os resultados na forma de um artigo, formatado para ser submetido para a revista “Journal of Mammalogy”, na seção a seguir. Por último, apresento uma conclusão geral desta dissertação.

Ao longo desses dois anos e meio, tentamos entender o quanto a presença de predadores influencia a dinâmica espacial e temporal das antas na RPPN Sesc Pantanal e algumas fazendas do entorno. Mais do que isso, acredito que a experiência na pós-graduação vá além das nossas dissertações e teses. Na academia, é preciso lembrar sempre de que somos humanos, de que somos frágeis, mas que também somos capazes de mudar a realidade. Em todos os lugares que transito, tento trazer comigo alguns dos ensinamentos de Paulo Freire, como agir e refletir sobre o mundo com a intenção de modificá-lo (1979). Na academia não seria diferente. Estar na academia em épocas de obscurantismo, de fragilização do conhecimento científico e de desvalorização das instituições de educação exige coragem. Esta e tantas outras dissertações e teses são atos de coragem.

**Predadores não são os fatores mais importantes para a ocorrência local e o padrão de atividade de antas no Nordeste do Pantanal, Brasil**

Isabel Salgueiro Lermen\*, Igor Pfeifer Coelho, Andreas Kindel

*Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, Brasil (ISL)*

*Núcleo de Ecologia de Rodovias e Ferrovias (NERF), Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, Brasil (ISL, IPC, AK)*

\* Autor correspondente: [lermenisabel@gmail.com](mailto:lermenisabel@gmail.com)

## Resumo

Algumas espécies evitam lugares e períodos do dia para diminuir o risco de predação, o que pode causar mudanças em sua distribuição espacial e em seu padrão de atividade. Neste estudo, testamos se onças-pintadas, onças-pardas e humanos exercem efeito sobre a ocorrência local e o padrão de atividade de antas no nordeste do Pantanal. Entre 2010 e 2012, avaliamos 355 sítios através de armadilhas fotográficas e obtivemos registros de antas (1235), onças-pintadas (54) e onças-pardas (62). Ao redor de cada sítio de câmera, medimos um índice de presença humana e métricas da paisagem. Utilizamos modelos de ocupação de estação única para ranquear modelos através do Critério de Informação de Akaike para amostras pequenas (AICc), considerando predadores (ocorrência de onças-pintadas e pardas, e presença humana) e descritores da paisagem como preditores para o uso do espaço por antas. Adicionalmente, testamos a sobreposição dos horários de atividade entre antas e as duas espécies de onça e, alternativamente, avaliamos se a temperatura exerce efeito sobre a atividade de antas. Os modelos que consideraram os predadores como preditores ficaram ranqueados abaixo daqueles que consideraram as variáveis da paisagem. Ainda assim, a presença humana mostrou um efeito negativo no uso do espaço pelas antas. A sobreposição de atividade entre as antas e as duas espécies de felinos foi alta, sugerindo não haver evitamento no tempo. A temperatura influenciou o padrão de atividade diário das antas, de forma que as antas parecem ser menos ativas nos horários mais quentes do dia. Por fim, nós não encontramos evidências que suportem um possível efeito do risco de predação por onças sobre o uso do espaço e do tempo pelas antas dessa localidade. Há um efeito negativo da presença humana, ainda que as variáveis da paisagem sejam as que explicaram melhor a ocorrência local de antas.

Palavras-chave: *Tapirus terrestris*, métricas de paisagem, modelos de ocupação, atividade diária, interações intraespecíficas.



## **Introdução**

O risco de predação pode fazer com que animais evitem lugares e períodos do dia nos quais eles percebem uma maior chance de serem predados, causando alterações em sua distribuição espacial (Laundré et al. 2001; Creel et al. 2005) e em seu padrão de atividade (Lima e Dill 1990; Tambling 2012; Crane e Ferrari 2013). Essas alterações resultam de uma percepção do animal do risco de ser capturado pelo predador (Brown et al. 1999) e têm sido demonstradas em algumas espécies de mamíferos. Por exemplo, o risco de predação pode causar a seleção de ambientes mais escassos em recursos, afetando seu *fitness* (Lima e Dill 1990; Lima 1998). Creel et al. (2005) demonstraram que, na ausência de lobos, uma população de cervos-vermelhos (*Cervus elaphus*) usa majoritariamente áreas abertas para forragear, enquanto que, na presença desses predadores, essa população deslocou-se para florestas de coníferas, um ambiente de menor suscetibilidade à predação. Essa alteração de uso do espaço acarretou uma mudança drástica na dieta dessa população e, conseqüentemente, em seu aporte energético (Creel et al. 2005). A mudança de uso do espaço devido ao risco de predação também foi demonstrada para cervos-vermelhos na presença de humanos nas épocas de caça legal (Morgantini e Hudson 1985).

De forma alternativa ou complementar à alteração no uso do espaço, algumas espécies podem alterar seu horário de atividade para evitar horários de maior exposição à predação. Apesar das conseqüências negativas de forragear em maiores temperaturas, foi evidenciado que, em áreas com maior densidade de predadores, herbívoros como o kudu (*Tragelaphus strepsiceros*) e o búfalo (*Syncerus caffer*) alteraram seu horário de atividade para diurno, exibindo apenas atividade noturna quando a pressão de predação era baixa (Owen-Smith e Goodall 2014; Tambling 2015). Além de uma mudança no

horário de atividade, uma grande sobreposição com o horário de atividade dos predadores pode causar a diminuição do tempo de atividade diário das presas (Lima e Dill 1990).

A pressão de predação sobre as espécies pode variar de acordo com suas características, como tamanho corporal e tamanho dos grupos. Animais pequenos são predados por um maior número de predadores do que animais maiores, já que o espectro de presas de predadores pequenos está frequentemente contemplado na dieta de predadores grandes (Sinclair et al. 2003). Por exemplo, no Serengeti, o oribi (*Ourebia ourebi*), uma pequena espécie de ungulado (18 kg) é predado por pelo menos oito espécies de predadores, enquanto que a girafa (*Giraffa camelopardalis*, 800 kg) é predada apenas por leões (Sinclair et al. 2003). O tamanho do grupo, no caso de espécies gregárias, também pode influenciar a vulnerabilidade à predação, considerando que, em um determinado ataque, o risco per capita é menor para grupos maiores (Périquet et al. 2012).

A anta (*Tapirus terrestris*), o maior mamífero terrestre do Brasil, é predada por onças-pintadas (*Panthera onca*) (Garla et al. 2001, Azevedo 2007) e existem registros de predação de indivíduos por onças-pardas (*Puma concolor*) (Azevedo 2016). Trata-se de um bom modelo para o estudo de efeitos do risco de predação, pois, por um lado, é um animal de tamanho grande, com massa entre 150 e 200 kg, altura da cernelha de até 108 cm e comprimento do corpo de até 221 cm (Padilla e Dowler 1994), o que pode resultar em pouca pressão de predação. Por outro lado, é um animal solitário, exceto no caso de fêmeas com filhotes (Padilla e Dowler 1994), característica que pode aumentar sua vulnerabilidade à predação.

Considerando que os encontros com humanos estão – via de regra – associados ao risco de morte ou lesão, a presença humana pode apresentar um efeito semelhante à

pressão de predação causada por outras espécies (Mendes et al. 2020). Embora a caça seja uma das maiores ameaças à viabilidade das populações de antas (Medici et al. 2007; ICMBio 2018), poucos estudos investigaram seu efeito na ocorrência local dessa espécie. Em uma região de floresta, na Mata Atlântica argentina, Cruz e colaboradores (2014) encontraram evidências de influência da caça no uso do hábitat por antas. Também foi evidenciada a diferença na densidade de populações de antas em áreas com e sem caça em uma região de Mata Atlântica (Cullen 2001) e em uma região de Floresta Amazônica (Peres 2000), ambas no Brasil. Até então, não há registros de trabalhos que tenham testado a importância da presença de onças-pintadas, pardas e humanos no uso do espaço por antas.

Alguns estudos têm caracterizado o padrão de atividade das antas como noturno-crepuscular (Noss et al. 2003; Wallace et al. 2012; Cruz et al. 2014; Ferregueti et al. 2017). Contudo, a espécie pode apresentar variação em sua atividade conforme a época do ano, como a mudança para um padrão catemeral observada durante o inverno no sul do Brasil (Oliveira-Santos et al. 2010). Essa plasticidade no padrão de atividade das antas indica a possibilidade de alteração de seu comportamento em resposta a fatores como a percepção do risco de predação, que, além dos seus predadores silvestres, pode incluir a caça por humanos.

