



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

PLANEJAMENTO PARA A CONSERVAÇÃO DE QUEIXADAS (*Tayassu pecari* Link 1795) EM UMA ABORDAGEM DE CUSTO-BENEFÍCIO: UMA APLICAÇÃO PARA A MITIGAÇÃO DE CONFLITO SER HUMANO-FAUNA

Por

MARIELLA BUTTI DE FREITAS GUILHERME

NAZARÉ PAULISTA, 2019



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

Por

MARIELLA BUTTI DE FREITAS GUILHERME

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

PROF. CLAUDIO BENEDITO VALLADARES PADUA  
PROF: WHALDENER ENDO  
PROF. ALEXANDRE UEZU

TRABALHO FINAL APRESENTADO AO PROGRAMA DE MESTRADO  
PROFISSIONAL EM CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E  
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL COMO REQUISITO PARCIAL À  
OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE

IPÊ – INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS  
NAZARÉ PAULISTA, 2019

### **Ficha Catalográfica**

Guilherme, Mariella Butti de Freitas

PLANEJAMENTO PARA A CONSERVAÇÃO DE QUEIXADAS (*Tayassu pecari* Link 1795) EM UMA ABORDAGEM DE CUSTO-BENEFÍCIO: UMA APLICAÇÃO PARA A MITIGAÇÃO DE CONFLITO SER HUMANO-FAUNA, 2019, 90.pp.

Trabalho Final (mestrado): IPÊ - Instituto de Pesquisas ecológicas

Palavra chave *Zonation software*

Palavra chave biologia da conservação

Palavra chave agricultura

- I. Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade, IPÊ

### **BANCA EXAMINADORA**

LOCAL E DATA

---

Prof. Dr.

---

Prof. Dr.

---

Prof. Dr.

*À Natureza, essa força que inspira, ensina e instiga. Obrigada Planeta Terra por me alimentar, me hospedar e me confortar todos os dias.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Coordenador do CENAP e meu chefe, Ronaldo Morato por ter confiado a mim essa tarefa, ao Whal por ter me iniciado nessa jornada e continuar me acompanhando, compondo meu comitê orientador junto com o Claudio e o Alê, obrigada pelas leituras e por toda sabedoria compartilhada. Vocês me inspiram para o resto da minha vida na ciência.

À toda equipe da ESCAS/IPÊ, em especial à Cristi, à Ivete, Rose e Rosângela, pela condução carinhosa de nossas trilhas no mestrado. Agradeço à Maria Helena, à Roseli e à Vitória pelo carinho em forma de comida quentinha e saborosa.

Aos queridos colegas do mestrado: Diogo, Henrique, Letícia, Monica, Raquel, Paulo, Renan e Sandro. Esses dois anos passaram voando e vocês tornaram tudo mais suave e divertido!

À equipe do projeto de manejo das queixadas, o chefe do PNE Marcos Cunha, Gonzalo Barquero, Jorge Flores e Ennio Painkow.

À toda equipe do CENAP: Livia Rodrigues (obrigada por tantas coisas... para a disciplina de R foi especialmente importante ter você por perto), Elildo Carvalho Jr., Rogério Cunha de Paula, Rose Gasparini Morato, Raquel Silva, Marina Portugal, Paulão Amaral, Henrique Gonçalves, Francisco Chen, Leandro Filgueiras, Valdomiro Lemo: dividir meus dias com vocês e ter o apoio de cada um nessa jornada fez os últimos dois anos serem possíveis. Marcelo Magioli, obrigada pela ajuda – imprescindível - para rodar os modelos, não só por isso, ter você perto faz a equipe

progredir! E, Bernardo Niebuhr, você vai continuar sendo CENAP para mim. Foi sensacional, obrigada por tornar as equações mais claras.

À Julia Oshima por confiar seus modelos a mim. Espero que você aprecie meu uso deles.

À Cibele Biondo, Andressa Gatti e Alexine Keuroghlian, obrigada pelas respostas, sempre tão ágeis, sobre todo tipo de informação sobre as queixadas.

Rafael Loyola, Tiago Castro, Guth Berger e Yuri Geraldo Ribeiro obrigada pelo socorro com o Zonation.

A todos os amigos e familiares que compreenderam e me suportaram nesse período atribulado, Mãe, Pai, Cam, Paulinho, Mariah, Bruno e Lais.

À Elisa Sampaio pelos telefonemas longos e fortalecedores.

À Maria Lígia por me ouvir, me ajudar a me organizar e ter me dado uma sobrinha para eu amassar o resto da vida.

À minha companheirinha, Brigitte, que digitou um monte de palavras ininteligíveis para o português, mas muito queridas ao coração. Sua presença ao meu lado (e em cima do computador) foi aquecedora.

Ao meu companheiro, Anderson, que me entregou tanto amor, paciência, comidinhas, louça lavada, abraço de aconchego, café da manhã (ou da noite), e pelas madrugadas divididas com essa dissertação, eu amo você.

E à Alexandra Elbakyan por libertar o conhecimento científico.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Queixadas.....	11
1.2. Parque Nacional das Emas.....	17
2. OBJETIVOS.....	18
3. MATERIAIS E MÉTODOS .....	19
Área de estudo.....	19
Planejamento para a conservação de queixadas e priorização espacial.....	20
Seleção de variáveis.....	24
Identificação das áreas relevantes para a conservação de queixadas .....	26
RESULTADOS.....	27
DISCUSSÃO.....	34
4. ANEXO A - Questionário de consulta a unidades de conservação.....	72
5. ANEXO B – Lista de UCs Selecionadas .....	76
5. ANEXO C – <i>Rasters</i> utilizados na priorização .....	87
6. ANEXO D – Tabela de Unidades de Conservação nas PCU - Modelo intrabioma .....	89
7. ANEXO E – Tabela de Unidades de Conservação nas PCU - Modelo Nacional.....	98

## LISTA DE TABELAS

Tabela

página

Tabela 1 - Estimativas de densidades de *Tayassu pecari* (indivíduos/km<sup>2</sup>) de acordo com o bioma ..... 12

Tabela 2 – Áreas relevantes para a conservação de queixadas, PCUs, por modelo e percentuais do bioma. Os valores estão expressos em quilômetros quadrados..... 31



## LISTA DE FIGURAS

<u>Figura</u>	<u>página</u>
Figura 1 - Número de espécies continentais afetadas pelos principais vetores de ameaça.....	3
Figura 2 - Produção histórica de soja e milho nas regiões brasileiras (IBGE,2017) .....	4
Figura 3 - Mudança do uso do Solo no Cerrado de 1985 a 2017 (PROJETO MAPBIOMAS, 2019) .....	5
Figura 4 - Estado de conservação de Tayassu pecari em sua área de distribuição original. O círculo amarelo indica a região do Parque Nacional das Emas.Rangese refere à probabilidade de sobrevivência da espécie ( High= alta, Medium= média, Low= baixa, Extinct= extinta e Without information= desconhecida) e PCU (Peccary Conservation Unit) são as áreas relevantes para a conservação de queixadas. Retirado de ALTRICHTER et al. (2012). .....	16
Figura 5- Localização do Parque Nacional das Emas no Centro-Oeste do Brasil. O Parque Nacional das Emas está em verde e os limites estaduais em branco. ....	17
Figura 6 -Processo de priorização usado na modelagem. Em negrito estão identificadas as camadas de entrada e em itálico o parâmetro do Zonation utilizado. ....	22
Figura 7 - Comparação entre: a) as áreas plantadas de soja e milho e, b) o prejuízo econômico dessas culturas, no entorno do Parque Nacional das Emas. ....	28
Figura 8 – Distribuição das 337 Unidades de Conservação selecionadas para estudo (em preto e verde) , sendo: a) 75 UCs respondentes (em verde na figura a, em cinza nas demais); b) 58 UCs com caça (em roxo); c) 41 UCs com presença	

histórica de *Tayassu pecari* (em amarelo) e d) 9 UCs com conflito com *Tayassu pecari* (em vermelho)..... 30

Figura 9 – Priorização espacial para a conservação de queixadas. As figuras na primeira linha (a, b) correspondem ao modelo de valores de conservação contínuos, a intensidade do verde indica maior valor de conservação da área. As figuras da segunda linha (c, d) representam o corte da faixa dos valores de conservação de 0.85-1, que correspondem às 15% mais importantes para a espécie. E na última linha (e, f) PCUs identificadas por cores e números diferentes. Cada coluna corresponde a uma abordagem: à esquerda o modelo por bioma (a, c, e) e à direita o modelo nacional (b, d, f)..... 32

Figura 10 - Amplitude de valores de conservação nas UC com e sem conflito. Os gráficos superiores são referentes ao modelo pro bioma e os inferiores ao modelo Nacional. .... 33

Figura 11 – Unidades de conservação da região conhecida como MATOPIBA. Unidades de conservação da região do MATOPIBA. Em verde os valores de conservação para queixadas, as áreas claras representam valores menores e os tons mais escuros valores maiores. À esquerda modelo por bioma e à direita modelo nacional..... 37

Figura 12 - Curva de performance do modelo. Os valores do eixo y indicam a representação do valor de conservação em diferentes proporções de área de estudo alocadas para conservação (eixo x) ..... 38

## LISTA DE ABREVIACÕES

CR	Criticamente em perigo
EN	Em perigo
ESEC	Estaco Ecológica
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Fundao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservao da Biodiversidade
IUCN	União Internacional Para a Conservao da Natureza
LC	Menos preocupante
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NT	Quase Ameaçada
PARNA	Parque Nacional
PCU	áreas relevantes para a conservao de queixadas
PE	Parque Estadual
PNE	Parque Nacional Das Emas
UC	Unidade de Conservao
VU	Vulnerável

## RESUMO

Resumo do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre

PLANEJAMENTO PARA A CONSERVAÇÃO de QUEIXADAS (*Tayassu pecari* Link 1795) EM UMA ABORDAGEM de CUSTO-BENEFÍCIO: UMA APLICAÇÃO PARA A MITIGAÇÃO de CONFLITO HUMANO-FAUNA

Por

Mariella Butti de Freitas Guilherme

Dezembro de 2019

Orientador: Prof. Dr. Claudio Benedito Valladares-Padua

As alterações do uso e cobertura do solo geraram vastas paisagens agrícolas que desafiam a conservação de espécies em todo o mundo. As espécies de suiformes são muitas vezes vistas como pragas agrícolas e por isso medidas de controle populacional são amplamente estudadas. No entanto, a queixada (*Tayassu pecari*) é uma espécie ameaçada, e tais medidas devem ser aplicadas com cautela, pois a espécie já sofre retaliação nesses ambientes e devido a isso pode ter seu risco de extinção aumentado. A fim de alocar recursos de forma eficiente e minimizar os conflitos, esse trabalho propõe o uso da priorização espacial para conciliar as atividades econômicas e a persistência da espécie. Isso foi realizado utilizando a adequabilidade ambiental para queixadas para a identificação de áreas relevantes para sua conservação (PCU). A área selecionada para o estudo corresponde aos biomas brasileiros onde a espécie está avaliada como ameaçada, quase ameaçada ou extinta (Cerrado, Caatinga, Pantanal, Mata atlântica, e Pampas). Para a identificação dos tipos de cultivos mais suscetíveis à predação, foram aplicados questionários a produtores agrícolas do entorno do Parque Nacional das Emas (PNE), sudoeste de Goiás, e a gestores de unidades de conservação da área de estudo. A partir dessas respostas foram geradas as camadas de custo de oportunidade para a presença de *Tayassu pecari*. Utilizando o software Zonation, foi feita uma análise em duas abordagens: uma por bioma e outra em toda a área de estudo ponderando a relevância do bioma pelo grau de ameaça da espécie. Milho e mandioca são os cultivos mais afetados pela espécie, e na região do PNE as perdas na produção de milho somam mais que R\$10.000.000,00 ao ano. Evitando as áreas de maior volume de produção desses plantios foi identificado que menos de 2% das áreas mais relevantes para a conservação de queixadas estão adequadamente protegidas - em qualquer das duas abordagens - e, além disso, os conflitos ocorrem em todas as faixas de priorização. Para reduzir a pressão sobre a espécie na região do PNE recomendamos a translocação de queixadas para a fundação de populações onde houve extinção ou para o reforço de populações em áreas que tenham maior viabilidade.

## ABSTRACT

Abstract do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre

**A COST-BENEFIT APPROACH FOR WHITE-LIPPED PECCARY (*Tayassu pecari* Link 1795) CONSERVATION PLANNING: A WAY TO MITIGATE HUMAN-WILDLIFE CONFLICTS.**

By

Mariella Butti de Freitas Guilherme

December 2019

Advisor: Prof. Dr. Claudio Benedito Valladares-Padua

Land use and land cover changes have created vast agricultural landscapes that challenge the conservation of species around the world. Suiformes species are often seen as agricultural pests and therefore population control measures are widely studied. However, White-lipped peccary (WLP - *Tayassu pecari*) is a threatened species, and such measures should be applied with caution, as the species already suffers retaliation in these environments and as a result may have increased extinction risk. In order to efficiently allocate resources and minimize conflicts, this study proposes the use of spatial prioritization to reconcile economic activities and species persistence. Environmental suitability for WLP was used to identify relevant areas for their conservation, hereafter Peccary Conservation Units (PCU). The study area corresponds to Brazilian biomes where the species is assessed as threatened, almost threatened or extinct (Cerrado, Caatinga, Pantanal, Atlantic Forest, and Pampas). Questionnaires were applied to farmers around the Emas National Park (PNE), southwest of Goiás, and to managers of protected areas in the study area to identify susceptible types of crops to predation. From these responses, the opportunity cost layers for the presence of *Tayassu pecari* were generated. Using Zonation software, an analysis was made in two approaches: one per biome and one across the study area weighing the relevance of the biome by the species threat category. Maize and cassava are the most affected crops, and in the PNE region losses in corn yield reach more than R\$10,000,000.00 per year. In both approaches, it was identified that less than 2% of PCUs areas are protected and, even with the modelling avoiding the highest production areas, conflicts occur in all prioritization ranges. In order to reduce the pressure on the species, we recommend translocating WLP individuals from PNE region to found new populations where the species is no longer extant or to reinforce populations in areas that are more viable.



# 1. INTRODUÇÃO

O planejamento para conservação é um processo fundamentalmente espacial que objetiva promover a persistência da biodiversidade e de atributos naturais em um mundo alterado, cada vez mais rápido, pela presença humana (PRESSEY et al., 2007). O uso de sistemas geográficos é comumente utilizado para a seleção de áreas prioritárias para a conservação, em geral sugerindo áreas para a criação de unidades de conservação ou a criação de corredores (MOILANEN; LEATHWICK; QUINN, 2011; RIBEIRO et al., 2017), mas também são úteis na caracterização de conflitos e planejamento para coexistência (MARCHINI et al., 2019; SITATI et al., 2003) e até mesmo para a seleção de áreas para a translocação indivíduos que perderam seus habitats em decorrência de impactos de empreendimentos (HEATON et al., 2008).

O planejamento para conservação é uma atividade da prática em conservação na qual as necessidades sociais, políticas e econômicas modificam, as vezes drasticamente, as prescrições da ciência (MARGULES; PRESSEY, 2000). Essa atividade é parte da biologia da conservação, uma ciência multidisciplinar que busca aplicar a ciência ao mundo real. Há grande distância entre o planejamento, feito de modo sistemático e com uso das melhores informações disponíveis, e fazer as coisas acontecerem – isso é a prática de gestão para conservação, realizada em geral por agentes públicos e tomadores de decisão (ANDREW S. PULLIN, 2002; MARGULES; PRESSEY, 2000). Para que o mundo real, em toda sua complexidade possa ser considerado na proposição de medidas para a manutenção da diversidade da natureza, são necessários os diversos olhares, não só de especialistas nas ciências naturais e sociais, mas também de atores locais (*stakeholders*) do território onde as ações de conservação se darão, principalmente se as relações entre as atividades humanas e a conservação da biodiversidade forem conflitantes.

Os conflitos entre humanos e mamíferos silvestres estão presentes em todo o mundo: em casos mais graves pode haver risco direto à vida humana, como por exemplo em casos de ataques por ursos (ACHARYA et al., 2016), hipopótamos ou elefantes (DUNHAM et al., 2010; KAHLER; GORE, 2014). Mas os conflitos humano-

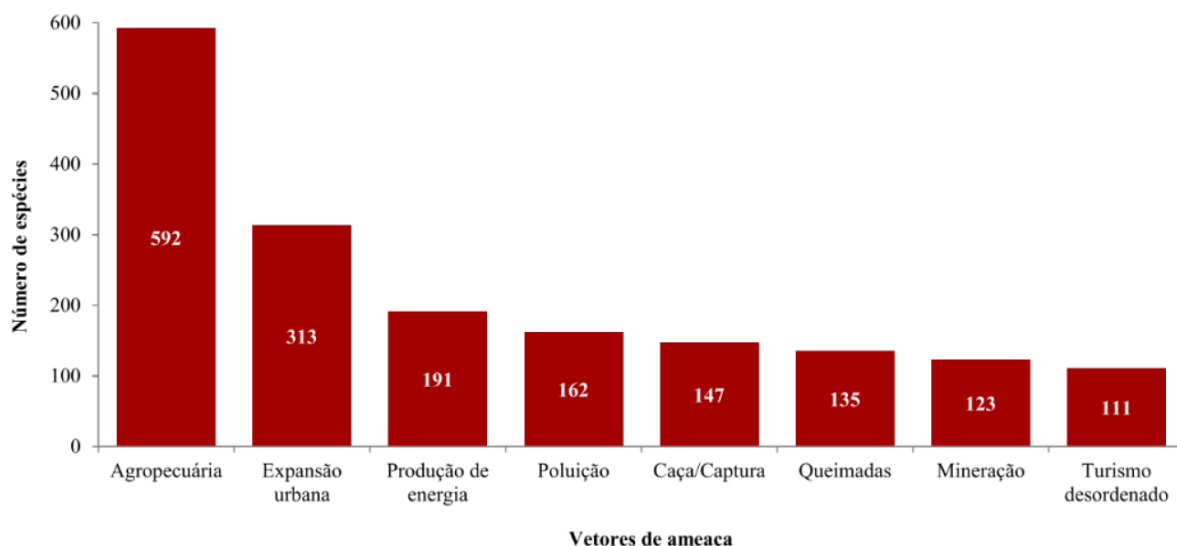
fauna podem ser também de causa econômica: a predação de rebanhos leva ao conflito entre produtores de gado e mamíferos carnívoros (INSKIP; ZIMMERMANN, 2009); nas lavouras os danos podem ser causados por uma diversidade de mamíferos - de grandes ungulados a pequenos roedores (DELIBES-MATEOS, 2015).