Algumas características do ambiente são determinantes no uso do espaço por antas. A ocorrência local da espécie tem relação positiva com a presença de palmeiras, importantes fontes de alimentação (Bodmer 1990; Galetti et al. 2001; Ferregueti et al. 2017), em escalas locais (250m) e mais amplas (1000m) (Cordeiro 2004). Há também uma relação negativa com a densidade de bambus no sub-bosque de florestas (Cruz et al. 2014). Optamos por incluir métricas de paisagem no ranqueamento para fins de comparação.

Neste estudo, avaliamos a hipótese de que o risco de predação (por onças-pintadas, onças-pardas ou humanos) tem importante efeito sobre o uso do espaço e sobre o padrão de atividade de antas no nordeste do Pantanal, Brasil. Nós testamos as predições de que (i) existe uma relação negativa entre a ocorrência local de antas e a presença de predadores, e de que (ii) a ocorrência local de antas é mais relacionada à presença de predadores do que às características da paisagem. Adicionalmente, testamos se o horário de atividade das antas se sobrepõe à atividade de onças-pintadas e pardas. Esperamos uma baixa sobreposição nos horários de atividade, demonstrando que as antas estão evitando os predadores no tempo. E, por fim, testamos a temperatura como uma explicação alternativa do padrão de atividade das antas.

## **Métodos**

### **Área de Estudo**

Realizamos o presente estudo no nordeste do Pantanal, abrangendo a Reserva Particular do Patrimônio Natural Sesc Pantanal (RPPN Sesc Pantanal, 107,000 hectares) além de fazendas de gado e pequenas propriedades rurais no entorno da reserva (Figura 1). A RPPN Sesc Pantanal foi criada em uma área de antigas fazendas de gado, a principal atividade econômica ainda hoje em seu entorno. Com a criação da reserva em 1997 o gado foi excluído e foram implantadas ações de prevenção e controle do fogo.

A região apresenta um mosaico de formações florestais e áreas abertas (Cordeiro 2004), influenciadas pela alternância entre os períodos de cheia (dezembro a fevereiro) e de seca (junho a setembro) na região, com incêndios frequentes durante a seca (Hofmann et al. 2010). Na região, ocorrem onças-pintadas e onças-pardas, sendo a população de onças-pintadas estimada em 30 indivíduos adultos (21 - 65, CI = 95%) para a RPPN Sesc Pantanal (Coelho et al., dados não publicados). A caça de antas

ocorre no entorno da reserva, embora a densidade humana seja baixa na região, 0,68 habitantes/km<sup>2</sup> (IBGE, 2010).

### **Coleta de dados**

#### *Dados de armadilhas fotográficas*

Para avaliar a ocorrência de antas, onças-pintadas e onças-pardas na área de estudo, utilizamos históricos de detecção dessas espécies em 355 locais amostrados com armadilhas fotográficas, com uma distância média entre os locais de 1148 m (Figura 1). Cada local foi amostrado por uma armadilha Reconyx PC90HO disposta a uma altura de 30 a 50 cm do solo. As câmeras ficaram ativas entre 11 e 25 dias consecutivos (ocasiões de amostragem) em cada local, durante o período de vazante e seca dos anos de 2010 (n=132), 2011 (n=151) e 2012 (n=72). Os locais foram selecionados de forma a representar as diferentes classes de vegetação na região e considerando a permissão e facilidade de acesso. Desse total, 211 locais se encontravam dentro da RPPN Sesc Pantanal e 144 em áreas de fazendas e pequenas propriedades rurais no entorno da reserva. Entre os locais amostrados estão 20 barreiros (sítios geofágicos) e 32 tanques (reservatórios de água escavados para dessedentação do gado), locais muito visitados por diversas espécies. Nós consideramos fotos da mesma espécie dentro de um intervalo de 15 minutos como um único registro.

#### *Dados da paisagem*

A paisagem da área de estudo foi classificada considerando o regime climático acentuado característico da região, sendo utilizadas imagens Landsat de três datas em 2011: o pico da época de cheia, o fim da cheia e o pico da época de seca. Então, obtivemos 8 classes de cobertura da terra (Coelho et al., em prep.; figura 1): 1) Água -

rios e lagoas naturais ou artificiais; 2) Bamburro – densa vegetação arbustiva alagável durante a cheia e com grande chance de fogo durante a seca; 3) Mata Alagável – florestas dominadas principalmente por cambarás (*Vochysia divergens*) e que alagam durante a cheia; 4) Mata Seca – florestas não alagáveis onde predominam espécies decíduais; 5) Mata Sempre Verde – florestas não alagáveis onde predominam espécies perenes; 6) Pasto – principalmente áreas de pasto exótico, mas também as poucas ocupações humanas e as áreas de campo nativo baixo; 7) Savana – vegetação campestre com árvores esparsas ou em pequenas concentrações; e 8) Taboca – áreas com árvores esparsas ou de florestas decíduais dominadas por taquaras (*Guadua* sp.).

Utilizamos 28 métricas para descrever a composição e configuração da paisagem na área de estudo (Material Suplementar MS1), buscando identificar as características da paisagem mais relacionadas à ocorrência local de antas, onças-pardas e onças-pintadas. Medimos sete métricas em nível de mancha, 10 em nível de classe (para cada uma das 8 classes de cobertura) e 11 em nível de paisagem, totalizando 98 variáveis de paisagem, utilizando o programa FRAGSTATS v4.2 (McGrarigal et al. 2012).

Para avaliar a escala (ou extensão) do efeito de cada métrica da paisagem (nos níveis de classe e paisagem) em relação às variáveis resposta (probabilidade de ocorrência de antas, onças-pardas e onças-pintadas), competimos modelos com a métrica medida em diferentes extensões através de critérios de informação (AICc, ver Análise de dados). Cada variável foi medida no entorno dos 355 locais amostrados com armadilhas fotográficas em 111 *buffers*, de 60 m a 10500 m de raio (1,17 e 31.726,5 ha, respectivamente).

## *Análise de dados*

### *Uso do espaço*

Utilizamos modelos de ocupação de estação única (Mackenzie et al. 2002; Mackenzie et al. 2006) e raqueando-os por critérios de informação (Burnham e Anderson 2002) para avaliar a relação entre a ocorrência de antas nos 355 sítios amostrados e a presença de predadores e características da paisagem. Os modelos de ocupação são modelos hierárquicos que combinam o processo de observação ( $p$ , ou seja, a probabilidade de a espécie ser detectada naquele sítio, se presente) e o processo de ocupação ( $\Psi$ , ou seja, a probabilidade de a espécie estar presente naquele sítio). Neste artigo, utilizamos o termo “ocorrência” para nos referirmos ao uso local desses sítios.

Primeiro, testamos covariáveis que podem ter efeito na detecção das antas avaliando i) a obstrução em frente às câmeras, ii) o tipo de sítio da câmera e iii) a presença de frutos de palmeiras no sítio. A detecção pode ser menor em um sítio quanto maior for a obstrução pela vegetação em frente à câmera, tanto pela menor capacidade do sensor detectar um animal quanto pela maior dificuldade de identificar o animal na foto. Pela comparação visual da obstrução nas fotos, classificamos cada sítio em baixa, média ou alta obstrução (Material Suplementar MS2). Barreiros e tanques são áreas frequentemente visitadas e com maior tempo de uso pelas antas (Coelho et al., em prep.) e, por isso, também utilizamos uma variável categórica para descrever o tipo de sítio amostrado: tanque, barreiro ou lugar qualquer. Como os frutos de palmeiras são importantes recursos para antas (Bodmer 1990; Galetti et al. 2001; Cordeiro 2004; Ferregueti et al 2017) e os locais com a presença de frutos durante a amostragem poderiam atrair mais antas, classificamos cada sítio em com ou sem frutos de palmeiras, observando cada palmeira em uma parcela de 10x10m centrada na câmera. Para testar as variáveis preditivas de detecção, competimos um modelo nulo (sem covariáveis de

detecção) com outros três modelos, um para cada variável. Testamos qual desses modelos apresenta menor perda de informação (Burnham e Anderson 2002), utilizando o Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc). Uma vez que o modelo nulo apresentou o maior AICc, e que o sinal dos coeficientes de regressão das variáveis foi compatível com nossas hipóteses, todas elas foram consideradas influentes. Então, testamos modelos com as diferentes combinações dessas três variáveis, e o modelo com menor AICc foi aquele com a combinação aditiva de todas as três variáveis (Material Suplementar MS3).

Para avaliar a influência dos predadores sobre a ocorrência das antas, estimamos a probabilidade de ocorrência de onça-pintada e onça-parda através de modelos hierárquicos de ocupação de estação única em cada sítio durante o período da amostragem. Para isso, primeiro testamos se a obstrução em frente às câmeras e o tipo de sítio poderiam afetar a detecção dessas espécies (Material Suplementar MS4). Em seguida, buscamos um melhor modelo preditivo da ocorrência de cada uma dessas espécies de predadores utilizando as métricas de paisagem como covariáveis. Foi avaliada a extensão do efeito de cada métrica através da competição de 111 modelos utilizando buffers de 60 m a 10.500 m (um para cada extensão), sendo considerada a extensão de efeito de cada métrica o modelo com o menor AICc.

Com a informação dessas métricas na extensão de efeito mais as métricas de mancha (Material Suplementar MS1), competimos os modelos das 98 variáveis de paisagem, mais o modelo nulo (Material Suplementar MS5; Material Suplementar MS6). Para selecionar as métricas mais explicativas da ocorrência de onças-pintadas e onças-pardas, utilizamos três critérios: 1) apresentar AICc menor que o modelo nulo; 2) o conjunto de modelos que atingem 0.90 de peso acumulado do AICc; 3) No caso de



elevada correlação entre duas variáveis ( $r$  de Pearson  $> 0,70$ ) foi mantida a variável com menor AICc.

Com base nesse procedimento, identificamos seis métricas de paisagem para onças-pintadas e cinco para onças-pardas. Com essas métricas, rodamos todas as combinações possíveis entre elas para chegar a um melhor modelo preditivo para a ocorrência de onças-pintadas e outro para onças-pardas (Material Suplementar MS7). Para isso utilizamos a função *dredge* do pacote “MuMIn” (Barton 2020). Testamos o ajuste do melhor modelo para cada espécie aos dados através do teste de Chi-quadrado. Ambos os modelos mostraram um bom ajuste aos dados, considerando que os valores observados de Chi-quadrado ficaram entre os intervalos de 75% e 95% dos valores simulados. Avaliamos a capacidade preditiva dos modelos através de validação cruzada, sendo o erro médio absoluto de 0,01 (SD = 0,004) para onças-pintadas e 0,01 (SD = 0,001) para onças-pardas. Usamos o melhor modelo para cada espécie a fim de prever o verdadeiro estado de ocorrência ( $Z$ ) em cada um dos 355 locais de câmara  $i$  ( $Z_i$ ) durante a amostragem, utilizando a função *ranef* do pacote “unmarked” (Fiske e Chandler 2011). Os valores de  $Z_i$  para onças-pardas e pintadas foram utilizados como covariáveis de ocupação das antas.

Para medir a presença humana na área de estudo, criamos um mapa de uso humano. Desenhamos os polígonos de ocupações humanas (casas, sedes de fazendas, vilas, estradas) a partir de imagens do Google Earth para o ano de 2011 e atribuímos valores de 0 a 10 para presença humana: vilas e hotel = 10, Estrada asfaltada = 8, Aldeia Indígena Perigara = 7, Estrada não pavimentada de maior movimento = 6, estrada não pavimentada de menor movimento = 4, sedes de fazenda e pastagem de entorno = 3, casas = 3, sedes da RPPN Sesc = 1. Também criamos pontos em áreas sem presença humana com valor 0,1 em toda a área de estudo (a cada 2000 m). Em seguida,

transformamos os polígonos em pontos e realizamos uma interpolação IDW (*inverse distance weighted*) com peso 10 no software QGIS (QGIS Development Team 2020) para obter o mapa de uso humano, um *raster* com resolução de 500 x 500 m. Em seguida, utilizamos os valores da soma dos pixels do mapa de uso humano (HU) nas 111 extensões de medida para avaliar em qual extensão essa variável apresentou menor AICc na relação com a ocorrência local de antas, da mesma forma que fizemos com as variáveis de paisagem.

No caso das variáveis de paisagem, começamos avaliando em qual extensão de medida cada métrica de paisagem apresentou menor AICc para a relação com o uso do espaço pelas antas. Assim como fizemos para os predadores, utilizamos a informação de cada métrica nos níveis de classe e de paisagem medida em sua melhor escala, junto com as métricas de mancha (Material Suplementar MS1), para competir os modelos das 98 variáveis de paisagem entre si e com o modelo nulo, considerando nos modelos as covariáveis de detecção (obstrução na câmera, tipo de sítio e presença de frutos de palmeiras). Utilizamos os mesmos três critérios de seleção considerados para as análises dos predadores, de forma que excluimos as variáveis com alta correlação, mantendo aquelas com menor AICc. Seis variáveis foram mais relacionadas com o uso do espaço por antas (Tabela 1).

Finalmente, avaliamos se a presença de predadores ou características da paisagem são mais importantes para a ocorrência local de antas. Competimos os três modelos em que a ocorrência de antas varia em função de cada um dos predadores (onça-pintada, onça-parda e humanos) com os 6 modelos de covariáveis de paisagem e com o modelo nulo. Nessas análises, todas as variáveis preditivas contínuas foram padronizadas (média = 0, DP = 1). As análises foram realizadas no programa R (R

Development Core Team 2012), utilizando o pacote “unmarked” (Fiske e Chandler 2011).

### ***Padrão de Atividade de Antas e Onças***

Para avaliar os padrões de atividade de antas e seus predadores, também consideramos registros em sítios de câmeras não utilizados anteriormente (sítios com menos de 10 dias de amostragem). Para corrigir os horários pela diferença de duração dos dias e noites dentro do período do estudo, transformamos os horários de cada registro de antas, onças-pintadas e onças-pardas em hora solar (nascer do sol = 6:00 h e pôr do sol = 18:00 h). Os registros em hora solar foram então convertidos em radianos para as análises. Primeiro, descrevemos o padrão de atividade de cada uma das espécies através de uma estimativa de Kernel não-paramétrica, assumindo os horários dos registros como uma amostra da distribuição contínua da atividade (Ridout e Linkie 2009). Também classificamos os padrões de atividade utilizando os critérios propostos por Massara e colaboradores (2018): diurno – mais de 60% dos registros entre 1h depois do sol nascer e 1h antes do sol se pôr; noturno – mais de 60% dos registros entre 1h depois do sol se pôr e 1h antes do sol nascer; crepuscular – mais de 50% dos registros entre 1h antes e depois do sol nascer e se pôr; catemeral – atividade distribuída uniformemente ao longo das 24h. Testamos o padrão catemeral através do Teste de Rao, que testa a hipótese de distribuição uniforme da atividade (Fitak e Johnsen 2017).

No passo seguinte, avaliamos a sobreposição de atividade entre as antas e seus predadores através do coeficiente de sobreposição ( $\Delta$ ). Esse coeficiente varia de 0 a 1, considerando que zero corresponde a nenhuma sobreposição e 1 corresponde a sobreposição total dos horários de atividade. Nós utilizamos o estimador  $D_{hat} = 1 (\Delta_1)$ , pois esse considera amostras em que pelo menos uma das espécies tem menos de 75

registros (Ridout e Linkie 2009). Utilizamos reamostragem *bootstrap* de 10.000 pseudo-amostras para calcular um intervalo de confiança de 95%. Para essas análises, utilizamos os pacotes “overlap” (Ridout e Linkie 2009) e “circular” (Agostinelli e Lund 2017) no Software R.

Além da atividade dos predadores, também avaliamos a temperatura como uma explicação alternativa ao horário de atividade das antas. Para isso, testamos a relação entre o número de registros de antas em cada hora do dia em relação à temperatura média obtida pelas armadilhas fotográficas. Utilizamos modelos lineares generalizados, considerando uma distribuição de Poisson, e competimos três modelos através de AICc: um modelo nulo, um modelo dos registros de antas em função da temperatura, e um modelo dos registros de antas em função da temperatura ao quadrado. Para o melhor modelo, realizamos um diagnóstico dos pressupostos, avaliando a homoscedasticidade e a linearidade através do gráfico dos resíduos versus os valores preditos, a normalidade pelo gráfico Q-Q e a presença de outliers pelo gráfico de distância de Cook (Matthiopoulos 2011). Também testamos a adequação do modelo aos dados pelo teste Chi-quadrado (Matthiopoulos 2011).