As populações de javalis e porcos asselvajados (*Sus scrofa*) vêm crescendo no mundo, e, paralelamente seu impacto ambiental e econômico (MASSEI et al., 2015, 2018). Essa espécie exótica invasora, é bastante estudada como causadora de prejuízos (BENGSEN et al., 2013; ENGEMAN et al., 2013; SAPKOTA et al., 2014), mas espécies mais raras também podem estar envolvidas nesses processos, como recentemente relatado por LIMA et al. (2019a) a ocorrência de danos causados por queixadas (*Tayassu pecari*) em áreas agrícolas do Brasil central.

Entre os porcos-do-mato nativos do continente americano (Suiformes:Tayassuidae), duas das três espécies nativas apresentam tendência de queda populacional - a queixada e o pecari-do-chaco (*Catagonus wagneri*) (ALTRICHTER et al., 2015; KEUROGHLIAN et al., 2013) - e para o cateto (*Pecari tajacu*), apesar de sua avaliação apresentar que a população está estável, foram identificados declínios em subpopulações e algumas extinções locais (GONGORA et al., 2011). A caça é frequentemente reportada como uma ameaça comum aos Tayassuidae e, provavelmente, a principal causa das extinções locais de *T. pecari* e *P. tajacu*. Com base em uma meta-análise realizada com dados de 101 áreas distintas na Amazônia, Peres e Palacios (2007), por exemplo, evidenciaram as queixadas como a espécie que apresenta as quedas populacionais mais drásticas entre todas as espécies caçadas, explicitando assim o alto grau de vulnerabilidade que a espécie possui frente a pressões antrópicas. No entanto, num cenário geral e mais atual, a destruição de habitat é elencada como a principal ameaça a essas espécies (ALTRICHTER et al., 2015; GONGORA et al., 2011; KEUROGHLIAN et al., 2013) sendo as atividades agropecuárias o seu principal vetor no território brasileiro (Figura 1). A atividade também é causadora de perda de indivíduos por retaliação em relações de conflito humano-fauna devido às perdas causadas à agricultura



(ICMBIO/MMA, 2018). O problema foi relatado por JÁCOMO et al., (2013) que teve 11 indivíduos mortos de 13 que estavam sendo monitorados por telemetria no Parque Nacional das Emas. Ou seja, a ameaça é tão real que não poupa nem populações residentes de áreas protegidas.



*Figura 1 - Número de espécies continentais afetadas pelos principais vetores de ameaça*

Em todo o mundo a agricultura aumentou em 30% a área ocupada em 55 anos, e no Brasil esse processo foi ainda mais intenso, no mesmo período o aumento foi de 88% (THE WORLD BANK, 2019). Nesse contexto os estados do centro-oeste brasileiro se tornaram os mais expressivos produtores agrícolas do país, respondendo por 44% da soja e 51% do milho produzido em 2017 correspondentes a um faturamento de 47,9 bilhões e 13,5 bilhões de reais, respectivamente (IBGE, 2017) (Figura 2).

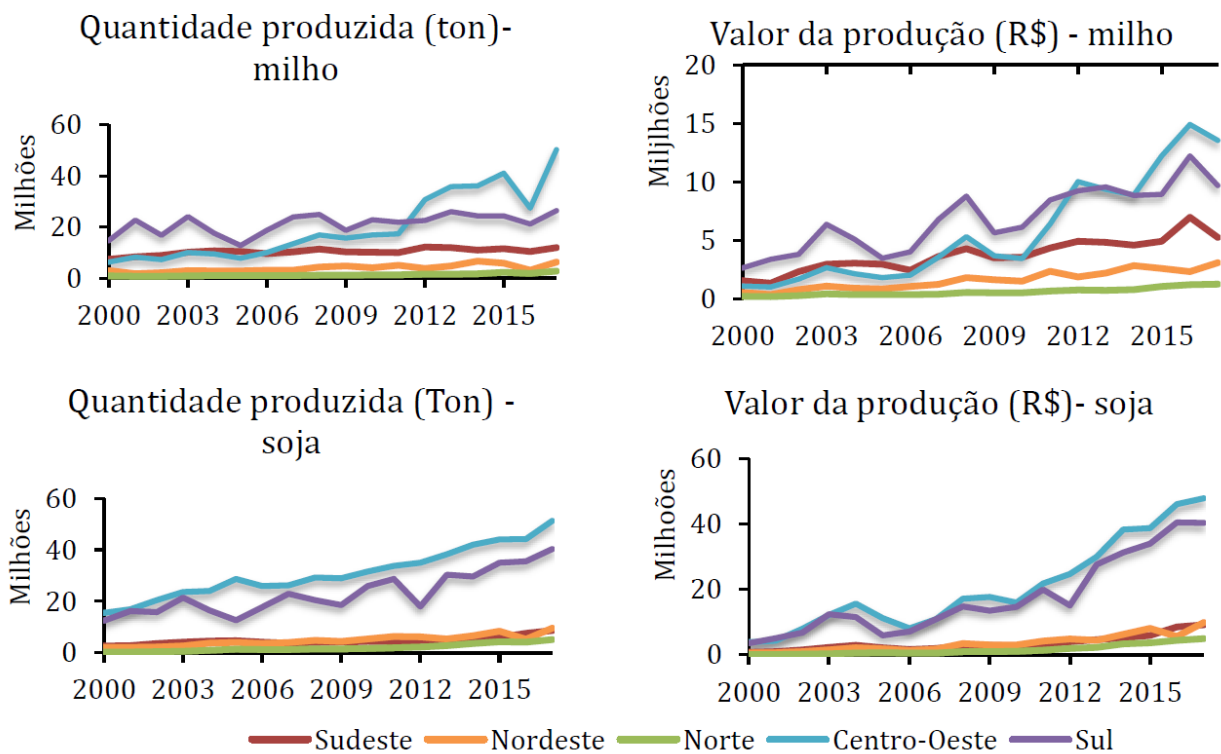
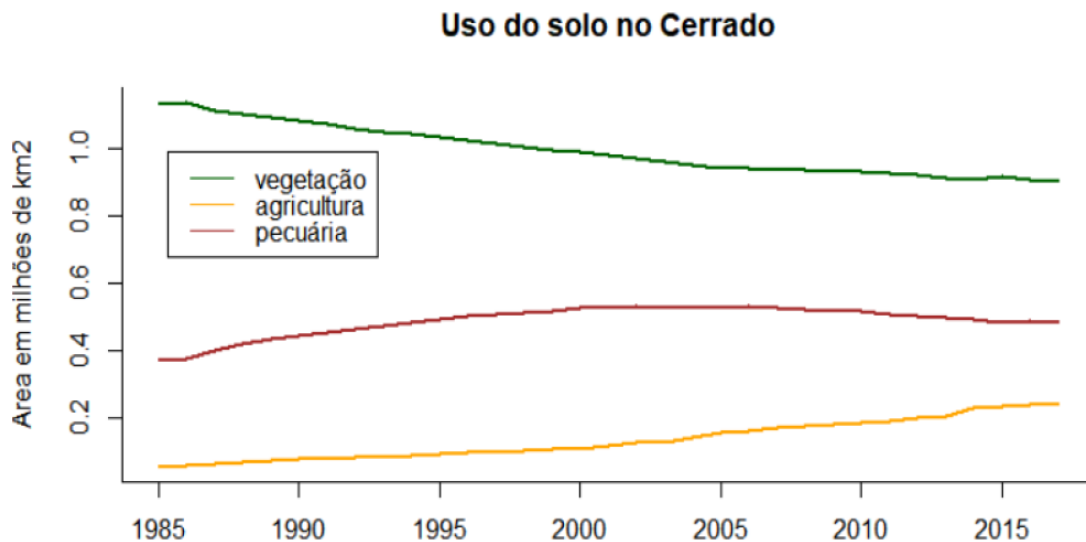


Figura 2 - Produção histórica de soja e milho nas regiões brasileiras (IBGE,2017)

Na região do centro-oeste brasileiro essa conversão trouxe outra mudança, a conversão de um conflito que envolvia predadores – os grandes felinos e produtores de gado bovino - para um conflito entre as presas e os produtores agrícolas (Figura 3). De acordo com a estimativa de dano feita por Jácomo (2004) uma queixada consome 1,9kg/dia nas áreas de plantio de milho (JÁCOMO, 2004). Estudos utilizando o método de marcação-reavistamento de porcos ferais na Europa indicam que as densidades podem variar de 0,01 a 10 ind./km<sup>2</sup> dependendo da produtividade da vegetação, sugerindo que quanto maior a produtividade maior a densidade de *Sus scrofa*. No entanto, os índices de predação não guardam relação linear (HONE, 1995) apesar de haver incremento de perdas econômicas com o aumento da densidade da espécie.



*Figura 3 - Mudança do uso do Solo no Cerrado de 1985 a 2017 (PROJETO MAPBIOMAS, 2019)*

O processo de fragmentação de habitats que o Cerrado experimenta constitui uma forte ameaça à espécie. Em locais mais impactados pela ação humana, como, por exemplo, a região do Parque Nacional da Serra da Canastra, os últimos registros de queixadas datam aproximadamente de dez anos atrás (KEUROGHLIAN et al., 2012). No entanto, a lacuna de informação sobre a ocorrência da espécie no bioma é enorme, os poucos estudos realizados nas áreas de cerrado são de localidades bem próximas ao limite do bioma e em latitudes próximas entre si (JORGE et al., 2019; MACIEL et al., 2019) sobre a porção norte do bioma ainda carecemos de qualquer informação.

A queixada é uma das primeiras espécies a desaparecer em áreas povoadas (ALTRICHTER, 2005; FRAGOSO; SILVIUS; VILLA-LOBOS, 2000; PERES; PALACIOS, 2007) e assim seria esperado um declínio rápido e abrupto nas populações em áreas extensas onde há produção agrícola com forte mecanização. Entretanto, parece que essa predição não se confirma uma vez que os produtores agrícolas vêm se queixando dos danos causados pela espécie às lavouras,

sobretudo nos plantios de milho (JÁCOMO, 2004; JÁCOMO et al., 2013; LIMA et al., 2019).

Como não há protocolo definido para lidar com esse conflito, as ações de manejo podem ser testadas e ajustadas para a redução dos danos e a promoção da coexistência entre produtores e a fauna nativa. Algumas medidas adotadas para outros suiformes mais estudados já dão indicações importantes das medidas que podem tomadas e quais os possíveis problemas que serão enfrentados. Para *Sus scrofa* há algumas revisões que resumem as medidas propostas (Quadro 1).

**Quadro 1** - Métodos não letais de manejo para conflitos entre humanos- javalis e porcos asselvajados (traduzido de MASSEI; ROY; BUNTING, 2011)

<b>Método</b>	<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
<b>Controle de fertilidade (contraceptivo injetável)</b>	Pouco invasivo Efetividade de longo-prazo Não afeta a estrutura social Aplicação em áreas residenciais Espécie-específico Pode reduzir a transmissão de doenças	Ação lenta no nível populacional Requer captura e manipulação direta Aplicável em pequena escala Custo dependente do esforço de captura
<b>Cercamento</b>	Muito efetivo se bem construído Pouco invasivo PROTEÇÃO de curto-prazo para plantações vulneráveis PROTEÇÃO de longo-prazo para criações ou áreas Útil para particionar áreas e facilitar a erradicação Podem ser implementadas com passagens de sentido-único que permitam aos animais sair Podem ser movidas e reutilizadas.	Alto custo de instalação Alto custo de manutenção, inclusive substituição Pode interferir no acesso Pode aumentar os danos em áreas adjacentes

Quadro 1 - Métodos não letais de manejo para conflitos entre humanos-javalis e porcos asselvajados (traduzido de MASSEI; ROY; BUNTING, 2011)

<b>Repelentes</b>	Pouco invasivo Não afeta a estrutura social Aplicação em áreas residenciais	Curta duração Pode concentrar os danos em áreas adjacentes Não há repelentes registrados para porcos
<b>Cevas (alimentação diversiva)</b>	Pouco invasivo Pode concentrar os animais por um curto período Ação rápida para aliviar os danos a plantios e áreas	Eficácia depende da disponibilidade de cevas Dispendioso se as cevas são de uso contínuo Pode aumentar a capacidade reprodutiva e com isso a população Pode atrair outras espécies
<b>Translocação</b>	Percebido como pouco invasivo. Rápida alteração populacional. Aplicação em áreas residenciais	Alto custo Eficaz somente em áreas com baixa capacidade de suporte (e.g. sem acesso a lavouras). Pode translocar patógenos e doenças Animais podem sofrer durante armadilhamento, transporte e pós-soltura Pode encorajar introdução ilegal ou irresponsável de porcos.

As medidas sintetizadas no quadro anterior dependem de alocação de recurso de longo prazo, ou até mesmo contínuas, como no caso de cercamento, alimentação diversiva ou translocação. Há também implicações para populações de outras espécies da fauna como, por exemplo, um cercamento que impede a movimentação não só de queixadas, mas também de veados, tamanduás, emas etc. Devido a isso, não devem ser interpretadas como soluções prontas para qualquer

caso.

A prática de gestão da biodiversidade deve ser realizada sobre bases de conhecimento confiáveis (LEE, 1999). PULLIN et al. (2004) entrevistaram membros de organizações conservacionistas no Reino Unido, sobre o planejamento de ações de manejo e identificou que 58% usavam o “manejo tradicional”, ou seja, continuavam fazendo o que as gestões anteriores faziam, enquanto apenas 8% estavam amparados por alguma revisão de literatura. Entretanto em nenhum dos planos havia uma revisão extensa para a tomada de decisão. O primeiro passo para a tomada de decisão qualificada, baseada em evidências, na gestão ambiental é usar dados de qualidade. Por outro lado o desafio da ciência é comunicar de forma eficiente as soluções possíveis (ANDREW S. PULLIN, 2002).

O manejo adaptativo se apoia na premissa de que alguma ação pode ser deferida e implementada com o que já se sabe, principalmente quando a situação é dotada de alguma urgência - como os casos de conflito humano-fauna – desde que seguido de monitoramento e reajuste. Admite-se que o aprendizado possa acontecer enquanto se faz, mas o monitoramento sistemático é exigência para detectar surpresas (LEE, 1999). O monitoramento é a ferramenta que permite o aprendizado, no entanto essa é a outra ponta da deficiência da prática em gestão de biodiversidade. A informação deve ser registrada e compartilhada para gerar aprendizados (PULLIN; SALAFSKY, 2010) e incorporar melhorias. Incorporar a precaução no manejo adaptativo traz de volta ao foco no monitoramento e a tomada de decisão baseada em evidência científica reconhecendo a complexidade e as incertezas envolvidas. Sem monitoramento e registro o manejo não pode ser adaptativo. (ANNECOOS WIERSEMA, 2015)

Pelo nosso conhecimento, no Brasil, houve duas iniciativas de translocação para a conservação de *Tayassu pecari*. A primeira devido ao enchimento do reservatório da usina hidrelétrica Sergio Motta, em Porto Primavera/SP. Na ocasião houve o resgate e translocação de 82 indivíduos de queixadas para a Fazenda Cisalpina, no município de Brasilândia-MS (FIGUEIRA, 2001). Os animais foram monitorados por cerca de dois anos em sistemas de manejo intensivo e semi-

intensivo (FIGUEIRA; CARRER; NETO, 2003), mas não foram localizados registros que tratam do monitoramento pós-soltura. A segunda reintrodução ocorreu no estado do Paraná, é conhecida pela publicação em um blog, mas não foi possível obter mais informações sobre a ação, e deste modo há prejuízo para o aprendizado compartilhado.

A movimentação de fauna é feita por seres humanos desde que as populações humanas se locomovem (SEDDON; STRAUSS; INNES, 2012), no entanto ainda falta consenso sobre qual vocábulo deve ser empregado para descrever essa ação. O termo translocação (*translocation*) é o mais usado em publicações científicas (HÄLLFORS et al., 2014) e por isso este trabalho o adota no sentido definido pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (IUCN/SSC, 2014, p.10):

*“[...] o movimento, mediado por seres humanos, de organismos vivos de uma área, para a soltura em outra. Translocação se trata, portanto, de um termo abrangente. Translocações podem se referir ao movimento de organismos vivos provenientes do seu meio natural ou criados em cativeiro. Translocações podem ser acidentais (por exemplo, “passageiros clandestinos”) ou intencionais.”*

Embora a translocação seja utilizada para mitigar conflitos entre homens e animais silvestres e impactos de empreendimentos (BRADLEY et al., 2005; CAVALCANTI et al., 2015; GERMANO et al., 2015), a IUCN trata nessa publicação de um tipo de translocação com finalidade conservacionista: a soltura intencional, de animais silvestres dentro de sua área de distribuição histórica ou para substituição de função ecológica perdida pela extinção de espécie que exerce papel ecológico semelhante (IUCN/SSC; REINTRODUCTION AND INVASIVE SPECIES SPECIALIST GROUP - IUCN, 2014). As principais justificativas para a translocação conservacionista é o reestabelecimento, adensamento ou revigoramento de populações extintas ou em declínio.