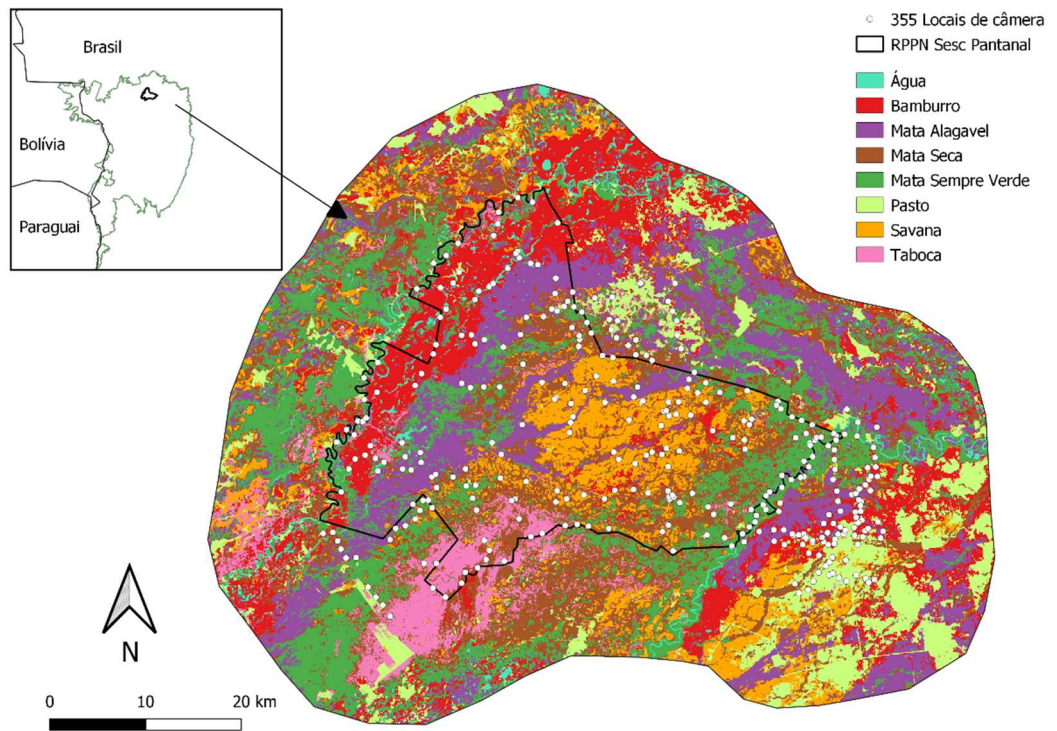


Figura 1: Desenho amostral da área de estudo, contemplando a RPPN Sesc Pantanal e áreas adjacentes, demonstrando as oito classes de cobertura e a localização do bioma Pantanal (em verde).

Tabela 1 - Seleção de modelos para estimar as variáveis de paisagem que melhor explicam a probabilidade de uso do espaço por antas. Seleção baseada no Critério de Informação de Akaike (AICc), número de parâmetros (nPars), diferença de AICc entre os modelos ( $\Delta AICc < 2$ ), o peso (AICwt) e peso cumulativo dos modelos (cltvWt). Os nomes dos modelos contemplam o acrônimo da métrica em caixa alta (consultar Material Suplementar MS1), a classe de paisagem a que se refere (se for uma métrica de classe) e a escala com menor AICc.

	nPars	AICc	$\Delta AIC$	AICwt	cltvWt
$\Psi$ (GYRATE1650) p(CO+TP+PF)	7	4344,22	0,00	0,31	0,31
$\Psi$ (CONTAG1830) p(CO+TP+PF)*	7	4345,69	1,47	0,15	0,46
$\Psi$ (CWEDPas1470) p(CO+TP+PF)	7	4346,36	2,15	0,11	0,57
$\Psi$ (PD1470) p(CO+TP+PF)	7	4347,14	2,92	0,07	0,64
$\Psi$ (PDFlo1560) p(CO+TP+PF)	7	4347,36	3,15	0,06	0,71
$\Psi$ (ED1650) p(CO+TP+PF)*	7	4348,07	3,85	0,05	0,75
$\Psi$ (SHAPEPas1650) p(CO+TP+PF)*	7	4348,72	4,50	0,03	0,79
$\Psi$ (PDDry1290) p(CO+TP+PF)	7	4348,76	4,54	0,03	0,82
$\Psi$ (CWEDBam1470) p(CO+TP+PF)	7	4348,81	4,59	0,03	0,85
$\Psi$ (CWED1650) p(CO+TP+PF)*	7	4349,64	5,42	0,02	0,87
$\Psi$ (SHEI2010) p(CO+TP+PF)*	7	4349,72	5,51	0,02	0,89
$\Psi$ (EDPas780) p(CO+TP+PF)*	7	4349,90	5,68	0,02	0,91

\* = variáveis excluídas por correlação (r de Pearson > 0.7).

## **Resultados**

### ***Uso do Espaço***

Obtivemos 1235 registros de antas em 211 dos 355 sítios, com um máximo de 24 ocasiões com detecção em um sítio e média de quatro ocasiões com detecção nos sítios com registro. No caso da onça-pintada, foram 54 registros em 35 sítios, máximo de cinco ocasiões com detecção e média de uma ocasião por sítio com registro. Para onça-parda, obtivemos 62 registros em 46 sítios, máximo de quatro ocasiões e média de uma ocasião com detecção por sítio com registro. A ocorrência de antas apresentou uma relação negativa apenas com a presença de humanos ( $\beta = -0,46$ ;  $SE = 0,15$ ), e não com onças-pintadas ( $\beta = 0,45$ ;  $SE = 0,24$ ) e onças-pardas ( $\beta = 0,1$ ;  $SE = 0,14$ ). Contudo, as características da paisagem apresentaram maior importância do que a presença humana para a ocorrência de antas, sendo que os seis modelos considerando as características mais importantes da paisagem ficaram melhor ranqueados do que o modelo com presença humana (Tabela 2). A métrica do modelo melhor ranqueado foi: i) “área ponderada pelo raio de rotação” avaliada a nível de paisagem, ii) “densidade de borda ponderada por contraste” da classe Pasto, iii) “densidade de borda” a nível de paisagem e das classes iv) Mata alagável e v) Mata seca e vi) densidade de borda ponderada por contraste” da classe Bamburro.

### ***Padrão de Atividade***

Obtivemos 1244 registros de antas, 60 de onças-pintadas e 72 de onças-pardas. O padrão de atividade das antas foi classificado como noturno, com 77% dos registros à noite, 14% no crepúsculo e apenas 9% durante o dia. A onça-pintada apresentou maior atividade durante a noite, mas com menor predominância, sendo 55% dos registros à noite, 18% no crepúsculo e 27% de dia. Apenas o padrão de atividade da onça-parda

pode ser considerado catemeral, não sendo rejeitada a hipótese de uniformidade da atividade pelo teste de Rao. Embora a maioria dos registros de onça-parda também tenha ocorrido à noite (58%, com 7% no crepúsculo e 35% durante o dia), esses apresentaram uma distribuição mais homogênea. O horário de atividade das antas apresentou sobreposição considerável com a atividade de onças-pintadas ( $\Delta 1 = 0,64$ ; LC95% = 0,53 – 0,74) e pardas ( $\Delta 1 = 0,69$ ; LC95% = 0,59 – 0,79; Figura 2). O melhor modelo relacionando a atividade de antas e a temperatura foi aquele que considerou a temperatura na forma quadrática ( $\beta_{temp} = 0,7$ ;  $\beta_{temp^2} = 0,02$ ). Todos os modelos apresentaram menor AIC que o modelo nulo (Tabela 3). O diagnóstico dos pressupostos desse modelo não indicou problemas e o teste de Chi-quadrado indicou uma boa adequação aos dados ( $\chi^2 = 1$ ).



Tabela 2: Lista ranqueada de modelos para explicar a ocorrência local das antas.

Ranqueamento baseado no Critério de Informação de Akaike (AICc), número de parâmetros (nPars), diferença de AICc entre os modelos ( $\Delta AICc < 2$ ), peso (AICwt) e peso cumulativo dos modelos (cltvWt), valores dos estimadores dos modelos (Beta( $\Psi$ )) e erro padrão (SE). Para os acrônimos, olhar Material Suplementar MS1.

	nPars	AICc	$\Delta AIC$	AICwt	cltvWt	Beta( $\Psi$ )	SE
$\Psi(\text{GYRATE})$ p(CO+TP+PF)	7	4344,22	0,00	0,49	0,49	0,67	0,19
$\Psi(\text{CWEDPas})$ p(CO+TP+PF)	7	4346,36	2,15	0,17	0,65	-0,53	0,14
$\Psi(\text{PD})$ p(CO+TP+PF)	7	4347,14	2,92	0,11	0,77	-0,52	0,15
$\Psi(\text{PDFlo})$ p(CO+TP+PF)	7	4347,36	3,15	0,10	0,87	-0,51	0,14
$\Psi(\text{PDDry})$ p(CO+TP+PF)	7	4348,76	4,54	0,05	0,92	-0,51	0,15
$\Psi(\text{CWEDBam})$ p(CO+TP+PF)	7	4348,81	4,59	0,05	0,97	-0,44	0,12
$\Psi(\text{humanos})$ p(CO+TP+PF)	7	4349,69	5,47	0,03	1,00	-0,46	0,15
$\Psi(\text{pintadas})$ p(CO+TP+PF)	7	4354,68	10,46	0,00	1,00	0,45	0,24
$\Psi(\cdot)$ p(CO+TP+PF)	6	4358,90	14,69	0,00	1,00	-	-
$\Psi(\text{pardas})$ p(CO+TP+PF)	7	4360,36	16,15	0,00	1,00	0,10	0,14

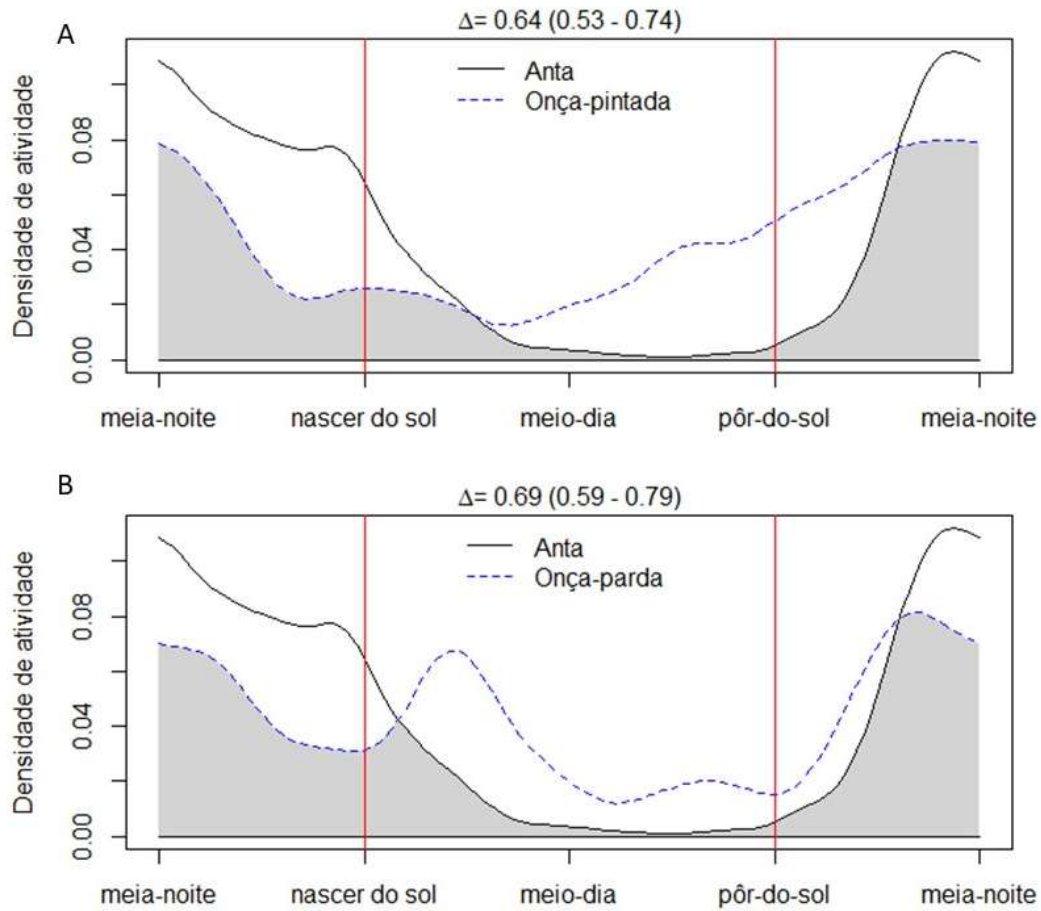


Figura 2: Estimativa do padrão de atividade de antas (linha sólida), onças-pintadas (A) e onças-pardas (B) (linha tracejada). As linhas verticais vermelhas representam os limites do dia e da noite. O  $\Delta$  = coeficiente de sobreposição (CI95%) é representado pela área sombreada em cinza no gráfico.

Tabela 3: Seleção de modelos para explicar a ocorrência local das antas. Seleção baseada no Critério de Informação de Akaike (AICc), número de parâmetros (nPars), diferença de AICc entre os modelos ( $\Delta AICc < 2$ ), peso (AICwt) e peso cumulativo dos modelos (cltvWt), valores dos estimadores dos modelos (Beta( $\Psi$ )) e erro padrão (SE).

	nPars	AICc	$\Delta AIC$	AICwt	cltvWt
Y(Temp <sup>2</sup> + Temp)	3	341,47	0,00	1	1
Y(Temp)	2	1684,53	1343,06	0	1
Y(.)	1	1759,62	1418,15	0	1

## Discussão

Neste estudo, não encontramos evidências que suportem um possível efeito do risco de predação de onças sobre o uso do espaço e do tempo por antas no nordeste do Pantanal. A ocorrência local de antas não apresentou relação significativa com a presença de onças-pintadas e onças-pardas, embora tenhamos demonstrado haver efeito negativo da presença humana. As métricas da paisagem explicaram melhor o uso do espaço pelas antas do que as métricas de predadores. A atividade diária das antas apresentou sobreposição com a atividade de onças-pintadas e onças-pardas, não havendo menor atividade das antas nos horários de maior atividade desses predadores. A temperatura demonstrou ter mais influência sobre a atividade das antas na região, indicando menor atividade nos horários mais quentes.

Considerando se tratar de um ambiente com diferentes espécies de presa disponíveis, é possível que as onças optem por predar indivíduos menores. Por exemplo, um estudo demonstrou haver uma grande sobreposição do horário de atividade e do uso de espaço de onças-pintadas e da anta de Baird (*Tapirus bairdi*), mas mais eventos de predação a indivíduos de queixada (*Tayassu pecari*) e cateto (*Tayassu tajacu*). Os autores sugerem que os eventos de predação se dão por encontros oportunistas entre as espécies de onça e anta, enquanto parece haver uma preferência de predação por espécies de pecarídeos (Weckel et al 2006). Neste artigo, medimos o efeito de predação utilizando a distribuição espacial e temporal dos predadores em relação às antas. Então, uma explicação alternativa é que essa relação não se expresse diretamente em como essas espécies utilizam o espaço e o tempo de uma maneira geral, mas que pode haver locais e horários específicos para os eventos de predação. Por exemplo, ainda no artigo de Weckel e colaboradores (2006), foi considerada a densidade, distribuição das presas

e padrão de atividade das presas e das onças, bem como análises de fezes das onças-pintadas para confirmar os casos de predação

De acordo com nossa primeira predição, encontramos um efeito da presença humana na ocorrência local de antas. Cruz e colaboradores (2014) demonstraram haver uma influência da presença da caça na forma como uma população de *T. terrestris* usa o espaço na Mata Atlântica da Argentina, evidenciando o efeito da distância de acesso de caçadores tanto no uso do espaço quanto na detecção de antas, e um efeito do nível de proteção contra caça na área sobre o uso do espaço pela espécie. Em uma região de Mata Atlântica no Brasil, foi demonstrado que a densidade de antas em áreas protegidas era muito superior a densidade de antas em áreas com caça ilegal (Cullen 2001). Um estudo na floresta Amazônica brasileira demonstrou haver diferença na densidade de populações de antas em áreas com caça e sem caça de subsistência (Peres 2000). Neste artigo, inferimos o grau de atividade humana a partir da cobertura do solo, mas acreditamos ser importante identificar e discriminar os tipos de atividades humanas que podem influenciar mais a população local de *T. terrestris*.