Os programas de translocação possuem grande potencial para a conservação de espécies ameaçadas e melhoria em seu estado de conservação. Por exemplo, o

estabelecimento de metapopulações de espécies de mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) e de mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) em fragmentos da Mata Atlântica onde eram considerados extintos (MEDICI et al., 2003; RUIZ-MIRANDA et al., 2010) reduziu o grau de ameaça dessas espécies de criticamente ameaçadas (CR) para em perigo (EN). Essas iniciativas são bem documentadas, e geram aprendizados para o manejo de outras espécies. No entanto, a maior parte das translocações não é seguida de acompanhamento por tempo suficiente (FISCHER; LINDENMAYER, 2000) o que inviabiliza a tomada de medidas corretivas e a construção de conhecimentos sobre o manejo.

A translocação gera controvérsias entre especialistas, pois acarreta em riscos às populações translocadas (TEIXEIRA et al., 2007) e ao ecossistema receptor (GERMANO et al., 2015; SAINSBURY; VAUGHAN-HIGGINS, 2012), gera stress que pode comprometer o estabelecimento da população translocada (DICKENS; DELEHANTY; MICHAEL ROMERO, 2010; TEIXEIRA et al., 2007), além de ser uma atividade de alto custo (financeiro, de esforço e tempo) para a sua realização exigindo planejamento, monitoramento e avaliação rigorosos (GERMANO et al., 2015; HÄLLFORS et al., 2014; SEDDON; STRAUSS; INNES, 2012; WOLF et al., 1996)

Entre as ações necessárias para a translocação incluem-se a seleção e avaliação apropriada da área de soltura, a realização de soltura experimental antes da soltura em larga escala, e o acompanhamento, preferencialmente por tecnologia GPS, dos animais liberados, para determinar seus movimentos, comportamento, sobrevivência, reprodução e estabelecimento ou declínio da população liberada (CAUGHLEY; SINCLAIR, 1994; PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Um dos grandes desafios é que a translocação de queixadas não gere mais conflitos e, por isso, na escolha da área deve-se atentar-se à matriz onde o local de soltura selecionado se encontra. O uso de modelos espacialmente explícitos vem auxiliando a tomada de decisão pois qualifica a escolha do local - permite que um conjunto de variáveis seja analisado tendo uma visão de todo o espaço geográfico e com ponderações na aplicação de cada critério (DI MININ et al., 2014). Além disso



esse tipo de análise permite que gestores e cientistas colaborem na criação de um sistema de tomada de decisão (HEATON et al., 2008).

O principal critério de sucesso da translocação é o estabelecimento dos indivíduos em população autossustentável (KIERULFF et al., 2012), ou seja, que os indivíduos liberados sejam capazes de se estabelecer no habitat, reproduzir-se e manter um número de indivíduos viável para a persistência da população. Uma avaliação demográfica feita a partir de simulações indicou que populações translocadas que alcançam com sucesso a capacidade de suporte do ambiente são aquelas que apresentam as maiores e mais estáveis taxas de crescimento. (ROBERT et al., 2015). Esse tipo de informação é relevante para monitoramento de populações translocadas.

### **1.1. Queixadas**

As queixadas, também conhecidas como porcos-do-mato ou porcão, pertencem à família Tayassuidae, a qual também pertencem os catetos (*Pecari tajacu*) e os taguás (*Catagonus wagneri*) (SOWLS, 1997). A espécie está amplamente distribuída, desde o México até o norte da Argentina, estando principalmente relacionadas a florestas tropicais úmidas (MAYER; WETZEL, 1987).

A espécie se distingue dos demais ungulados neotropicais por formarem grandes grupos, podendo chegar a centenas de animais (MAYER; WETZEL, 1987). Foram relatados grupos de 10 a 300 indivíduos (KEUROGHLIAN et al., 2012; PERES et al., 1996; SOWLS, 1997), com tamanho médio de 83 indivíduos por grupo (JÁCOMO, 2004).

Os bandos são formados por animais de diferentes faixas etárias e de ambos os sexos, com razão sexual de 1:1 a 2,4:1 desviada para fêmeas (ALTRICHTER et al., 2001b; FRAGOSO; SILVIUS; VILLA-LOBOS, 2000; JÁCOMO, 2004; SOWLS, 1997) e ocupam grandes áreas de vida: Jácomo et al (2013) encontraram áreas de vida de 2.481 a 26.688 hectares (média de 11.917ha, DP =  $\pm$  7.946) no Parque Nacional das Emas e entorno para os cálculos de 13 grupos de queixadas. As médias das áreas de vida de queixadas no PNE chegam a ser 1,2 vezes maiores do

que os maiores valores publicados por Fragoso (1998), para sua área de estudo na porção setentrional da Amazônia, por exemplo.

Há algumas iniciativas de criação em cativeiro para reintrodução ou para criação comercial visando à redução da pressão de caça (FIGUEIRA; CARRER; NETO, 2003), entretanto a espécie é considerada agressiva e de difícil manutenção em cativeiro (NOGUEIRA-FILHO et al., 2012).

O tamanho e o uso da área de vida podem variar sazonalmente. A disponibilidade sazonal de frutos influencia os movimentos dos bandos de queixadas (KEUROGHLIAN; EATON, 2008; KEUROGHLIAN; EATON; LONGLAND, 2004). KEUROGHLIAN et al. (2004) relataram que os bandos são subdivididos em sub-bandos que se fundem e se dividem periodicamente, e que pode haver troca de indivíduos entre os sub-bandos durante os ciclos de fissão fusão. A fissão é, em geral, uma resposta à limitação de recursos que permite reduzir a competição intraespecífica (COUZIN; LAIDRE, 2009). Desse modo a disponibilidade sazonal dos frutos, e das safras, pode influenciar também esse padrão de fissão fusão dos bandos de queixadas.

As densidades médias para a espécie também se relacionam ao bioma que habitam. A tabela a seguir resume as densidades encontradas e devem ser utilizadas como valores de referência para esse estudo.

Tabela 1 - Estimativas de densidades de *Tayassu pecari* (indivíduos/km<sup>2</sup>) de acordo com o bioma

BIOMA	LOCAL	IND/KM <sup>2</sup>	REFERÊNCIA
Amazônia	Peru	1,3	(BODMER, 1989)
Amazônia	Roraima	1,4	(FRAGOSO, 1998)
Amazônia	Roraima	8,1	(FRAGOSO, 1998)
Amazônia	Juruá Fortuna	1,9	(PERES et al., 1996)
Amazônia	Juruá Viravolta	2	(PERES et al., 1996)

<b>BIOMA</b>	<b>LOCAL</b>	<b>IND/KM<sup>2</sup></b>	<b>REFERÊNCIA</b>
Amazônia	Juruá Vai-quem-quer	2	(PERES et al., 1996)
Amazônia	Tarauacá Kaxinawá	2,4	(PERES et al., 1996)
Amazônia	Riozinho Kayapó	3,1	(PERES et al., 1996)
Amazônia	Juruá Altamira	3,8	(PERES et al., 1996)
Amazônia	Riozinho	4,9	(PERES et al., 1996)
Amazônia	Igarapé Jaraqui	6,5	(PERES et al., 1996)
Amazônia	Tefé Oleoduto	8,8	(PERES et al., 1996)
Amazônia	Urucu Urucu	8,9	(PERES et al., 1996)
Amazônia	Juruá Condor	10	(PERES et al., 1996)
Amazônia	Urucu Igarapé Açú	10,7	(PERES et al., 1996)
Amazônia	Urucu Suc-1	11,6	(PERES et al., 1996)
Amazônia	Peru Manu	18,4	(ENDO et al., 2010)
Amazônia	Roraima Maraca	43,75	(MENDES-PONTES, 2004)
Chaco	Gran Chaco Paraguay	1,1	(MAYER; BRANDT, 1982)
Mata Atlântica	ESEC Caetetus	4,5	(KEUROGHLIAN; EATON; LONGLAND, 2004)
Mata Atlântica	ESEC Caetetus	9,3	(KEUROGHLIAN; EATON; LONGLAND, 2004)
Mata Atlântica	Fazenda Mosquito	3,6	(CULLEN; BODMER; VALLADARES- PADUA, 2000)
Mata Atlântica	PE Morro do diabo	3,9	(CULLEN; BODMER; VALLADARES- PADUA, 2000)
Mata Atlântica	ESEC Caetetus	6,3	(CULLEN JR.; BODMER; VALLADARES-PADUA, 2001)
Mata Atlântica	PE Morro do diabo	6,94	(CULLEN JR.; BODMER; VALLADARES-PADUA, 2001)
Mata Atlântica	PE Morro do diabo	10,2	(CULLEN, 1997)
Pantanal	Acurizal	1,59	(SCHALLER, 1983)
Pantanal	Nhecolândia - Cerrado	2,99	(DESBIEZ; BODMER; TOMAS, 2010)
Pantanal	Nhecolândia - Floresta	13,7	(DESBIEZ; BODMER; TOMAS, 2010)
Cerrado	PARNA das Emas	11,7	ICMBio, dados não publicados

A alimentação das queixadas inclui ao menos 144 espécies identificadas de plantas de 38 famílias, bem como invertebrados e pequenos vertebrados (ALTRICHTER et al., 2001a; BECK, 2005; BODMER, 1989; DESBIEZ et al., 2009; KEUROGHLIAN; EATON, 2008). Elas são importantes dispersoras de plantas com frutos (BECK, 2005), mas também são as únicas - junto com a anta (*Tapirus terrestris*) - que conseguem quebrar alguns frutos secos e duros (BECK, 2005; KEUROGHLIAN; EATON, 2008; KILTIE, 1981, 1982). A importância da função ecológica que desempenham lhes rendeu o título de engenheiros de ecossistemas (ALTRICHTER et al., 2012). Em seu “portfólio” incluem: a capacidade de influenciar o recrutamento e densidade de plântulas e dispersar esporos de micorrizas (ASQUITH; WRIGHT; CLAUSS, 1997; KEUROGHLIAN; EATON, 2009; ROLDÁN; SIMONETTI, 2001), regular numerosas populações de frugívoros terrestres e roedores (BECK, 2005; GALETTI; BOVENDORP; GUEVARA, 2015; KEUROGHLIAN; EATON, 2008), influenciar comunidades de anuros aumentando a densidade, a  $\beta$ -diversidade e a riqueza de espécies nos ambientes onde criam poças. (BECK; THEBPANYA; FILIAGGI, 2010).

Adicionalmente, as queixadas têm grande relevância na cadeia trófica dos grandes predadores (ARANDA, 1994; KILTIE; TERBORGH, 1983), pois podem chegar a 34% da biomassa de mamíferos nos ambientes terrestres neotropicais, uma vez que conciliam o porte médio a grande (um adulto pode chegar a 45kg) (FIGUEIRA; CARRER; NETO, 2003; SOWLS, 1997) e grupos numerosos, compreendendo 77% da dieta da onça-pintada (CRAWSHAW et al., 2004). Conflitos entre esses grandes felinos e a pecuária bovina crescem em áreas onde as populações de queixadas desapareceram, provavelmente pela substituição das presas naturais pelas de criação (AZEVEDO; CONFORTI, 2008; CAVALCANTI et al., 2010). A sua biomassa sustenta não só grandes carnívoros (CRAWSHAW et al., 2004; TABER et al., 2008), mas também populações humanas (RICHARD E. BODMER et al., 2004). *Tayassu pecari* é uma das espécies de vertebrados terrestres mais perseguidas e apreciadas pelos seres humanos ao longo de sua distribuição (ALTRICHTER; ALMEIDA, 2002; DE SOUZA-MAZUREK et al., 2000; ENDO et al., 2010; FRAGOSO et al., 2016; JÁCOMO, 2004).

A queixada está atualmente listada como Vulnerável (VU) na avaliação global, realizada pela IUCN (KEUROGHLIAN et al., 2013), e na lista de espécies ameaçadas do Brasil (BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2014) e listada no apêndice II da CITES (CITES, 1978). No entanto, como uma espécie de ampla distribuição geográfica, seu estado de conservação é diferente nos biomas brasileiros (KEUROGHLIAN et al., 2012). O grupo de especialistas de Suiformes (IUCN/SSG) estimam que a espécie foi extinta em 21% da sua distribuição original nos últimos 100 anos e com abundância reduzida e baixa a média probabilidade de sobrevivência em 48% da sua distribuição atual. A queixada está particularmente em risco em ecossistemas mais abertos, especialmente na Caatinga, no Cerrado e Pampas (ALTRICHTER et al., 2012; TABER et al., 2008).



Figura 4 - Estado de conservação de *Tayassu pecari* em sua área de distribuição original. O círculo amarelo indica a região do Parque Nacional das Emas. Rangese refere à probabilidade de sobrevivência da espécie ( High= alta, Medium= média, Low= baixa, Extinct= extinta e Without information= desconhecida) e PCU (Peccary Conservation Unit) são as áreas relevantes para a conservação de queixadas. Retirado de ALTRICHTER et al. (2012).

## 1.2. Parque Nacional das Emas

Áreas protegidas têm o objetivo de manutenção da biodiversidade e são comumente vistas como estratégias eficazes para a conservação, sendo assim boas candidatas para a reintrodução ou reforço populacional de uma espécie ameaçada como *Tayassu pecari*. No entanto, as queixadas estão ausentes de muitas dessas áreas, e seu desaparecimento pode estar relacionado à falta de controle contra a caça ilegal (AZEVEDO; CONFORTI, 2008), ou pela perda histórica de processos ecológicos nos ambientes naturais (JORGE et al., 2013).

O Parque Nacional das Emas – PNE (Figura 5) foi criado pelo decreto 49.874/61 e teve seus limites estabelecidos pelo decreto 70.375/72. Localiza-se no limite sudoeste do estado de Goiás, abrangendo uma área de 132.000 hectares distribuídos pelos municípios de Mineiros - GO, Chapadão do Céu-GO, e Costa Rica - MS (IBAMA/MMA, 2004).

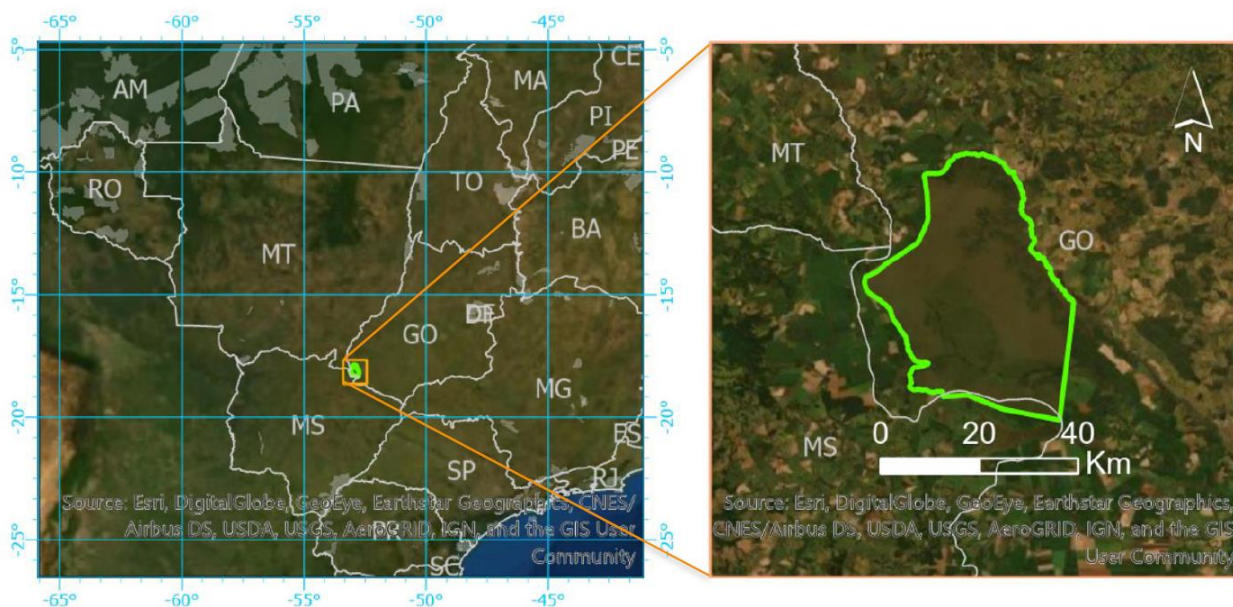


Figura 5- Localização do Parque Nacional das Emas no Centro-Oeste do Brasil. O Parque Nacional das Emas está em verde e os limites estaduais em branco.

A unidade de conservação (UC) localiza-se predominantemente no sudoeste goiano, uma região de atividade agropecuária intensa, em um dos extremos da Serra dos Caiapós. Apresenta topografia plana com predominância de chapadões, chegando a 800 metros de altitude nas partes mais elevadas (IBAMA/MMA, 2004). Sua área compreende um mosaico de campos limpos (68.1%) e cerrado sensu stricto (25.1%), campos úmidos (4.9%) e formações florestais encontradas ao longo dos cursos d'água e áreas úmidas que representam apenas 1.2% da área do Parque Nacional (RAMOS-NETO; PIVELLO, 2000).

O Plano de Manejo da unidade de conservação indica que foram registradas no PNE 81 espécies de mamíferos nativos, dentre as quais os porcos-do-mato: queixadas e catetos (IBAMA/MMA, 2004). Por seus atributos foi caracterizado como uma área prioritária, de importância extremamente alta entre as áreas prioritárias para a Conservação do Cerrado e Pantanal (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2007), mantêm uma das maiores e mais representativas áreas de cerrado com diversas espécies ameaçadas, desde a década de 80 sendo ameaçado pela expansão da soja e agrotóxicos (REDFORD, 1985).

Diante do conflito vivido no Parque Nacional das Emas e em diversas outras localidades, e da ameaça que o conflito humano-fauna traz à população de queixadas, esse trabalho pretende criar um plano de manejo para esses tayassuídeos que garanta sobrevivência da espécie a longo prazo. Para tal pretende criar um mapa nacional de áreas adequadas à persistência da espécie evitando locais onde os haja potencial para conflitos com os principais cultivos agrícolas. O mapeamento gerado será usado para indicar áreas aptas a receber animais translocados das áreas agrícolas do PNE.

## **2. OBJETIVOS**

Os objetivos deste estudo são:

- 1) Caracterizar o conflito entre produção agrícola e queixadas:
  - a. Identificar os plantios mais suscetíveis à predação por queixadas;
  - b. Estimar as perdas econômicas para os tipos de plantios mais



predados.

- 2) Identificar áreas relevantes para a conservação de queixadas (*Peccary Conservation Units* - PCUs), que possam manter populações viáveis da espécie nos biomas Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampas e Pantanal;
  - a. Criar modelos de relevância nacional (para todos os biomas juntos) e por biomas;
  - b. Analisar a representatividade dessas áreas e sua condição de proteção.
- 3) Como estudo de caso: Verificar a viabilidade da translocação como ferramenta de conservação e de mitigação de conflitos dessa espécie considerada peste agrícola (JÁCOMO, 2004; LIMA et al., 2019).
  - a. Identificar, dentro do repertório nacional de PCUs, unidades de conservação que possam ser receptoras de varas de queixadas retiradas da área de conflito do Parque Nacional das Emas.
  - b. Analisar a representatividade dessas áreas e sua condição de proteção.

### **3. MATERIAIS E MÉTODOS**

#### **Área de estudo**

A área escolhida para a modelagem das áreas relevantes para a conservação de queixadas compreende um total 4.302.842km<sup>2</sup> e corresponde aos biomas brasileiros onde a espécie está avaliada como ameaçada ou quase ameaçada (KEUROGHLIAN et al., 2012), ou seja: Cerrado (EN), Caatinga (VU), Pantanal (NT), Mata Atlântica (CR), e os Pampas (EX), este último que figura entre as áreas de distribuição histórica da espécie e onde *Tayassu pecari* está provavelmente extinta (KEUROGHLIAN et al., 2013). No Brasil, apenas no bioma Amazônia a espécie é considerada menos preocupante (LC), e a translocação de indivíduos para esse bioma traria mais riscos que benefícios à conservação da espécie e por isso o bioma foi excluído da área de estudo.

Neste estudo foram obtidos os limites de todas as unidades de conservação (UC) brasileiras no Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA, 2019), e através de seleção espacial, usando o software ARCGIS PRO V2.3, foram selecionadas aquelas unidades de conservação que: a) estão dentro da área de estudo; b) cujos limites sejam conhecidos e precisos e, c) possuem área maior que 20,5km<sup>2</sup>, que são consideradas áreas com potencial para a persistência da espécie. Esse limiar de tamanho de área é importante para a manutenção da diversidade funcional de mamíferos, principalmente para espécies mais sensíveis como a queixada (MAGIOLI et al., 2015). Foram excluídas do conjunto de dados aquelas UCs cujos limites eram “aproximado” ou “esquemático”, restando apenas aqueles caracterizados como “correto”. Essa seleção discriminou 337 unidades de conservação (ANEXO B) para este estudo.

### **Planejamento para a conservação de queixadas e priorização espacial**

As áreas relevantes para a conservação de queixadas foram chamadas *Peccary Conservation Units* por ALTRICHTER et al. (2012) e por isso a sigla PCU será utilizada também nesse trabalho. A abordagem usada para a construção dessas PCU neste trabalho, no entanto, tem um foco maior na acuidade espacial e para isso empregou uma ferramenta de análise espacial, o Zonation v.4. Este é um software de apoio à tomada de decisão que gera priorizações espaciais. Neste estudo o ranqueamento gerado identificou como mais prioritárias as áreas de alta adequabilidade para queixadas e que ao mesmo tempo não representem um alto custo de oportunidade para a manutenção da espécie – utilizando como *surrogate* a produção agrícola dos principais tipos de cultivos atacados por queixadas.

De modo simplificado, o Zonation empilha os *rasters* de entrada e os pondera de acordo com o peso atribuído nas configurações, atribuindo a cada pixel um valor de 0 a 1, chamado de valor de conservação. Para a geração do ranking o algoritmo compara cada célula com todas as outras células do conjunto de dados, e remove aquela que tem menor importância para a espécie e maior custo associado. O ranking é criado desde a menor para a maior importância e atribuindo um valor à célula, chamado de valor de conservação: o resultado é um *raster de valores*

contínuos de 0 a 1, e mesmo número de linhas e colunas, extensão, resolução espacial, sistema de projeção e coordenadas das camadas de entrada. Para essa remoção deve ser selecionado um método de retirada, para essa análise foi utilizado o *additive benefit function* (ABF), e aplicada a suavização de distribuição (*smoothing distribution*), um parâmetro de conectividade que foi configurado para um buffer de 62,6km correspondente à distância média de dispersão de *Tayassu pecari*, calculada do seguinte modo (BOWMAN; JAEGER; FAHRIG, 2002):

$$\text{distância média de dispersão} = 7 * (\text{dimensão linear da área de vida})$$

Para o caso de *Tayassu pecari* foi utilizado o Kernel a 95% dos registros obtidos por JÁCOMO et al. (2013).

$$\text{distância média de dispersão} = 7 * (\sqrt[2]{79,8692}) = 62,6\text{km}$$

O uso desse parâmetro é relevante, pois a espécie é reconhecida por ter grande motilidade (JORGE et al., 2019), e poderia se deslocar por grandes distâncias e alcançar áreas de produção agrícola, inclusive atravessando corpos d'água a nado (BODMER, 1990).

Na análise a camada de adequabilidade ambiental para a queixada tem peso +1 e as camadas de produção agrícola têm pesos negativos (somando -1), por isso o algoritmo as trata como camadas de custos, que devem ter seus valores mais altos eliminados o mais rápido possível na seleção das áreas prioritárias. Além dos pesos foi usada uma camada de presença de vegetação natural como condição (*condition layer*) vinculada à adequabilidade ambiental, ou seja, uma camada que atribuiu uma condição para que o valor de adequabilidade seja considerado. Na prática o que o *Zonation* faz é multiplicar os valores da camada de condição (proporção de vegetação natural) pela camada de adequabilidade, o que acarreta a eliminação das células onde em 2017 já não há mais vegetação natural. Esse procedimento foi importante para atualizar as informações de adequabilidade ambiental, pois OSHIMA [in prep.] fez a modelagem usando dados de cobertura florestal para o ano de 2000. Esse processamento está sintetizado na Figura 6.

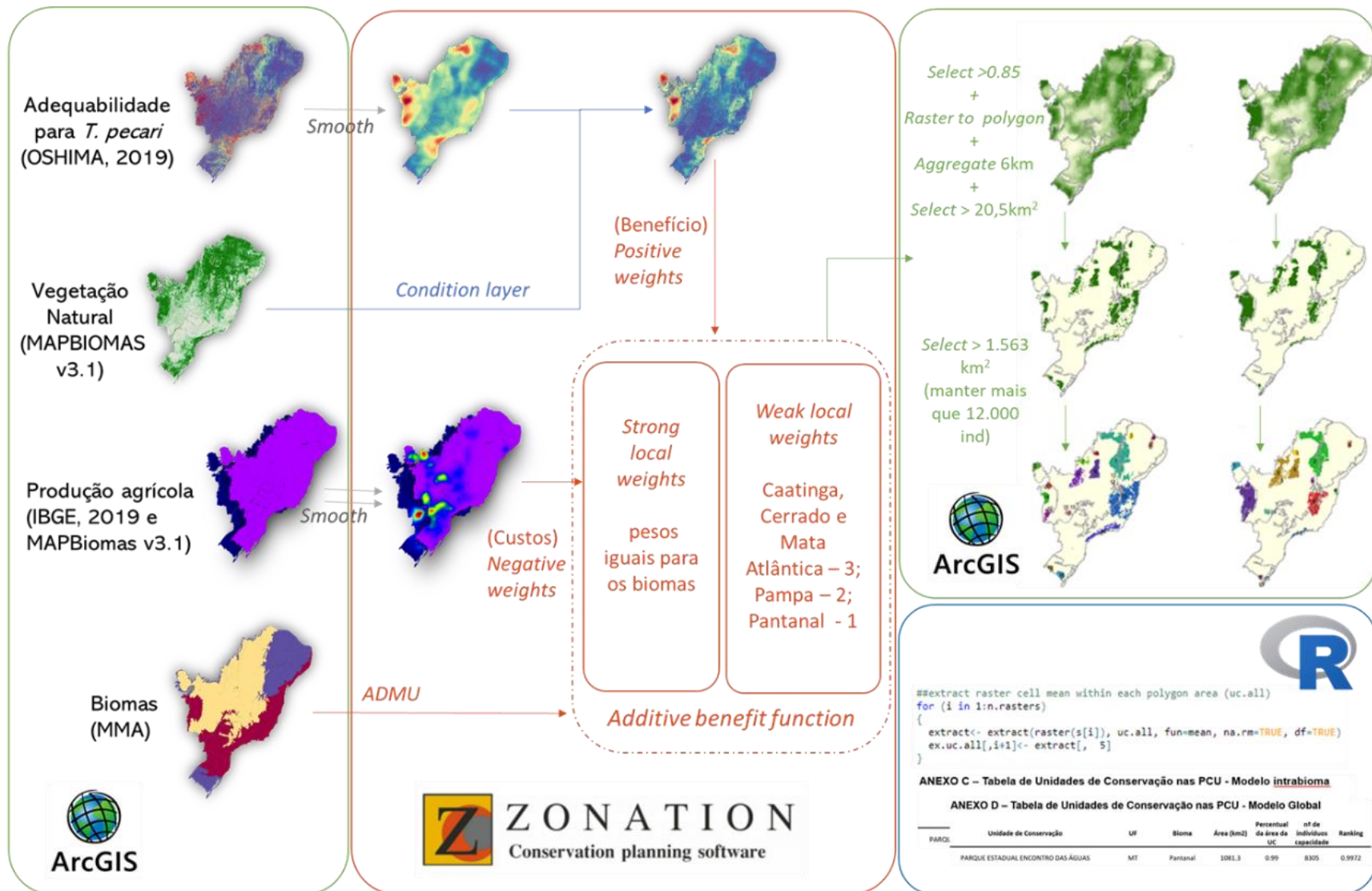


Figura 6 -Processo de priorização usado na modelagem. Em negrito estão identificadas as camadas de entrada e em itálico o parâmetro do Zonation utilizado.

Conforme sugerido por MARGULES & PRESSEY (2000) o planejamento para a conservação deve ser feito observando os aspectos em múltiplas escalas, por isso foram gerados dois modelos de priorização que permitem diferentes usos: a) modelo por bioma e b) modelo nacional. Esses modelos permitem a tomada de decisão por uma abordagem regional, por bioma, ou de modo mais amplo para a distribuição da queixada no país.

Os biomas foram usados como unidades administrativas (ADMU) na configuração de parâmetros do Zonation. O modelo por bioma assume que devem ser priorizadas áreas dentro de cada bioma levando-se em consideração apenas os aspectos do próprio bioma. Esse resultado não é diferente de uma priorização feita separadamente para cada bioma (MOILANEN et al., 2013) e a configuração desse parâmetro torna imprescindível a representação da espécie localmente. Esse parâmetro é usado, por exemplo, quando países assumem que desejam manter uma espécie nativa em seu território independentemente se a espécie ocorre em outros países (MOILANEN; ARPONEN, 2011). No modelo por bioma, como há uma ênfase local a necessidade de área é ligeiramente maior para conseguir a mesma representatividade dos valores de conservação para a espécie. (MOILANEN et al., 2013; MOILANEN; ARPONEN, 2011).

Já o modelo nacional considera os biomas onde a espécie é ameaçada (Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica) mais prioritários (peso=3), pois há risco de perda de diversidade genética para a espécie e de função ecológica nos ecossistemas. A prioridade intermediária (peso =2), foi dada aos Pampas, bioma onde a espécie já é considerada extinta, o que significa que a diversidade daquela população já foi perdida, mas sua importância ecológica ainda pode ser recuperada e deve ser feita o quanto antes. E, por último, o Pantanal onde a espécie é quase ameaçada e os riscos são menores em relação aos demais biomas (peso=1). Nesse caso a priorização compara toda a área de estudo, ponderando a importância das áreas para a manutenção da espécie sem, necessariamente, haver uma representação e tampouco equilíbrio em área entre todos os biomas. Esse tipo de abordagem resulta em uma menor necessidade de área para manutenção da

espécie no território brasileiro e ainda há uma priorização onde o risco de perda é mais grave, no entanto não garante a representação de todos os biomas (MOILANEN et al., 2013).

### **Seleção de variáveis**

A priorização espacial para conservação foi criada como parte do processo de tomada de decisão para a gestão ambiental (MOILANEN et al., 2014). Para esse processo é crucial que sejam envolvidos diversos atores para que o modelo final permita a escolha baseada em menores custos de oportunidade e maior viabilidade para a espécie, mas também que o resultado possa ser compreendido e aberto ao escrutínio de todas as partes (HEATON et al., 2008). Esse estudo contou com algumas etapas de consulta a produtores agrícolas e a gestores de unidades de conservação para a obtenção de informações para a seleção das variáveis usadas para a geração de um modelo que identifique áreas relevantes para a conservação de queixadas pressupondo o melhor custo-benefício para a persistência da espécie.

Em agosto e setembro de 2016, foram entrevistados 12 produtores, responsáveis por uma área de produção agrícola total de 57.189ha no entorno do Parque Nacional das Emas. Para fins de comparação o PNE tem, em área, aproximadamente 100.000ha. Aos entrevistados foram feitas perguntas sobre os cultivos mais suscetíveis a ataques e qual o prejuízo causado anualmente pela predação por queixadas.

No entanto, para que houvesse representação de toda área de estudo e ao mesmo tempo fossem ouvidos os gestores de unidades de conservação foi realizada uma consulta, dessa vez por meio eletrônico (*Google Forms*), para verificação da presença/ausência de queixadas, controle da caça - visto que é uma atividade que mesmo em unidades de conservação pode levar a espécie ao declínio (AZEVEDO; CONFORTI, 2008) - e identificação de cultivos conflitantes no entorno da UC. A lista de contatos dos gestores do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação do Ministério do Meio Ambiente - CNUC (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA, 2019) foi utilizada para contactar os responsáveis por unidades de conservação

federais e estaduais. O formulário pode ser acessado pelo [link](#) ou como material suplementar (ANEXO A).

A priorização se inicia com a camada que traz informações sobre o táxon: o modelo de adequabilidade ambiental (Habitat Suitability Model – HSM) para *Tayassu pecari* foi obtido de OSHIMA, [in prep.]. A autora gerou um HSM para toda a extensão da distribuição da espécie no Brasil por consenso entre os resultados de quatro algoritmos: 1) BioClim; 2) Domain-Gower distance; 3) Support Vector Machine; e 4) Maximum Entropy. Para a geração do HSM foram usados 318 registros de presença da espécie e as variáveis: a) percentual de cobertura florestal no ano 2000 (RICHARD-HANSEN et al., 2014); b) declividade (TOPODATA); c) heterogeneidade ambiental (TUANMU; JETZ, 2015); d) água continental (FENG et al., 2016); e) densidade populacional humana (Censo, IBGE) e f) densidade rodoviária (DNIT). O modelo resultante tem resolução espacial de aproximadamente 1 km<sup>2</sup> (0.00833°), esse modelo foi recortado pelo limite dos biomas brasileiros, excluída a Amazônia, usando *shapefile* livremente acessível pelo serviço de mapas do Ministério do Meio Ambiente (i3geo), a extensão resultante desse recorte foi usada para todas as demais camadas na análise.

Foi gerada uma camada de vegetação natural por reclassificação das classes de vegetação natural do MapBiomas Coleção 3.1 (PROJETO MAPBIOMAS, 2019). Às classes de Floresta Natural e Formação Natural Não Florestal (Formação Florestal - 3, Formação Savânica – 4, Mangue – 5, Área Úmida Natural não Florestal -11, Formação Campestre -12, Apicum-32 e Outra formação Natural Não Florestal - 13) foi atribuído valor 1 e às demais classes foi dado valor 0. Em seguida, os pixels de 30m<sup>2</sup> foram reamostrados para ~1km<sup>2</sup>, usando a média dos valores dos pixels de 30m<sup>2</sup> sobrepostos ao pixel de 1km<sup>2</sup> resultando em um *raster* com valores contínuos de 0 a 1, que corresponde ao percentual da cobertura de vegetação natural na área.