Os modelos mais bem colocados para explicar a ocorrência local de antas foram aqueles contendo métricas de paisagem. A métrica do modelo melhor ranqueado foi “área ponderada pelo raio de rotação”, uma métrica em nível de paisagem (Material Suplementar MS1) que diz respeito à capacidade de travessia média da paisagem para um organismo que está confinado a permanecer dentro de um único fragmento, ou seja, uma medida de continuidade da paisagem, que demonstrou ter uma relação positiva com a ocorrência local de antas. A densidade de borda ponderada por contraste das classes pasto e bamburro, e densidade de fragmentos, tanto das classes mata alagada e mata seca, quanto medida em nível de paisagem, apresentaram uma relação negativa com a ocorrência local de antas. Essas relações demonstram que a espécie apresenta

uma preferência por manchas de hábitat maiores, independente da classe de cobertura. Essa associação com o tamanho do fragmento também foi representada pelas extensões de medida, que variaram entre 1290 e 1650 m de raio, correspondendo a 522,8 e 855,3 hectares, respectivamente. Então, as antas na região parecem possuir uma preferência por manchas maiores que sua área de vida, que é de aproximadamente 365 hectares (Coelho, 2016).

Os valores de sobreposição dos horários de atividades de antas e dos predadores encontrados são consideravelmente altos, demonstrando que não há evitamento dos predadores pelas antas no tempo. Esses resultados vão ao encontro do sugerido em Weckel (2005) de que a predação de antas pelas espécies de onças é possivelmente oportunista. Os efeitos da temperatura sobre o padrão de atividade são diferentes dos encontrados por Cruz e colaboradores (2014), possivelmente por termos estudado uma área com uma variação de temperatura maior. Considerando que as antas apresentam plasticidade em seu padrão de atividade, é possível que, em locais sem a presença de onças, a espécie possa apresentar uma atividade noturna mais acentuada.

Nós rejeitamos em parte a hipótese de que o risco de predação tem efeito sobre o uso do espaço de antas na região, pois a presença de humanos demonstrou um efeito negativo na ocorrência local de antas. Por outro lado, rejeitamos a hipótese de que há efeito do risco de predação por predadores silvestres sobre o padrão de atividade dessa espécie. Contudo, essa afirmação exige alguma cautela, pois a probabilidade de ocorrência de onças-pintadas e pardas e o índice de uso humano neste trabalho podem não apresentar uma resposta tão acurada. Uma possibilidade é avaliar a densidade de antas em vez da ocorrência local, usando, assim, uma informação de maior resolução. Outra alternativa é explorar a relação da distribuição das antas com os pontos de ataques pelos predadores. Sabendo que o medo aumenta os efeitos negativos de perda e fragmentação

de hábitat (Teckentrup *et al.* 2019), é preciso atentar aos efeitos da presença humana, que demonstrou exercer um efeito negativo naquela população. Por fim, entendemos que áreas protegidas que contemplem grandes manchas de habitats são fundamentais para a preservação de populações dessa espécie. Como as antas são importantes dispersoras de sementes (Galetti *et al.* 2001), compreender os fatores que afetam sua distribuição no espaço e no tempo pode auxiliar a manutenção e/ou recuperação da vegetação nativa.

## Material Suplementar

Material Suplementar MS1: Tabela das métricas utilizadas, seu nível e aspecto.

Métrica	Acrônimo	Nível	Aspecto
tipo de mancha	TYPE	mancha	composição
área da mancha	AREA	mancha	área e borda
perímetro	PERIM	mancha	área e borda
área ponderada pelo raio de rotação	GYRATE	mancha	área e borda
índice de forma	SHAPE	mancha	forma
área ponderada pela distância euclidiana do vizinho mais próximo	ENN	mancha	agregação
índice de contraste de borda	ECON	mancha	contraste
% de classe	PLAND	classe	área e borda
densidade de fragmentos	PD	classe	agregação
índice de fragmento maior	LPI	classe	área e borda
densidade de bordas	ED	classe	área e borda
área média ponderada pela área da mancha	AREA	classe	área e borda
área ponderada pelo raio de rotação	GYRATE	classe	área e borda
índice de área ponderada pelo formato	SHAPE	classe	forma
densidade de borda ponderada por contraste	CWED	classe	agregação
índice de aglomeração	CLUMPY	classe	contraste
tamanho efetivo da malha	MESH	classe	agregação
densidade de fragmento	PD	paisagem	agregação
índice de fragmento maior	LPI	paisagem	área e borda
área média ponderada pela área da mancha	AREA	paisagem	área e borda
área ponderada pelo raio de rotação	GYRATE	paisagem	área e borda
índice de área ponderada pelo formato	SHAPE	paisagem	forma
área ponderada pela distância euclidiana do vizinho mais próximo	ENN	paisagem	agregação
densidade de borda ponderada por contraste	CWED	paisagem	contraste
índice de contágio	CONTAG	paisagem	agregação
tamanho efetivo da malha	MESH	paisagem	agregação
riqueza de fragmentos relativa	RPR	paisagem	diversidade
índice de uniformidade de Shannon	SHEI	paisagem	diversidade





Material Suplementar MS2 – Imagens ilustrativas de obstrução alta (A), média (B) e baixa (C) em frente a câmera.

Material Suplementar MS3: Seleção de modelos para estimar a probabilidade de detecção. Covariáveis consideradas: CamObs (CO), TYPE\_plot (TP) e PalmFruit (PF). Seleção baseada no Critério de Informação de Akaike (AICc), número de parâmetros (nPars), a diferença AICc entre os modelos ( $\Delta AICc < 2$ ), o peso (AICwt) e o peso cumulativo dos modelos (cltvWt).

	nPars	AICc	$\Delta AIC$	AICwt	cltvWt
$\Psi(.)p(CO+TP+PF)$	6	4358,90	0,00	0,96	0,96
$\Psi(.)p(TP+PF)$	5	4365,50	6,59	0,04	0,99
$\Psi(.)p(CO+TP)$	5	4368,79	9,88	0,00	1,00
$\Psi(.)p(TP)$	4	4375,49	16,58	0,00	1,00
$\Psi(.)p(CO+PF)$	4	4789,88	430,97	0,00	1,00
$\Psi(.)p(PF)$	3	4833,88	474,97	0,00	1,00
$\Psi(.)p(CO)$	3	4843,42	484,52	0,00	1,00
$\Psi(.)p(.)$	2	4881,47	522,57	0,00	1,00

Material Suplementar MS4: Seleção de modelos para avaliar o efeito da obstrução em frente à câmera (CO) e do tipo de sítio (TP) na probabilidade de detecção de onças-pintadas e onças-pardas. nPars - número de parâmetros; AICc - valor do Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras;  $\Delta AICc$  - diferença de AICc em relação ao melhor modelo; AICcwt – peso de AICc do modelo; cltvWt - peso cumulativo dos modelos.

	nPars	AICc	$\Delta AIC$	AICcwt	cltvWt
<i>Panthera onca</i>					
$\Psi(.)p(.)$	2	569,26	0,00	0,65	0,65
$\Psi(.)p(CO)$	3	571,16	1,89	0,25	0,91
$\Psi(.)p(TP)$	4	573,15	3,89	0,09	1,00
<i>Puma concolor</i>					
$\Psi(.)p(.)$	2	681,73	0,00	0,62	0,62
$\Psi(.)p(CO)$	3	683,52	1,79	0,25	0,87
$\Psi(.)p(TP)$	4	684,86	3,14	0,13	1,00

Material Suplementar MS5 – Ranqueamento de modelos por AICc para onças-pintadas.

nPars - número de parâmetros; AICc - valor do Critério de Informação de Akaike

corrigido para pequenas amostras;  $\Delta AICc$  - diferença de AICc em relação ao melhor

modelo; AICcwt – peso de AICc do modelo; cltvWt - peso cumulativo dos modelos.

	nPars	AICc	Delta_AICc	AICcWt	cltvWt
$\Psi(PDWat4770)$ p(.)	3	543,26	0	0,44	0,44
$\Psi(AREAFlood9330)$ p(.)	3	545,53	2,27	0,14	0,58
$\Psi(CWEDWat6930)$ p(.)	3	546,48	3,22	0,09	0,67
$\Psi(EDWat6930)$ p(.)	3	546,48	3,22	0,09	0,76
$\Psi(PLANDWat7050)$ p(.)	3	548	4,74	0,04	0,8
$\Psi(GYRATEBus5250)$ p(.)	3	548,66	5,4	0,03	0,83
$\Psi(SHAPESav1020)$ p(.)	3	548,99	5,73	0,02	0,85
$\Psi(MESHFlo9330)$ p(.)	3	549,29	6,03	0,02	0,87
$\Psi(PLANDPas1290)$ p(.)	3	549,46	6,2	0,02	0,89