As demais camadas correspondem à informação de custo de oportunidade para a manutenção da espécie (MOILANEN et al., 2014), mais especificamente, à produção agrícola dos tipos de plantio que sofrem danos causados por queixadas. Essas camadas de produção agrícola não puderam ser geradas do mesmo modo

que vegetação natural pois as classes de agricultura (Agricultura anual e Mosaico de agricultura e pastagem) não correspondem a apenas um tipo de plantio. Para a geração de um *raster* que contivesse ao mesmo tempo uma informação espacial e pesos diferentes que se relacionassem ao volume de produção de cada espécie plantada foi feito um processamento que cruzou informações do MapBiomas e da Produção Agrícola Municipal - PAM-IBGE (IBGE, 2017). A reclassificação foi feita do mesmo modo anterior, atribuindo valor 1 às classes de agricultura. Em seguida foi realizada uma estatística (soma) por zona (função *zonal statistics as a table*) utilizando o vetor dos limites municipais como unidades de análise. O levantamento sistemático da produção agropecuária – LSPA/IBGE (IBGE, 2017) permite a obtenção de valores de produção de diversos tipos de cultivos, por ano, e por município. Esses valores municipais expressos em toneladas para o ano de 2017, foram então divididos pelo resultado da soma anterior, que representa a contagem do número de pixels de agricultura no município, gerando um valor de toneladas/pixel para cada município. Em seguida, um *raster* com pixels de 30m<sup>2</sup> foi gerado, aplicando-se o valor de toneladas a cada pixel da classe agricultura indexado pelo município a que o pixel pertence. Esse *raster* contendo valores de produção foi então reamostrado para 1km<sup>2</sup>, pela soma dos valores dos pixels de 30m<sup>2</sup>, gerando uma superfície de produção de agrícola para a área de estudo.

### **Identificação das áreas relevantes para a conservação de queixadas**

Para a identificação de áreas relevantes para a conservação de queixadas foram filtrados, no *raster* de saída do *Zonation*, os pixels com valor de conservação maior que 0,85 – ou seja aqueles 15% mais relevantes na priorização feita pelo algoritmo (PORTUGAL et al., 2019). Em seguida o *raster* filtrado foi transformado em polígono e foram removidas as áreas inferiores a 2050ha, ou 20,5km<sup>2</sup> (MAGIOLI et al., 2015). Por último, foram considerados contínuos aqueles fragmentos que distavam até 6,16km uns dos outros, este valor correspondente ao raio da área de vida média da espécie (JÁCOMO et al., 2013). Para a identificação das áreas que podem manter populações viáveis de queixadas foram selecionadas aquelas áreas que totalizaram mais que 1.562,5km<sup>2</sup>, ou seja áreas que podem manter mais que



12.000 indivíduos, dada a densidade média de 7,68ind/km<sup>2</sup> (Tabela 1). Esse tamanho populacional, está sendo considerado limítrofe, pois corresponde à estimativa populacional do Parque Nacional do Iguaçu (KEUROGHLIAN et al., 2012), região onde a espécie não foi registrada por 20 anos mas voltou a ser vista em armadilhas fotográficas recentemente (BROCARDI et al., 2017).

Em termos percentuais foi estimada a proteção que as UCs (ANEXO B) conferem às PCUs por bioma. Aquelas unidades de conservação que apresentam sobreposição com as PCUs foram listadas no ANEXO D e a elas atribuídas o valor médio de conservação, calculado para todo o polígono da UC, para cada um dos modelos. Para identificar se o modelo gera valores de conservação diferentes entre as unidades de conservação onde ocorrem conflitos foi verificada a diferença entre as médias dos valores calculados por UC dos grupos de resposta “sim” e “não” à questão sobre conflitos com queixadas. Essa diferença foi testada por ANOVA no software R.

## **RESULTADOS**

### **Entrevistas com produtores**

Todos os produtores (12) entrevistados afirmaram usar suas áreas para o plantio de soja (37.843ha) e 11 plantam milho (36.819ha) (Figura 7). Quase toda área de plantio de soja é usada em rotação com plantios de milho.

Todos os produtores (11) afirmaram ter danos na produção de milho, que corresponderam a 12.9% ± 9.6 % (média ± DP; amplitude = 0-30%) de perda causada pelas queixadas (Figura 5.b). Essa porcentagem correspondeu a uma estimativa de R\$1.075.000,00 ± R\$1.252.000,00 (média ± DP; amplitude = R\$0-R\$3.648.000,00) de prejuízo em termos monetários. Somando todos os produtores totalizou-se R\$10.754.000,00 de perda financeira naquele ano apenas no plantio de milho. O único produtor que não produziu milho relatou que deixou de cultivá-lo devido aos prejuízos nas safras anteriores.

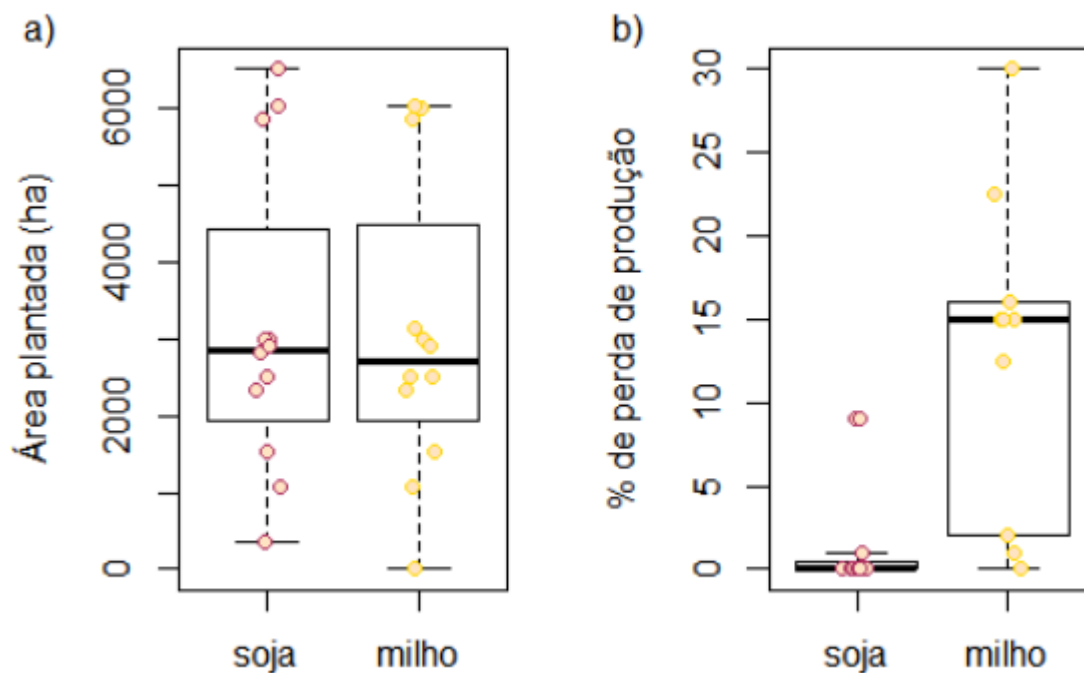


Figura 7 - Comparação entre: a) as áreas plantadas de soja e milho e, b) o prejuízo econômico dessas culturas, no entorno do Parque Nacional das Emas.

Quando comparado ao milho, a soja não é uma cultura muito afetada pelas queixadas. Apenas três dos entrevistados mencionaram ter prejuízos, resultando em uma média de  $1.72\% \pm 3.6\%$  (média  $\pm$  DP; amplitude = 0-9%) da produção total de soja. Dois dos entrevistados estimaram em R\$140.000,00 e R\$108.000,00 o prejuízo anual causado pelas queixadas nas áreas de plantação de soja. A fase pós-adubagem e semeadura é o período de maior impacto das queixadas nas plantações de soja, que buscam o adubo como fonte de sal e minerais e ingerem os grãos plantados causando falhas às linhas de plantio, não havendo predação após a emergência da plântula. No milho, além do consumo das sementes, há derrubada dos colmos e predação de espigas nos diversos estádios fenológicos. Além desses plantios, o algodão e a cana-de-açúcar são os cultivos mais comuns na região (33% dos entrevistados, cada), seguidos da pecuária (25%), milheto (17%), nabo e sorgo (8% cada). Com exceção do milheto, nesses cultivos os danos causados pelas

queixadas foram relatados como irrelevantes, o que poderia sinalizar uma alternativa ao plantio de milho durante o vazio sanitário da soja. Quanto às plantações de cana-de-açúcar é relatado que possam estar servindo de abrigos temporários para os bandos de queixadas da região, que se refugiam nessas culturas durante o dia, saindo à noite para se alimentar das culturas de milho adjacentes. Há a preocupação, de acordo com os entrevistados, de que a expansão dessa cultura, motivada pela instalação das usinas de processamento de cana-de-açúcar para produção de etanol e açúcar possa auxiliar no impacto da espécie às plantações de milho e soja.

### **Gestores de Unidades de Conservação**

Foram obtidas respostas relativas a 75 Unidades de Conservação da área de estudo (22% das 337 UCs). A queixada está presente em 55% das unidades de conservação e a caça ainda é um desafio a ser enfrentado para a manutenção de suas populações em áreas protegidas. Em 77% das unidades de conservação a atividade ilegal ocorre em sua área ou entorno.

Foram identificadas 9 unidades de conservação onde há, em diversos graus de complexidade, conflitos entre produtores agrícolas e porcos-do-mato. Isso representa 22% das unidades nas quais a espécie está presente. Um respondente não soube indicar precisamente se a espécie causadora dos danos é a queixada ou o cateto, mas para análise sobre a existência de conflito na região ambas as espécies são igualmente relevantes. Em geral, os tipos de plantio que sofrem ataques são milho (n=8), mandioca (n=5), mas também são citados (n≤ 3): soja, batata, batata-doce, cana-de-açúcar, feijão, milho, pinhão, pupunha e sorgo.

No questionário aplicado o conflito não foi caracterizado quanto à sua intensidade uma vez que as respostas eram de presença/ausência. No entanto, os relatos registrados no campo aberto do questionário demonstram que as situações nas UCs variam em custo monetário e em impacto percebido pelos atores envolvidos. Por exemplo, nas respostas os gestores relataram que:

“As queixadas geralmente impactam plantações de mandioca e milho de pequenos agricultores rurais” e,

“[...] há registros de conflitos com agricultores, mas não há dados para afirmar se são pontuais ou generalizados”.

Tais afirmações são bastante diferentes do cenário encontrado no PNE, onde os produtores são claramente impactados e a gestão da unidade está ciente da dimensão dos prejuízos.

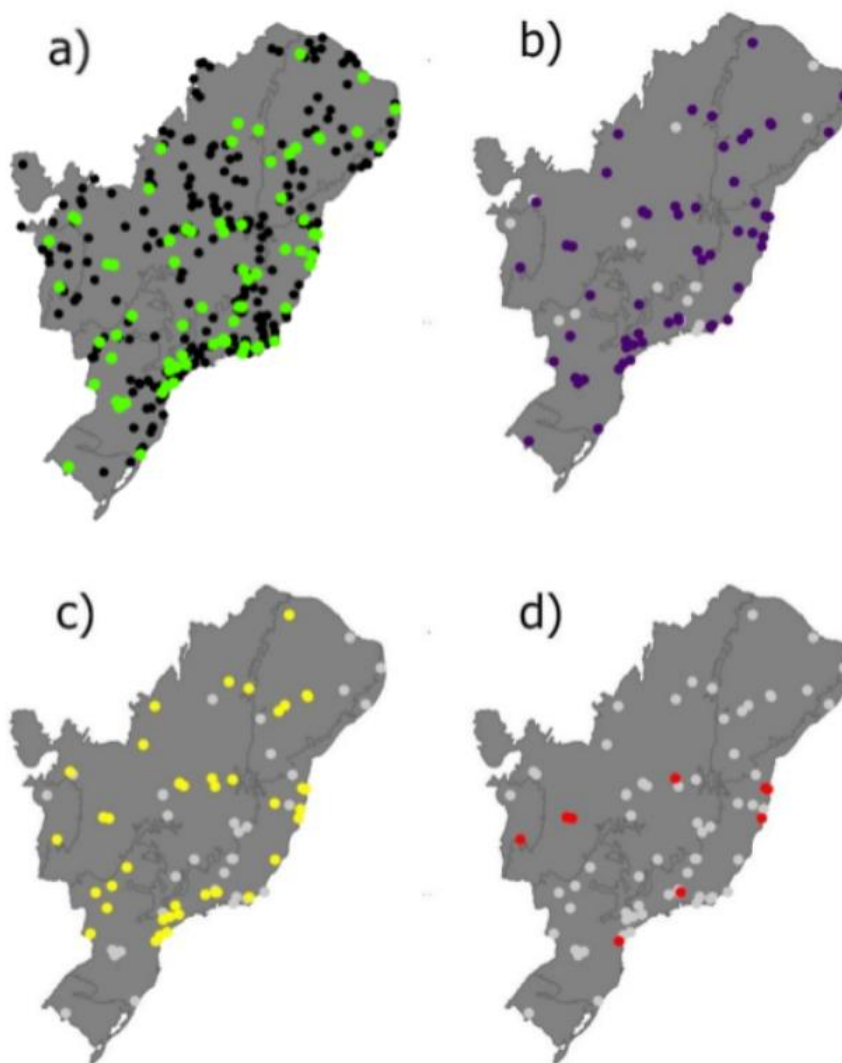


Figura 8 – Distribuição das 337 Unidades de Conservação selecionadas para estudo (em preto e verde) , sendo: a) 75 UCs respondentes (em verde na figura a, em cinza nas demais); b) 58 UCs com caça (em roxo); c) 41 UCs com presença histórica de *Tayassu*

*pecari* (em amarelo) e d) 9 UCs com conflito com *Tayassu pecari* (em vermelho).

### **Priorização espacial e identificação de áreas relevantes para a conservação de queixadas**

Foram obtidos, para a geração das camadas de custo de oportunidade, os valores de produção anual dos cultivos agrícolas mais relevantes no conflito: milho e mandioca. Todos ess mapas constam do ANEXO C. A soja não foi incluída pois há forte correlação entre os valores de produção municipal entre soja e milho, o que era esperado, pois quase toda área de plantio de soja também se destina ao plantio de milho nos plantios anuais ( $r_s = 0.87$ ,  $p < 2.2e-16$ ).

Os modelos gerados e as PCUs propostas estão ilustrados na Figura 9. Para o modelo por bioma, foram identificadas 18 áreas relevantes para a conservação de queixadas, que correspondem a 827.480 km<sup>2</sup>, cerca de 20% da área de estudo.

Para o modelo nacional, foram identificadas 13 PCUs, elas somam 753.229 km<sup>2</sup>, ou seja, 18% da área total de estudo. Desse total, 50.087 km<sup>2</sup> estão sobrepostos a unidades de conservação, o que corresponde a 1,2% da área de estudo. Os números estão expressos na Tabela 2.

Tabela 2 – Áreas relevantes para a conservação de queixadas, PCUs, por modelo e percentuais do bioma. Os valores estão expressos em quilômetros quadrados.

<b>Bioma</b>	<b>Modelo por Bioma</b>				<b>Modelo Nacional</b>			
	<b>PCU</b>	<b>%</b>	<b>PCU em UCs</b>	<b>%</b>	<b>PCU</b>	<b>%</b>	<b>PCU em UCs</b>	<b>%</b>
Caatinga	155.235	18,7	14.253	1,7	97.134	11,7	8.996	1,1
Cerrado	388.516	19,0	28.459	1,4	443.646	21,7	32.015	1,6
Pampa	30.225	18,2	2.741	1,7	7.975	4,8	0	0
Pantanal	25.411	16,8	2.236	1,5	140.339	92,8	4.633	3,1
Mata Atlântica	228.093	20,4	20.642	1,8	64.135	5,7	4.443	0,3
<b>Total</b>	<b>827.480</b>	<b>19.9</b>	<b>68.331</b>	<b>1,7</b>	<b>753.229</b>	<b>18,1</b>	<b>50.087</b>	<b>1,2</b>

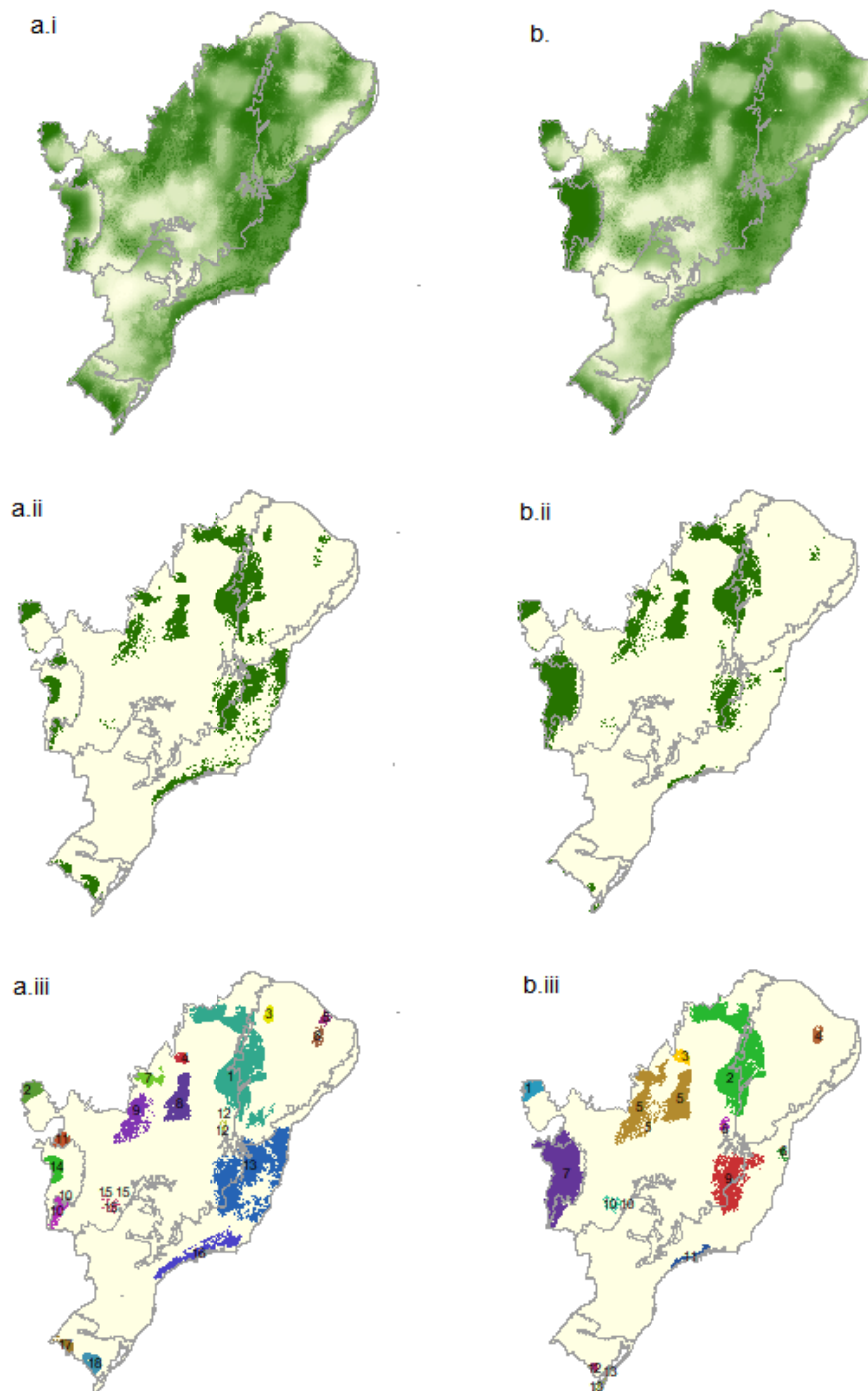


Figura 9 – Priorização espacial para a conservação de queixadas. As figuras na primeira linha (a, b) correspondem ao modelo de valores de conservação contínuos, a intensidade do verde indica maior valor de conservação da área. As figuras da segunda linha (c, d) representam o corte da faixa dos valores de conservação de 0.85-1, que correspondem às 15% mais importantes para a espécie. E na última linha (e, f) PCUs identificadas por cores e números diferentes. Cada coluna corresponde a uma abordagem: à esquerda o modelo por bioma (a, c, e) e a direita o modelo nacional (b, d, f).

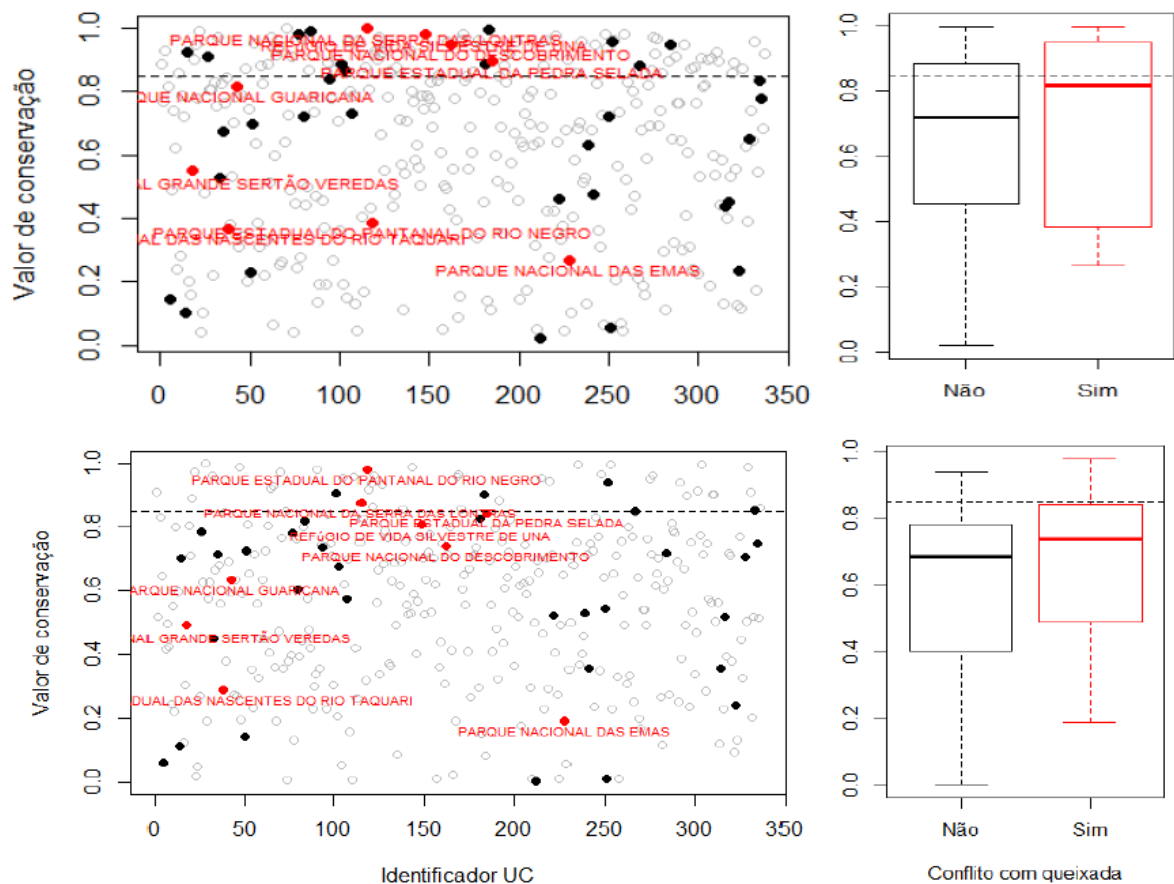


Figura 10 - Amplitude de valores de conservação nas UC com e sem conflito. Os gráficos superiores são referentes ao modelo pro bioma e os inferiores ao modelo Nacional.

Conforme mostrado na Figura 10 não houve diferença entre as médias dos valores de conservação das unidades de conservação onde há ou não conflito entre produtores agrícolas e queixadas para nenhum dos dois modelos (Anova modelo pro bioma  $F=0.1591$ ,  $p=0.6922$  e Anova modelo nacional  $F=0.4952$ ,  $p=0.4858$ ).

## DISCUSSÃO

Este trabalho apresenta uma compilação de informações geográficas sobre a adequabilidade para a espécie, sua presença, ameaças enfrentadas, e os indicadores do custo de oportunidade para a manutenção da espécie. Essas informações são o primeiro passo para o planejamento sistemático para a conservação de queixadas e dos processos ecológicos em que elas participam (MARGULES; PRESSEY, 2000; MOILANEN; LEATHWICK; QUINN, 2011). As métricas para o estabelecimento das PCUs foram baseadas em informações científicas, sobre a biologia e movimentação dos animais, e as variáveis obtidas após consulta aos principais *stakeholders* do processo: gestores de unidades de conservação e produtores rurais. Ou seja, seguindo o protocolo proposto por PRESSEY et al. (2007) para uma tomada de decisão bem fundamentada.

Este trabalho permitiu analisar a condição de proteção da área de estudo para a espécie. Conforme sumarizado na tabela 2, as unidades de conservação protegem menos de 2% das PCUs e a caça ocorre como atividade ilegal ameaçando a fauna em 77% dessas áreas. Isso significa que a conservação de queixadas não pode depender apenas das áreas protegidas, e deve ser feita também nos ambientes destinados a outros usos.

MARCHINI et al. (2019) propõem o termo “*Planning for Coexistence*”, uma proposta de planejamento para a conservação que leve em consideração as dimensões humanas da conservação. Os autores discutem que a chave para a implementação em larga escala da coexistência entre seres humanos e a vida silvestre é um bom planejamento, e que esse seria um “planejamento para a coexistência”, mais que “planejamento para a conservação”. Os autores propõem que a terminologia leva mais diretamente ao objetivo por comunicar melhor aos interlocutores. Nos casos de mitigação de conflitos a percepção dos atores é um fator relevante e no caso de um monitoramento sugiro que seja um dos parâmetros mensurados periodicamente.

O planejamento espacial também se aplica para o planejamento da atividade



agrícola, o que é estratégico para que a compatibilização seja alcançada. Os modelos apresentados neste trabalho podem ser usados para orientar a abertura de novas agrícolas e da escolha do tipo de cultivo a ser plantado. Esse tipo de interlocução gera menos conflitos de interesses entre a produção e conservação, pois coloca em pauta a redução de custos e riscos à produção, sendo mais conciliador que uma proposta de criação de área protegida, frequentemente recebido como um discurso de proibição e restrição ao desenvolvimento (LEMES; ANDRADE; LOYOLA, 2019). Esse trabalho está sendo realizado tendo como contexto histórico o conflito no entorno de uma unidade de conservação e para que seu papel na conservação seja desempenhado o seu contexto regional deve ser analisado e integrado nessa conciliação.

Em um trabalho recente LIMA et al. (2019a) descreveram a situação de risco que *Tayassu pecari* vive nas áreas de expansão da soja e milho. Esses dois cultivos são os principais produtos agrícolas do Brasil e protagonistas no conflito que culmina com ações de retaliação contra queixadas. De outro lado, com danos que chegam a 30% da produção de milho, os produtores agrícolas reúnem argumentos econômicos para exigir do poder público medidas para a redução das populações de mamíferos considerados pragas agrícolas. No Brasil a lei que trata dos crimes contra a fauna indica que não seria crime o abate de fauna para proteção de lavouras, desde que autorizado. Contudo, tratando-se de uma espécie ameaçada e sensível, é imprescindível que qualquer controle seja feito com um monitoramento eficiente e com desenho experimental adequado, sob o risco de desaparecimento da espécie. Além disso, são frequentes os retornos à pauta de discussão no congresso a proposta de uma lei ainda mais permissiva quanto à caça no país.

A modelagem se apresenta como uma boa ferramenta para a gradação do custo/benefício para a manutenção da espécie, mas não como um preditor binário de conflito. Apesar de não haver uma estimativa de prejuízos em mais áreas além do PNE os modelos colocam tanto o PNE como seu vizinho, o Parque Estadual Nascentes do Rio Taquari, entre os menores valores de conservação nas duas abordagens o que indica que o modelo está coerente com o que se conhece sobre o

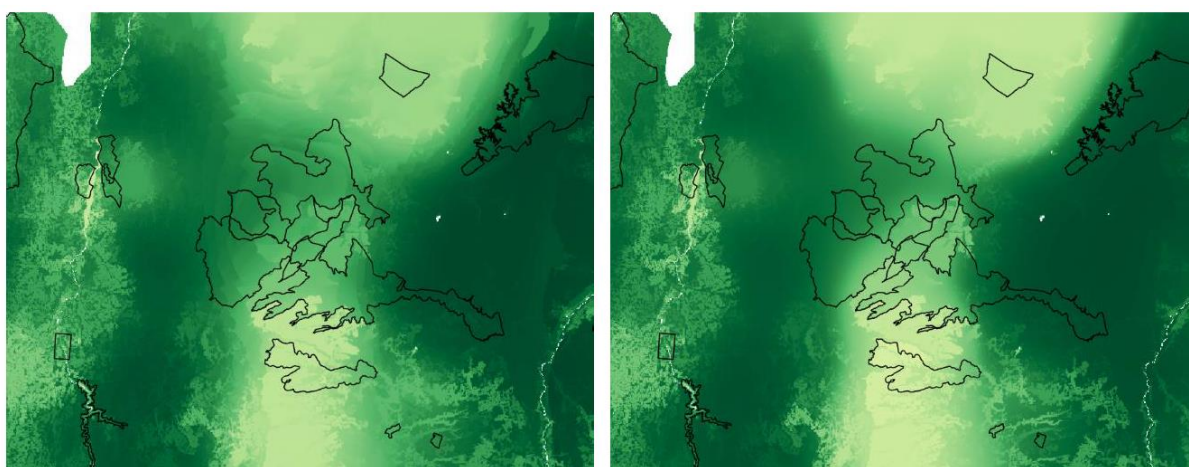
conflito.

Fatores como a pluralidade econômica e geográfica representada pelos cultivos mais relevantes – da monocultura tecnológica à roça familiar- e questões da biologia da espécie, como por exemplo, sua grande mobilidade colaboram para a tornar a modelagem mais complexa. Como os indivíduos percorrem grandes distâncias e os cultivos de grande e pequeno porte estão espalhados pelo território brasileiro, o valor de conservação calculado para as unidades de conservação sofrem penalidades tanto por áreas de plantio que são lindeiras como também daquelas que se encontram a até 60km de distância.

A mandioca é um cultivo de menor expressão no cenário nacional e não é plantada na região do Parque Nacional das Emas, mas foi possível perceber a sua relevância para o conflito pelas respostas dos gestores de Unidades de Conservação e corroborada pela literatura (ABRAHAMS; PERES; COSTA, 2018; HARICH et al., 2013; LOBÃO; NOGUEIRA-FILHO, 2011). Esse plantio é mais difuso no Brasil sendo comum não só para produção massiva, mas também em roças para fabricação artesanal de farinha e para consumo de subsistência. Sua inclusão na modelagem traz uma informação nova: a produção familiar e o pequeno produtor. O conflito com esse cultivo representa menor monta uma vez que a mandioca colabora com apenas 3,5% de todo valor da produção agrícola brasileira, enquanto o milho é responsável por 10,5% e a soja 35,5% (IBGE, 2017). No entanto as perdas nessa lavoura podem representar riscos à segurança alimentar das comunidades afetadas (ABRAHAMS; PERES; COSTA, 2018).

Os modelos não devem ser usados sem um olhar crítico sobre tendências que não são indicadas na entrada de dados. Por exemplo, a nova fronteira agrícola no cerrado, a região conhecida como MATOPIBA, ainda tem áreas de cerrado nativo, mas já apresenta um estreitamento nos valores de conservação na direção das unidades de conservação (Figura 11) devido à expansão agrícola recente (LIMA et al., 2019). Essa área pode se tornar anualmente menos adequada e mais custosa para a conservação da espécie a depender do crescimento do plantio de soja e milho na região e por isso a modelagem deve ser mantida atualizada para a tomada

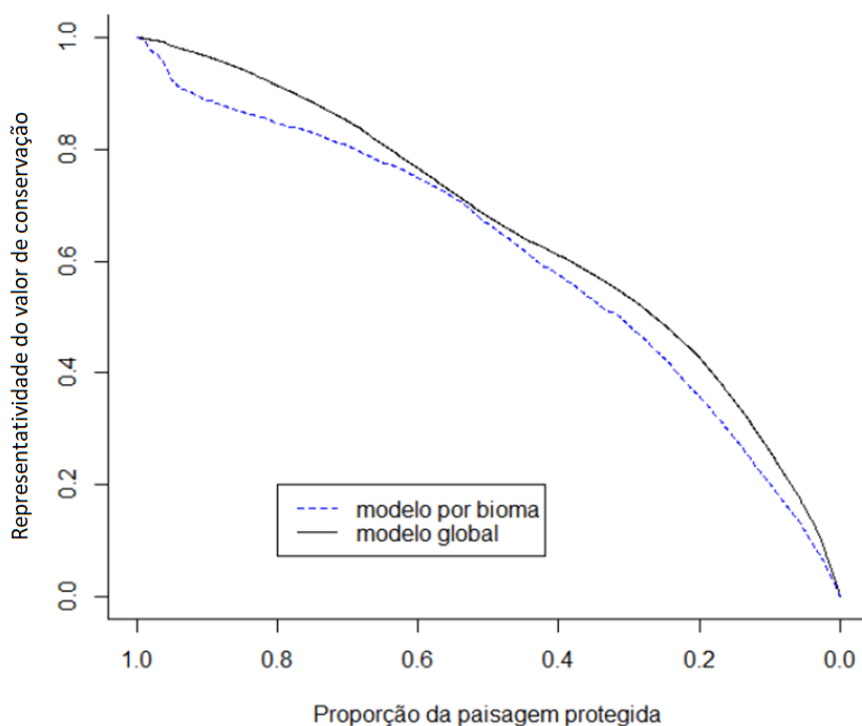
de decisão. Além disso, a escala do trabalho também não é adequada para a pronta aplicação em campo. Os pixels de 1km representam uma escala adequada, e até detalhada, para uma visão ampla da área de estudo. Até mesmo por motivos computacionais não seria viável trabalhar com uma resolução maior para toda a área de estudo. Na escala nacional esse estudo foi capaz de indicar áreas relevantes para as queixadas, mas a tomada de decisão deve realizar validações *in loco* e envolver atores locais antes de iniciar as etapas de implementação (LEHTOMÄKI; MOILANEN, 2013; PRESSEY et al., 2007)



*Figura 11 – Unidades de conservação da região conhecida como MATOPIBA. Unidades de conservação da região do MATOPIBA. Em verde os valores de conservação para queixadas, as áreas claras representam valores menores e os tons mais escuros valores maiores. À esquerda modelo por bioma e à direita modelo nacional.*

Os dois modelos gerados têm grande convergência quando comparados em sua totalidade (Figura 11), mas a representação em termos da área de cada bioma selecionada em cada abordagem é bastante diferente (Tabela 1). No modelo por bioma, como há uma ênfase local a necessidade de área é ligeiramente maior para conseguir a mesma representatividade em valor de conservação que no modelo nacional (MOILANEN et al., 2013; MOILANEN; ARPONEN, 2011). Para o Pampa essa diferença é dramática: como a adequabilidade para a espécie no bioma é baixíssima (OSHIMA, [in prep.]) há muito poucas áreas selecionadas no modelo

nacional neste bioma, isso significa maior representatividade em menor área, pois são selecionadas áreas mais adequadas em outros biomas o que resulta em uma performance – ou seja, em valores de conservação - ligeiramente maior na abordagem nacional em relação à regional. Em outros estudos, em que o planejamento para conservação foi feito para todos os países da bacia mediterrânea de forma global e por país essa diferença chegou a 84% de divergência entre as duas abordagens (KARK et al., 2009).