Material Suplementar MS6 – Ranqueamento de modelos por AICc para onças-pardas.

nPars - número de parâmetros; AICc - valor do Critério de Informação de Akaike

corrigido para pequenas amostras;  $\Delta AICc$  - diferença de AICc em relação ao melhor

modelo; AICcwt – peso de AICc do modelo; cltvWt - peso cumulativo dos modelos.

	nPars	AICc	$\Delta AICc$	AICcWt	cltvWt
$\Psi(CLUMPYPas1830)$ p(.)	3	675,86	0	0,1	0,1
$\Psi(ENNPatch)$ p(.)	3	676,67	0,8	0,07	0,17
$\Psi(CLUMPYWat9090)$ p(.)	3	677,39	1,53	0,05	0,21
$\Psi(MESHSAV570)$ p(.)	3	677,97	2,11	0,03	0,25
$\Psi(GYRATEPas2010)$ p(.)	3	678,32	2,46	0,03	0,27
$\Psi(PDDry9090)$ p(.)	3	678,65	2,78	0,02	0,3
$\Psi(CONTAG360)$ p(.)	3	678,76	2,9	0,02	0,32
$\Psi(CLUMPYDry9570)$ p(.)	3	678,81	2,95	0,02	0,34
$\Psi(CWEDBam6810)$ p(.)	3	678,81	2,95	0,02	0,37
$\Psi(PDBam810)$ p(.)	3	678,93	3,07	0,02	0,39
$\Psi(CLUMPYBus2490)$ p(.)	3	679,18	3,32	0,02	0,41
$\Psi(SHAPEPas990)$ p(.)	3	679,22	3,36	0,02	0,43
$\Psi(EDBam6450)$ p(.)	3	679,26	3,4	0,02	0,44
$\Psi(PLANDBam5730)$ p(.)	3	679,3	3,44	0,02	0,46
$\Psi(LPIPas2010)$ p(.)	3	679,38	3,52	0,02	0,48
$\Psi(PLANDPas10050)$ p(.)	3	679,42	3,56	0,02	0,5
$\Psi(PD7650)$ p(.)	3	679,45	3,59	0,02	0,51

$\Psi(\text{AREAPas2010}) p(\cdot)$	3	679,48	3,62	0,02	0,53
$\Psi(\text{MESHPas4170}) p(\cdot)$	3	679,48	3,62	0,02	0,54
$\Psi(\text{AREABam4650}) p(\cdot)$	3	679,49	3,63	0,02	0,56
$\Psi(\text{MESHBam5250}) p(\cdot)$	3	679,56	3,7	0,02	0,58
$\Psi(\text{LPIBam4650}) p(\cdot)$	3	679,85	3,99	0,01	0,59
$\Psi(\text{PDPas90}) p(\cdot)$	3	679,87	4,01	0,01	0,6
$\Psi(\text{SHAPEBam720}) p(\cdot)$	3	680,06	4,2	0,01	0,62
$\Psi(\text{RPR4650}) p(\cdot)$	3	680,12	4,26	0,01	0,63
$\Psi(\text{PDBus10050}) p(\cdot)$	3	680,18	4,32	0,01	0,64
$\Psi(\text{MESHGre10050}) p(\cdot)$	3	680,19	4,33	0,01	0,65
$\Psi(\text{EDBus10050}) p(\cdot)$	3	680,25	4,39	0,01	0,66
$\Psi(\text{CLUMPYGre690}) p(\cdot)$	3	680,31	4,45	0,01	0,67
$\Psi(\text{GYRATEBam4530}) p(\cdot)$	3	680,52	4,66	0,01	0,68
$\Psi(\text{AREASav10050}) p(\cdot)$	3	680,53	4,67	0,01	0,69
$\Psi(\text{EDPas10050}) p(\cdot)$	3	680,6	4,74	0,01	0,7
$\Psi(\text{EDGre10050}) p(\cdot)$	3	680,61	4,75	0,01	0,71
$\Psi(\text{CLUMPYFlo2610}) p(\cdot)$	3	680,65	4,79	0,01	0,72
$\Psi(\text{CWEDPas60}) p(\cdot)$	3	680,83	4,97	0,01	0,73
$\Psi(\text{SHAPEBus2010}) p(\cdot)$	3	680,87	5	0,01	0,73
$\Psi(\text{LPISav540}) p(\cdot)$	3	680,93	5,07	0,01	0,74
$\Psi(\text{PLANDGre10050}) p(\cdot)$	3	681,04	5,18	0,01	0,75
$\Psi(\text{EDDry10050}) p(\cdot)$	3	681,06	5,2	0,01	0,76
$\Psi(\text{LPI60}) p(\cdot)$	3	681,07	5,21	0,01	0,76
$\Psi(\text{PLANDSav330}) p(\cdot)$	3	681,14	5,27	0,01	0,77
$\Psi(\text{CLUMPYSav210}) p(\cdot)$	3	681,2	5,34	0,01	0,78
$\Psi(\text{PDGre10050}) p(\cdot)$	3	681,28	5,42	0,01	0,78
$\Psi(\text{GYRATEFlo1200}) p(\cdot)$	3	681,35	5,49	0,01	0,79
$\Psi(\text{CLUMPYBam660}) p(\cdot)$	3	681,45	5,59	0,01	0,8
$\Psi(\text{SHEI10050}) p(\cdot)$	3	681,47	5,61	0,01	0,8
$\Psi(\text{CWEDBus10050}) p(\cdot)$	3	681,49	5,63	0,01	0,81
$\Psi(\text{CWEDGre10050}) p(\cdot)$	3	681,59	5,73	0,01	0,81
$\Psi(\text{MESHFlo180}) p(\cdot)$	3	681,59	5,73	0,01	0,82
$\Psi(\text{SHAPEWat150}) p(\cdot)$	3	681,62	5,76	0,01	0,83
$\Psi(\text{AREAFlood510}) p(\cdot)$	3	681,62	5,76	0,01	0,83
$\Psi(\text{MESH60}) p(\cdot)$	3	681,66	5,8	0,01	0,84
$\Psi(\text{AREA60}) p(\cdot)$	3	681,66	5,8	0,01	0,84
$\Psi(\cdot) p(\cdot)$	2	681,73	5,87	0,01	0,85

Material Suplementar MS7: Melhores modelos paisagem para onças-pintadas e pardas

Onça-pintada	$\Psi(\text{AREAFlood9330} + \text{PDWat4770} + \text{PLANDPas1290}) p(\cdot)$
Onça-parda	$\Psi(\text{CLUMPYPas1830} + \text{ENN. patch} + \text{MESHSav570}) p(\cdot)$

## Referências Bibliográficas

- Agostinelli, C., and U. Lund. 2017. R Package ‘circular’: Circular Statistics. R package version 0.4-930. <https://r-forge.r-project.org/projects/circular/>
- Azevedo, F. C. C., and D. L. Murray. 2007. Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. *Biological Conservation* 137:391–402.
- Azevedo, F. C. C., V. Canuto, F. Souza, and C. E. 2016. Widmer. Puma (*Puma concolor*) predation on tapir (*Tapirus terrestris*). *Biota Neotropica* 16(1): e20150108.
- Barton, K. 2020. Package ‘MuMIn’: Multi-Model Inference. R package version 1.43.17. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- Bodmer, R. E. 1990. Fruit patch size and frugivory in the lowland tapir (*Tapirus terrestris*). *Journal of Zoology*, 222(1):121-128.
- Brown, J. S., J. W. Laundré, and M. Gurung. 1999. The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. *Journal of mammalogy* 80:385-399.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2nd ed. Springer, London Buskirk.
- Coelho, I. P. 2016. Do barro ao bamburro: relações entre a paisagem e a distribuição local de mamíferos e aves no Pantanal, Brasil. Ph.D. dissertation Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.
- Crane, A. L., and M. C.O. Ferrari. 2013. Social learning of predation risk: a review and prospectus. Pp. 53-82 in *Social learning theory* (Clark, K. B., ed). Nova Science Publishers.
- Creel, S., J. Winnie, B. Maxwell, K. Hamlin, and M. Creel. 2005. Elk alter habitat selection as an antipredator response to wolves. *Ecology* 86:3387–3397.

Cruz, P., A. Paviolo, R. F. Bó, J. J. Thompson, and M. S. di Bitetti. 2014. Daily activity patterns and habitat use of the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in the Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 79:376–383.

Cullen, L., R. E. BodMer, and C. valladares-Padua. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, Sao Paulo, Brazil. *Oryx* 35:137–144.