*Figura 12 - Curva de performance do modelo. Os valores do eixo y indicam a representação do valor de conservação em diferentes proporções de área de estudo alocadas para conservação (eixo x)*

Neste trabalho as curvas são tão próximas que a seleção de um ou outro modelo não traz muitas implicações à conservação de populações já estabelecidas e para a persistência da espécie na área de estudo. Para a translocação, no entanto, o critério mais importante é a origem dos animais translocados devido às questões sanitárias e genéticas de se movimentar animais silvestres.

Os estudos genéticos com queixadas vêm mostrando que os limites dos biomas não são tão determinantes para a diferenciação das populações, mas que há estruturação genética entre algumas populações (BIONDO et al., 2011; MACIEL et al., 2019; RUFO, 2012). Essa análise aliada aos padrões espaciais de distribuição da espécie permitem a identificação de unidades evolutivas significativas, ou seja, uma população ou grupo de populações que se encontram diferenciados em termos genéticos, morfológicos ou ecológicos de populações próximas, refletindo uma história de isolamento geográfico em níveis variáveis (EDUARDO EIZIRIK, 1996).

Essas informações são importantes na definição de programas para a conservação de populações bem como para auxiliar no manejo racional e seguro dessas populações (NEWTON et al., 1999). As PCUs indicam as áreas com maior viabilidade para a persistência da espécie do ponto de vista ambiental e devem ser investigadas quanto a possibilidade de serem representativas do ponto de vista genético. O Plano de Ação Nacional para a conservação de Ungulados ameaçados de extinção (ICMBIO/MMA, 2019), indica serem necessários estudos para a identificação de unidades evolutivamente significativas e de trabalhos para a translocação e reintrodução da espécie. As informações sobre a presença de queixadas obtidas nesse trabalho podem auxiliar no direcionamento dos estudos seja para investigar as populações que ainda existem quanto à sua diferenciação e representatividade, seja para a identificação de áreas passíveis de receber animais e estabelecer suas populações.

### **Estudo de caso e recomendações para o manejo no Parque Nacional das Emas**

Para lidar com o conflito, além das medidas de manejo da população de queixadas Chen et al.(2013) propõem alternativas econômicas. É sugerido pelos autores a criação um modelo espacialmente explícito para a implementação de um sistema de seguridade cujo valor de cálculo do seguro seja baseado em riscos para o plantio. Um sistema assim poderia fazer ressarcimentos justos pelos danos causados.

Para a área do entorno do PN Emas, por exemplo, além do relativo baixo impacto da queixada nas plantações de soja, os produtores entrevistados não mencionaram prejuízos diretos das queixadas na produção de milho e algodão. Apesar de alguns respondentes terem mencionado o possível impacto de queixadas em plantações de cana (servindo como moradia temporária e alimentação) e de sorgo (servindo de alimento), novamente, nenhum produtor associado a estes tipos de plantação evidenciou explicitamente esse problema. Em conjunto com as respostas obtidas dos gestores das UCs amostradas, que também sugerem um impacto nulo ou baixo nestas culturas, é possível que uma ou mais dessas opções sejam uma alternativa viável para minimização das perdas e com isso uma redução do nível de conflito na região.

Em casos de plantios alternativos ou do produtor tomar medidas de redução do risco à lavoura, o valor de prêmio de um seguro é menor e o ressarcimento acontece nos casos de prejuízos inesperados. Vários fatores influenciam na decisão do produtor quanto à seleção de culturas a serem plantadas: o valor de mercado, os custos de produção, demanda de mercado, produtividade por unidade de área, são exemplos que mostram que essa sugestão de substituição pode não ser tão simples de se implementar. Mas com o apoio das diversas instituições públicas como as unidades de conservação da região (PNE e Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari) e os órgãos de extensão rural um caminho pode ser aberto para a compatibilização e coexistência da espécie e da produção agrícola, mas talvez com mudanças dos tipos de plantios.

Para o controle da movimentação dos animais pelas áreas de plantio pode-se reforçar características da movimentação natural das queixadas. OSHIMA [in. prep.] reportou em um estudo de movimentação de queixadas, que os animais evitam as áreas abertas de pastagem, e a distância que se afastam das matas é ainda menor onde há caça. Mesmo em áreas naturais florestais as densidades da espécie em áreas de caça são notavelmente diferentes das áreas onde a espécie não é perseguida (BODMER; ROBINSON, 2004; ENDO et al., 2010; FRAGOSO; SILVIUS; VILLA-LOBOS, 2000). A chamada “ecologia do medo” provoca em ungulados uma

reação comportamental de evasão das áreas onde a atividade ocorre (CROMSIGT et al., 2013) e devido a isso a “caça para o medo” é proposta como medida inovadora de manejo. No entanto, além de bastante controversa, a caça é proibida no Brasil e *T. pecari* é uma espécie ameaçada. A produção de gado poderia ser feita como um tampão ao redor das áreas de milho uma vez que as queixadas evitam cruzar essas áreas. Outra proposta seria a captura de animais nas áreas de lavoura - de forma recorrente e de longo-prazo - e a movimentação destes para outras áreas. Não só pelo efeito de retirada dos animais translocados, mas também para a indução da evitação dos animais às áreas de plantio. A captura frequente dentro da área protegida deve ser evitada pelo mesmo motivo, sob o risco de gerar uma aversão comportamental exatamente a onde eles deveriam ser mantidos.

Para a seleção de áreas para a translocação, esse trabalho sintetizou no ANEXO D e E, as informações sobre as respostas dos gestores e os valores médios da priorização espacial por unidade de conservação para cada um dos dois modelos. Em primeiro lugar, para a seleção entre os dois modelos pode ser observado o critério de diferenciação entre as populações. Como já mencionado anteriormente os estudos genéticos são poucos e inconclusivos, MACIEL et al.(2019) sugerem que a população do PNE é mais próxima à população do Parque Estadual Morro do Diabo, e divergente da população do Pantanal, geograficamente mais próxima. Assim, há justificativa para usar o modelo nacional e selecionar uma área de maior relevância para a conservação da espécie na Mata Atlântica ou Cerrado. Não há modelo certo ou errado, a lista fornecida é um subsídio para o contato com o gestor. Assim, seguindo a listagem a primeira unidade elegível no ranqueamento é o Parque Estadual Pico do Itambé, unidade em Minas Gerais com indicação de capacidade para 500 indivíduos. Porém, como essa UC não respondeu o questionário anterior, não temos mais informações sobre a presença da espécie e validação de campo sobre o cenário do entorno da UC. Se não houver implicações genéticas a Estação Ecológica Taiamã se apresenta como melhor candidata já que temos informações mais completas: não há população residente de queixadas e não há ameaça de caça. A capacidade calculada é de cerca de 800 indivíduos e a logística poderá ser facilitada por estar no mesmo estado em que os

animais podem ser capturados, nas imediações do PNE.

O trabalho de implementação tem agora um documento e informações espaciais norteadoras, gerado sobre bases confiáveis e de fácil assimilação pelos atores no Parque Nacional das Emas. Para a execução ainda deve ser trilhado um trabalho de parceria com a gestão da unidade receptora e preparação para a soltura de animais, se assim for decidido conjuntamente.



## REFERÊNCIAS

BRAHAM

ABRAHAMS, M. I.; PERES, C. A.; COSTA, H. C. M. Manioc losses by terrestrial vertebrates in western Brazilian Amazonia. **Journal of Wildlife Management**, v. 82, n. 4, p. 734–746, 2018.

ACHARYA, K. P. et al. Human-wildlife conflicts in Nepal: Patterns of human fatalities and injuries caused by large mammals. **PLoS ONE**, 2016.

ALTRICHTER, M. et al. White-lipped peccary (*Tayassu pecari*, Artiodactyla: Tayassuidae) diet and fruit availability in a Costa Rican rain forest. **Revista de Biología Tropical**, v. 49, n. 3–4, p. 1183–1192, 2001a.

ALTRICHTER, M. et al. Sex ratio and breeding of white-lipped peccaries *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) in a Costa Rican rain forest. **Revista de Biología Tropical**, v. 49, n. 1, p. 383–389, mar. 2001b.

ALTRICHTER, M. The sustainability of subsistence hunting of peccaries in the Argentine Chaco. **Biological Conservation**, 2005.

ALTRICHTER, M. et al. Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the Near Threatened white-lipped peccary *Tayassu pecari*. **Oryx**, v. 46, n. 1, p. 87–98, 2012.

ALTRICHTER, M. et al. *Catagonus wagneri* , Chacoan peccariThe IUCN **Red List of Threatened Species**. [s.l: s.n.].

ALTRICHTER, M.; ALMEIDA, R. Exploitation of white-lipped peccaries *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) on the Osa Peninsula, Costa Rica. **ORYX**, 2002.

ANDREW S. PULLIN. Putting the Science into Practice. In: **Conservation Biology**. [s.l.] Cambridge University Press, 2002.

ANNECOOS WIERSEMA. Uncertainty, Precaution, and Adaptive Management in Wildlife Trade. **Michigan Journal of International Law**, v. 36, n. 3, p. 378–424, 2015.

ARANDA, M. Importancia de los pecaríes (*Tayassu* spp.) en la alimentación del jaguar (*Panthera onca*). **Acta Zoológica Mexicana**, v. 62, p. 11–22, 1994.

ASQUITH, N. M.; WRIGHT, S. J.; CLAUSS, M. J. Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. **Ecology**, v. 78, n. 3, p. 941–946, 1 abr. 1997.

AZEVEDO, F. C. C.; CONFORTI, V. A. Decline of peccaries in a protected subtropical forest of Brazil: toward conservation issues. **Mammalia**, v. 72, n. 2, p. 82–88, 2008.

BECK, H. Seed predation and dispersal by peccaries throughout the neotropics and its consequences: a review and synthesis. In: FORGET, P. M. et al. (Eds.). . **Seed fate: predation, dispersal and seedling establishment**. Wallingford: CABI Publishing, 2005. p. 77–115.

BECK, H.; THEBPANYA, P.; FILIAGGI, M. Do neotropical peccary species (*Tayassuidae*) function as ecosystem engineers for anurans? **Journal of Tropical Ecology**, 2010.

BENGSEN, A. J. et al. Impacts and management of wild pigs *Sus scrofa* in australia. **Mammal Review**, p. 1–13, 2013.

BIONDO, C. et al. Population genetic structure and dispersal in white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) from the Brazilian Pantanal. **Journal of Mammalogy**, 2011.

BODMER, R. E. Frugivory in Amazonian Artiodactyla: evidence for the evolution of the ruminant stomach. **Journal of Zoology**, v. 219, n. 3, p. 457–467, 1989.

BODMER, R. E. Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon floodplain. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 2, p. 191–201, 10 maio 1990.

BODMER, R. E.; ROBINSON, J. G. Evaluating the Sustainability of Hunting in the Neotropics. In: SILVIUS, K. M.; BODMER, R. E.; FRAGOSO, J. M. V. (Eds.). . **People in Nature: Wildlife conservation in south and central america**. NEW YORK: COLUMBIA UNIVERSITY PRESS, 2004. p. 299–463.

BOWMAN, J.; JAEGER, J. A. G.; FAHRIG, L. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. **Ecology**, v. 83, n. 7, p. 2049–2055, 1 jul. 2002.

BRADLEY, E. H. et al. Evaluating wolf translocation as a nonlethal method to reduce livestock conflicts in the northwestern United States. **Conservation Biology**, v. 19, n. 5, p. 1498–1508, 2005.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014** Brasília, 2014. Disponível em: <[http://www.icmbio.gov.br/sisbio/images/stories/instrucoes\\_normativas/PORTARIA\\_Nº\\_444\\_DE\\_17\\_DE\\_DEZEMBRO\\_DE\\_2014.pdf](http://www.icmbio.gov.br/sisbio/images/stories/instrucoes_normativas/PORTARIA_Nº_444_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.pdf)>

BROCARDI, C. R. et al. White-lipped peccaries are recorded at Iguazu National Park after 20 years. **Mammalia**, 2017.

CAUGHLEY, G.; SINCLAIR, A. R. E. **Wildlife Ecology and Management**. Boston: Blackwell Scientific Publications, 1994.

CAVALCANTI, S. M. C. et al. Jaguars, livestock, and people in Brazil: realities and perceptions behind the conflict. In: MACDONALD, D.; LOVERIDGE, A. (Eds.). . **The biology and conservation of wild felids**. Oxford, United Kingdom: Oxford University Press, 2010. p. 383–402.

CAVALCANTI, S. M. C. et al. Translocação de carnívoros. In: CAVALCANTI, S. M. C.; DE PAULA, R. C.; GASPARINI-MORATO, R. L. (Eds.). . **Conflitos com**

**mamíferos carnívoros: Uma referência para o manejo e a convivência.** Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2015. p. 83–94.

CHEN, S. et al. Developing a spatially-explicit, sustainable and risk-based insurance scheme to mitigate human-wildlife conflict. **Biological Conservation**, 2013.

CITES. **Convention on international trade in endangered species of wild fauna and flora.** Environmental Policy and Law. **Anais...**1978Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378777X78800286>>

COUZIN, I. D.; LAIDRE, M. E. Fission-fusion populations. **Current biology**, v. 19, n. 15, p. R633-5, 2009.

CRAWSHAW, P. G. et al. Ecology and Conservation of the Jaguar (*Panthera onca*) in Iguaçu National Park, Brazil. In: SILVIUS, K. M.; BODMER, R. E.; FRAGOSO, J. M. V. (Eds.). . **People in nature: wildlife conservation in South and Central America.** New York: Columbia University Press, 2004. p. 271–285.

CROMSIGT, J. P. G. M. et al. Hunting for fear: Innovating management of human-wildlife conflicts. **Journal of Applied Ecology**, 2013.

CULLEN JR., L.; BODMER, R. E.; VALLADARES-PADUA, C. B. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, Sao Paulo, Brazil. **Oryx**, v. 35, n. 2, 2001.

CULLEN, L. **Hunting and biodiversity in Atlantic Forest fragments, São Paulo, Brazil.** [s.l.] University of Florida. Gainesville. Florida, 1997.

CULLEN, L.; BODMER, R. E.; VALLADARES-PADUA, C. B. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**, v. 95, n. 1, p. 49–56, 2000.

DE SOUZA-MAZUREK, R. R. et al. Subsistence hunting among the Waimiri Atroari Indians in central Amazonia, Brazil. **Biodiversity And Conservation**, v. 9, n.

5, p. 579–596, 2000.

DELIBES-MATEOS, M. Conservation conflicts involving mammals in Europe. **Therya**, v. 6, n. 1, p. 123–137, 2015.

DESBIEZ, A. L. J. et al. Niche Partitioning Among White-Lipped Peccaries (*Tayassu pecari*), Collared Peccaries (*Pecari tajacu*), and Feral Pigs (*Sus Scrofa*). **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 1, p. 119–128, 2009.

DESBIEZ, A. L. J.; BODMER, R. E.; TOMAS, W. M. Mammalian Densities in a Neotropical Wetland Subject to Extreme Climatic Events. **Biotropica**, v. 42, n. 3, p. 372–378, maio 2010.

DI MININ, E. et al. **A quick introduction to Zonation**. Helsinki: Unigrafia OY, 2014.

DICKENS, M. J.; DELEHANTY, D. J.; MICHAEL ROMERO, L. Stress: An inevitable component of animal translocation. **Biological Conservation**, v. 143, n. 2010, p. 1329–1341, jun. 2010.

DUNHAM, K. M. et al. Human-wildlife conflict in Mozambique: A national perspective, with emphasis on wildlife attacks on humans. **ORYX**, 2010.

EDUARDO EIZIRIK. Ecologia molecular, genética da conservação e o conceito de unidades evolutivamente significativas. **Brazilian Journal of Genetics**, v. 19, n. 4, p. 23–29, 1996.

ENDO, W. et al. Game vertebrate densities in hunted and nonhunted forest sites in Manu National Park, Peru. **Biotropica**, 2010.

ENGEMAN, R. M. et al. **Monitoring wild pig populations: A review of methods** **Environmental Science and Pollution Research**, 2013.

FENG, M. et al. A global, high-resolution (30-m) inland water body dataset for 2000: first results of a topographic–spectral classification algorithm. **International Journal of Digital Earth**, v. 9, n. 2, p. 113–133, 7 fev. 2016.

FIGUEIRA, M. DE L. DE O. A. **Reintrodução e manejo extensivo de queixadas - *Tayassu pecari* (Link, 1814) em reserva de mata mesófila no Mato Grosso do Sul, Brasil.** [s.l.] Universidade de São Paulo, 2001.