Ferregueti, A. C., T. Walfrido, and H. G. Bergallo. 2017. Density, occupancy, and detectability of lowland tapirs, *Tapirus terrestris*, in Vale Natural Reserve, southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 98(1):114-123.

Fiske, I., and R. Chandler. 2011. Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of statistical software*. 43(10):1-23. <http://www.jstatsoft.org/v43/i10/>.

Fitak, R. R., and S. Johnsen. 2017. Bringing the analysis of animal orientation data full circle: model-based approaches with maximum likelihood. *Journal of Experimental Biology* 220(21):3878–3882.

Galetti, M., A. Keuroghlian, L. Hanada, M. I. Morato. 2001. Frugivory and seed dispersal by the Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil. *Biotropica* 33(4):723-726.

Garla, C. R., E. Z. F. Setz, and N. Gobbi. 2001. Jaguar (*Panthera onca*) food habits in Atlantic Rain Forest of Southeastern Brazil. *BIOTROPICA* 33(4):691-696.

Hofmann, G.S., J.L.P.C. Hasenack, and L. F. B. Oliveira. 2010. O clima na Reserva Particular de Patrimônio Natural Sesc Pantanal. SESC, Departamento Nacional, Rio de Janeiro.

IBGE [Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE]. 2000. Censo.

- ICMBio [Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade]. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livrovermelho2018vol1.pdf>. Acessado em 23/08/2021.
- Laundré, J.W., L. Hernández, and K.B. Altendorf. 2001. Wolves, elk, and bison: reestablishing the “landscape of fear” in Yellowstone National Park, USA. *Canadian Journal of Zoology* 79:1401-1409.
- Laundré, J. W., L. Hernández, and W. J. Ripple. 2010. The landscape of fear: ecological implications of being afraid. *The Open Ecology Journal* 3:1-7.
- Lima, S. L., and L. M. Dill. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian journal of zoology* 68:619-640.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. A. Royle, J., and C. A. Langtimm 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8):2248-2255.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Hines, J. E. and Bailey, L.L. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier, San Diego, California.
- Massara, R. L., A. M. de Oliveira Paschoal, L. L. Bailey, P. J. Doherty, M. de Frias Barreto, and A. G. Chiarello. 2018. Effect of humans and pumas on the temporal activity of ocelots in protected areas of Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 93:86–93.
- McGarigal, K., S. A. Cushman, and E. Ene. 2012. FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. [www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html). Acessado em 23/08/2021.

Medici, E.P., et al. 2007. Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) population and habitat viability assessment (PHVA): final report. IUCN/SSC Tapir Specialist Group and Conservation Breeding Specialist Group, Sorocaba, São Paulo, Brazil.

Mendes, C. P., et al. 2020. Landscape of human fear in Neotropical rainforest mammals. *Biological Conservation* 241: 108257.

Morgantini, L. E., and R. J. Hudson. 1985. Changes in diets of wapiti during a hunting season. *Journal of Range Management* 38:77–79.

Oliveira-Santos, L.G.R., L. C. P. Machado-Filho, M. A. Tortato, and L. Brusius. 2010. Influence of extrinsic variables on activity and habitat selection of lowland tapirs (*Tapirus terrestris*) in the coastal sand plain shrub, Southern Brazil. *Mammalian Biology* 75:219–226.

Owen-Smith, N., and V. Goodall. 2014. Coping with savanna seasonality: comparative daily activity patterns of African ungulates as revealed by GPS telemetry. *Journal of Zoology*, 293:181–191.

Padilla, M., and R. C. Dowler. 1994. *Tapirus terrestris*. *Mammalian Species* 481: 1–8.

Peres, C. A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation biology*, 14(1): 240-253.

Périquet, S., et al. 2012. Influence of immediate predation risk by lions on the vigilance of prey of different body size. *Behavioral Ecology*. 23:970–976.

R Development Core Team. 2012. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://R-project.org/>.

QGIS Development Team. 2020. QGIS Geographic Information System, version 3.16. OpenSource Geospatial Foundation Project. <http://www.qgis.org/>



Ridout, M.S., and M. Linkie. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera-trap data. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics* 14:322–337

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

Tambling, C. J., D. J. Druce, M. W. Hayward, J. G. Castley, J. Adendorff, and G. I. H. Kerley. 2012. Spatial and temporal changes in group dynamics and range use enable anti-predator responses in African buffalo. *Ecology* 93:1297–1304.

Teckentrup, L., V. Grimm, S. Kramer-Schadt, and F. Jeltsch. 2018. Community consequences of foraging under fear. *Ecological Modelling* 383:80-90.

Wallace, R., G. Ayala, and M. Viscarra. 2012. Lowland tapir (*Tapirus terrestris*) distribution, activity patterns and relative abundance in the Greater Madidi-Tambopata Landscape. *Integrative Zoology* 7:407–419.

Weckel, M., W. Giuliano, and S. Silver. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of zoology*, 270(1):25-30.

## **Considerações Finais**

Nesta dissertação demonstramos que as onças pintadas e pardas não influenciam de forma relevante o comportamento de *Tapirus terrestris*, tanto no espaço quanto no tempo. Além disso, mostramos que a presença humana tem efeito sobre a ocorrência local da espécie. Demonstramos que seis variáveis da paisagem têm uma influência significativa no uso do espaço, especialmente aquelas que se referem ao tamanho de manchas de paisagem. Essas informações apontam para a importância da manutenção de áreas livres de atividades humanas.

Após os gigantescos incêndios do ano de 2020, entender como a espécie se comporta em relação ao risco de predação se faz ainda mais urgente. As perspectivas futuras são explorar quais características da espécie podem estar relacionadas com maior ou menor risco de predação, como as diferentes faixas etárias e os sexos dos indivíduos.

Além disso, este artigo torna possível avaliar se houve alguma alteração no uso do espaço após as queimadas.

Espero que os resultados desta dissertação tenham contribuído para o entendimento do efeito de predação sobre as antas da região e que seja subsídio para demais estudos que apontem para formas de manejo e conservação dessa e demais espécies ameaçadas.

## **Referências Bibliográficas**

**BLEICHER, S. S. The landscape of fear conceptual framework: definition and review of current applications and misuses.** 2017. PeerJ, 5:e3772.

**BROWN, J. S., J. W. LAUNDRÉ, e M. GURUNG. The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions.** 1999. Journal of mammalogy 80:385-399.

**CRANE, A. L., AND M. C.O. FERRARI. Social learning of predation risk: a review and prospectus.** 2013. Pp. 53-82 in **Social learning theory** (Clark, K. B., ed). Nova Science Publishers.

**DENNO, R. F. e LEWIS, D. Predator–Prey Interactions.** 2009. Pp. 202-212 in **The Princeton guide to ecology** (Levin, S. ed.). Princeton University Press.

**FREIRE, P. Conscientização: teoria e prática da libertação: uma introdução ao pensamento de Paulo Freire.** São Paulo: Cortez & Moraes. 1979.

**HOFMANN, G. S.; V. A. G BASTAZINI; I. P. COELHO; L. F. B. DE OLIVEIRA. Fauna da Reserva Particular do Patrimônio Natural Sesc Pantanal: uma perspectiva através de armadilhas fotográfica.** Rio de Janeiro: SESC, Departamento Nacional. 2013. 55 p.

**INPE [Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais]. Comparação do total de focos ativos detectados pelo satélite de referência em cada mês, no período de 1998 até 23/08/2021.** 2021. Disponível em: [https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal-static/estatisticas\\_estados](https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal-static/estatisticas_estados).

**KÉRY, M.; J.A. ROYLE. Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS.** 1st Edition. Londres: Academic Press & Elsevier. 2016. 783 p.

LAUNDRÉ, J. W., L. HERNÁNDEZ, AND W. J. RIPPLE. **The landscape of fear: ecological implications of being afraid.** 2010. *The Open Ecology Journal* 3:1-7.

MACKENZIE, D.I.; J.D. NICHOLS; J.A. ROYLE; K. H. POLLOCK; J.E. HINES & L.L. BAILEY. **Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence.** 2a edição. Londres: Academic Press & Elsevier. 2006. 641 p.

MATTIS-NAMGYEL, E. **O poder de uma pergunta aberta: o caminho do Buda para a liberdade.** RJ: Lucida Letra. 2018. 192 p.

SCHMITZ, OSWALD. **Predator and prey functional traits: understanding the adaptive machinery driving predator–prey interactions.** 2017. *F1000Research*, 6.88