FIGUEIRA, M. DE L. DE O. A.; CARRER, C. R. O.; NETO, P. B. S. Ganho de Peso e Evolução do Rebanho de Queixadas Selvagens em Sistemas de Criação Semi-extensivo e Extensivo, em Reserva de Cerrado. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 32, n. 1, p. 191–199, 2003.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. An assessment of the published results of animal relocations. **Biological Conservation**, v. 96, p. 1–11, 2000.

FRAGOSO, J. M. V. Home Range and movement patterns of white-lipped Peccary (*Tayassu pecari*) herds in the Northern Brazilian Amazon. **Biotropica**, v. 30, n. 3, p. 458–469, 1998.

FRAGOSO, J. M. V. et al. Line transect surveys underdetect terrestrial mammals: Implications for the sustainability of subsistence hunting. **PLoS ONE**, 2016.

FRAGOSO, J. M. V.; SILVIUS, K. M.; VILLA-LOBOS, M. **Manejo de Fauna na Reserva Xavante Rio das Mortes, MT: Cultura Indígena e Método Científico Integrados Para a Conservação.** Brasília: [s.n.].

GALETTI, M.; BOVENDORP, R. S.; GUEVARA, R. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. **Global Ecology and Conservation**, v. 3, p. 824–830, 2015.

GERMANO, J. M. et al. Mitigation-driven translocations: are we moving wildlife in the right direction? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 2, p. 100–105, 2015.

GONGORA, J. et al. *Pecari tajacu*, Collared Peccary. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2011.

HÄLLFORS, M. H. et al. Coming to terms with the concept of moving species threatened by climate change - a systematic review of the terminology and definitions. **PloS one**, v. 9, n. 7, p. e102979, 2014.

HARICH, F. K. et al. People and wildlife: Conflicts arising around the Bia Conservation Area in Ghana. **Journal for Nature Conservation**, 2013.

HEATON, J. S. et al. Spatially explicit decision support for selecting translocation areas for Mojave desert tortoises. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 575–590, 2008.

HONE, J. Spatial and Temporal Aspects of Vertebrate Pest Damage with Emphasis on Feral Pigs. **The Journal of Applied Ecology**, v. 32, n. 2, p. 311–319, 1995.

IBAMA/MMA. **Plano de Manejo Parque Nacional das Emas**. Brasília, Brasil.: IBAMA, 2004.

IBGE. **Produção Agrícola Municipal - SIDRA**. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/839>>. Acesso em: 4 mar. 2019.

ICMBIO/MMA. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. 1. ed. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018. v. 1

ICMBIO/MMA. **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Ungulados**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/29-fauna-brasileira/plano-de-acao-nacional-lista/10440-plano-de-acao-nacional-para-a-conservacao-dos-ungulados>>. Acesso em: 2 ago. 2019.

INSKIP, C.; ZIMMERMANN, A. **Human-felid conflict: A review of patterns and priorities worldwide** **ORYX**, 2009.

IUCN/SSC; REINTRODUCTION AND INVASIVE SPECIES SPECIALIST GROUP - IUCN. **Diretrizes Para Reintroduções e outras Translocações para fins de Conservação**. Tradução Adriana Consorte-McCrea; Christine Steiner São

Bernardo; Carlos R Ruiz-Miranda. 1.0 ed. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, 2014.

JÁCOMO, A. T. DE A. **Ecologia, manejo e conservação do queixada *Tayassu pecari* no Parque Nacional das Emas e em propriedades rurais de seu entorno.** [s.l.] Universidade de Brasília, 2004.

JÁCOMO, A. T. DE A. et al. White-lipped peccary home-range size in a protected area and farmland in the central Brazilian grasslands. **Journal of Mammalogy**, v. 94, n. 1, p. 137–145, 2013.

JORGE, M. L. S. P. et al. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 163, p. 49–57, jul. 2013.

JORGE, M. L. S. P. et al. Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals. In: REYNA-HURTADO, R.; CHAPMAN, C. (Eds.). . **Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals**. 1. ed. Basel: Springer International Publishing, 2019. p. 39–55.

KAHLER, J. S.; GORE, M. L. Local perceptions of risk associated with poaching of wildlife implicated in human-wildlife conflicts in Namibia. **Biological Conservation**, 2014.

KARK, S. et al. Between-country collaboration and consideration of costs increase conservation planning efficiency in the Mediterranean Basin. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 106, n. 36, p. 15368–15373, 8 set. 2009.

KEUROGHLIAN, A. et al. Avaliação do Risco de Extinção do Queixada *Tayassu pecari* Link, 1795, no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 2, n. 3, p. 84–102, 2012.

KEUROGHLIAN, A. et al. ***Tayassu pecari* : The IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <[50](http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-</a></p></div><div data-bbox=)



1.RLTS.T41778A44051115.en>.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P. Fruit Availability and Peccary Frugivory in an Isolated Atlantic Forest Fragment: Effects on Peccary Ranging Behavior and Habitat Use. **Biotropica**, v. 40, n. 1, p. 62–70, 2008.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P. Removal of palm fruits and ecosystem engineering in palm stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n. 7, p. 1733–1750, 2009.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P.; LONGLAND, W. S. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. **Biological Conservation**, v. 120, n. 3, p. 411–425, 2004.

KIERULFF, M. C. M. et al. The Golden lion tamarin *Leontopithecus rosalia*: a conservation success story. **International Zoo Yearbook**, v. 46, p. 36–45, 2012.

KILTIE, R. A. Distribution of Palm Fruits on a Rain Forest Floor: Why White-Lipped Peccaries Forage near Objects. **Biotropica**, v. 13, n. 2, p. 141–145, 1981.

KILTIE, R. A. Bite Force as a Basis for Niche Differentiation Between Rain Forest Peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). **Biotropica**, v. 14, n. 3, p. 188–195, 1982.

KILTIE, R. A.; TERBORGH, J. Observations on the Behavior of Rain Forest Peccaries in Perú: Why do White-lipped Peccaries Form Herds? **Zeitschrift für Tierpsychologie**, v. 62, n. 3, p. 241–255, 1983.

LEE, K. N. Appraising Adaptive Management. **Conservation Ecology**, v. 3, n. 2, p. 3, 1999.

LEHTOMÄKI, J.; MOILANEN, A. Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. **Environmental Modelling & Software**, v. 47, p. 128–137, 2013.

LEMES, L.; ANDRADE, A. F. A. DE; LOYOLA, R. Spatial priorities for agricultural development in the Brazilian Cerrado: may economy and conservation coexist? **Biodiversity and Conservation**, p. 1–18, 2019.

LIMA, M. et al. The paradoxical situation of the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) in the state of Mato Grosso, Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 1, p. 1–40, 2019.

LOBÃO, E. DE S. P.; NOGUEIRA-FILHO, S. L. G. Human-wildlife Conflicts in the Brazilian Atlantic Forest. **Suiform soundings**, v. 10, n. 2, p. 14–22, 2011.

MACIEL, F. DE G. et al. Genetic diversity and population structure of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in the Pantanal, Cerrado and Atlantic Forest from Brazil. **Mammalian Biology**, 8 mar. 2019.

MAGIOLI, M. et al. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 18, n. 6, p. 499–511, 1 dez. 2015.

MARCHINI, S. et al. Planning for Coexistence in a Complex Human-Dominated World. In: **Human–Wildlife Interactions**. [s.l.] Cambridge University Press, 2019. p. 414–438.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, p. 243–253, 2000.

MASSEI, G. et al. Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. **Pest Management Science**, 2015.

MASSEI, G. et al. Camera traps and activity signs to estimate wild boar density and derive abundance indices. **Pest Management Science**, 2018.

MASSEI, G.; ROY, S.; BUNTING, R. Too many hogs? A review of methods to mitigate impact by wild boar and feral hogs. **Human-Wildlife Interactions**, v. 5, n. 1, p. 79–99, 2011.

MAYER, J. J.; BRANDT, P. N. Identity, distribution, and natural history of the peccaries, Tayassuidae. **Mammalian Biology in South America**, Special Series Publication, Pymatuning. v. 6, p. 433–455, 1982.

MAYER, J. J.; WETZEL, R. M. *Tayassu pecari*. **Mammalian Species**, n. 293, p. 1–7, 1987.

MEDICI, E. P. et al. Translocation as a Metapopulation Management Tool for the Black Lion Tamarin, *Leontopithecus chrysopygus*. **Primate Conservation**, v. 19, p. 23–31, 2003.

MENDES-PONTES, A. R. Ecology of a community of mammals in a seasonally dry forest in Roraima, Brazilian Amazon. **Mammalian Biology**, v. 69, n. 3, p. 319–336, 2004.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Biodiversidade do Cerrado e Pantanal: áreas e ações prioritárias para conservação**. 2.ed ed. Brasília: MMA, 2007.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/consulta-por-uc.html>>. Acesso em: 25 abr. 2019.

MOILANEN, A. et al. Edge artefacts and lost performance in national versus continental conservation priority areas. **Diversity and Distributions**, v. 19, n. 2, p. 171–183, 2013.

MOILANEN, A. et al. **Spatial conservation planning methods and software zonation**. 4. ed. Helsinki, Finland: University of Helsinki, Finland, 2014.

MOILANEN, A.; ARPONEN, A. Administrative regions in conservation: Balancing local priorities with regional to global preferences in spatial planning. **Biological Conservation**, v. 144, n. 5, p. 1719–1725, maio 2011.

MOILANEN, A.; LEATHWICK, J. R.; QUINN, J. M. Spatial prioritization of conservation management. **Conservation Letters**, v. 4, n. 5, p. 383–393, out. 2011.

NOGUEIRA-FILHO, S. L. G. et al. Stress assessment in white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*). **Suiform Soundings**, v. 11, n. 2, p. 21–28, 2012.

PERES, C. A. et al. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in. **Biological Conservation**, v. 3207, n. 96, p. 115–123, 1996.

PERES, C. A.; PALACIOS, E. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: implications for animal-mediated seed dispersal. **Biotropica**, v. 39, n. 3, p. 304–315, 2007.

PORTUGAL, M. P. et al. Priority areas for jaguar *Panthera onca* conservation in the Cerrado. **ORYX**, p. 1–12, 2019.

PRESSEY, R. L. et al. Conservation planning in a changing world. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 11, p. 583–592, nov. 2007.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 3.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/pages/estatisticas>>. Acesso em: 4 mar. 2019.

PULLIN, A. S. et al. Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? **Biological Conservation**, v. 119, n. 2004, p. 245–252, 2004.

PULLIN, A. S.; SALAFSKY, N. Save the Whales? Save the Rainforest? Save the Data! **Conservation Biology**, v. 24, n. 4, p. 915–917, 2010.

RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning Fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking Management Strategies. **Environmental Management**, v.

26, n. 6, p. 675–684, 2000.

REDFORD, K. H. Emas National Park and the plight of the Brazilian cerrados. **Oryx**, v. 9, n. 4, p. 210–214, 1985.

RIBEIRO, J. W. et al. LandScape Corridors (Lscorridors): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, p. 1425–1432, 1 nov. 2017.

RICHARD-HANSEN, C. et al. Long-term fluctuations of white-lipped peccary populations in French Guiana. **Mammalia**, 2014.

RICHARD E. BODMER et al. Certification of the peccary pelt trade: A strategy for managing bush meat hunting in the Peruvian Amazon. **Suiform Soundings** , v. 4, n. 1, p. 5–12, 2004.

ROBERT, A. et al. Defining reintroduction success using IUCN criteria for threatened species: A demographic assessment. **Animal Conservation**, v. 18, n. 5, p. 397–406, 1 out. 2015.

ROLDÁN, A. I.; SIMONETTI, J. A. Plant-Mammal Interactions in Tropical Bolivian Forests with Different Hunting Pressures. **Conservation Biology**, v. 15, n. 3, p. 617–623, 2001.

RUFO, D. A. **Parentesco e diferenciação genética em queixadas (Tayassu pecari) do Pantanal Matogrossense (MS)**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2012.

RUIZ-MIRANDA, C. R. et al. Re-introduction and translocation of golden lion tamarins, Atlantic Coastal Forest, Brazil: the creation of a metapopulation. In: SOORAE, P. S. (Ed.). . **Global re-introduction perspectives: Additional case-studies from around the globe**. Abu Dhabi, UAE: IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group & Environment Agency - Abu Dhabi, 2010. p. 225–230.

SAINSBURY, A. W.; VAUGHAN-HIGGINS, R. J. Analyzing Disease Risks Associated with Translocations. **Conservation Biology**, v. 26, n. 3, p. 442–452, 1 jun. 2012.

SAPKOTA, S. et al. Economic Analysis of Electric Fencing for Mitigating Human-wildlife Conflict in Nepal. **Journal of Resources and Ecology**, 2014.

SCHALLER, G. B. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. **Arquivos de Zoologia**, v. 31, n. 1, p. 1–36, 1983.

SEDDON, P. J.; STRAUSS, W. M.; INNES, J. Animal Translocations: What Are They and Why Do We Do Them? In: EWEN, J. G.; ARMSTRONG, D. P.; PARKER, K. A. (Eds.). . **Reintroduction Biology: Integrating Science and Management**. 1. ed. Oxford, UK: by John G. Ewen, Doug P. Armstrong, Kevin A. Parker and Philip J. Seddon. © 2012 Blackwell Publishing Ltd., 2012. p. 1–31.

SITATI, N. W. et al. **Predicting spatial aspects of human-elephant conflict** **Journal of Applied Ecology**. [s.l: s.n.].

SOWLS, L. K. **Javelinas and Other Peccaries: Their Biology, Management, and Use**. 2nd. ed. Tucson, Arizona: Texas A&M University Press, 1997.

TABER, A. et al. **El destino de los arquitectos de los bosques neotropicales: evaluación de la distribución y el estado de conservación de los pecaríes labiados y los tapires de tierras bajas**. New York: [s.n.].

TEIXEIRA, C. P. et al. Revisiting translocation and reintroduction programmes: the importance of considering stress. **Animal Behaviour**, v. 73, n. 1, p. 1–13, jan. 2007.

THE WORLD BANK. **World Development Indicators**. Disponível em: <<https://databank.worldbank.org/reports.aspx?source=2&series=AG.LND.AGRI.ZS&country=#>>. Acesso em: 17 ago. 2019.

TUANMU, M. N.; JETZ, W. A global, remote sensing-based characterization of terrestrial habitat heterogeneity for biodiversity and ecosystem modelling. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 11, p. 1329–1339, 1 nov. 2015.

WOLF, C. M. et al. Avian and Mammalian Translocations: Update and Reanalysis of 1987 Survey Data. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 1142–1154, 11 mar. 1996.

S, M. I.; PERES, C. A.; COSTA, H. C. M. Manioc losses by terrestrial vertebrates in western Brazilian Amazonia. **Journal of Wildlife Management**, v. 82, n. 4, p. 734–746, 2018.

ACHARYA, K. P. et al. Human-wildlife conflicts in Nepal: Patterns of human fatalities and injuries caused by large mammals. **PLoS ONE**, 2016.

ALTRICHTER, M. et al. White-lipped peccary (*Tayassu pecari*, Artiodactyla: Tayassuidae) diet and fruit availability in a Costa Rican rain forest. **Revista de Biología Tropical**, v. 49, n. 3–4, p. 1183–1192, 2001a.

ALTRICHTER, M. et al. Sex ratio and breeding of white-lipped peccaries *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) in a Costa Rican rain forest. **Revista de Biología Tropical**, v. 49, n. 1, p. 383–389, mar. 2001b.

ALTRICHTER, M. The sustainability of subsistence hunting of peccaries in the Argentine Chaco. **Biological Conservation**, 2005.

ALTRICHTER, M. et al. Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the Near Threatened white-lipped peccary *Tayassu pecari*. **Oryx**, v. 46, n. 1, p. 87–98, 2012.

ALTRICHTER, M. et al. *Catagonus wagneri*, Chacoan peccary The IUCN Red List of Threatened Species. [s.l: s.n.].

ALTRICHTER, M.; ALMEIDA, R. Exploitation of white-lipped peccaries *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) on the Osa Peninsula, Costa Rica.

**ORYX**, 2002.

ANDREW S. PULLIN. Putting the Science into Practice. In: **Conservation Biology**. [s.l.] Cambridge University Press, 2002.

ANNECOOS WIERSEMA. Uncertainty, Precaution, and Adaptive Management in Wildlife Trade. **Michigan Journal of International Law**, v. 36, n. 3, p. 378–424, 2015.

ARANDA, M. Importancia de los pecaríes (*Tayassu* spp.) en la alimentación del jaguar (*Panthera onca*). **Acta Zoológica Mexicana**, v. 62, p. 11–22, 1994.

ASQUITH, N. M.; WRIGHT, S. J.; CLAUSS, M. J. Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. **Ecology**, v. 78, n. 3, p. 941–946, 1 abr. 1997.

AZEVEDO, F. C. C.; CONFORTI, V. A. Decline of peccaries in a protected subtropical forest of Brazil: toward conservation issues. **Mammalia**, v. 72, n. 2, p. 82–88, 2008.

BECK, H. Seed predation and dispersal by peccaries throughout the neotropics and its consequences: a review and synthesis. In: FORGET, P. M. et al. (Eds.). . **Seed fate: predation, dispersal and seedling establishment**. Wallingford: CABI Publishing, 2005. p. 77–115.

BECK, H.; THEBPANYA, P.; FILIAGGI, M. Do neotropical peccary species (*Tayassuidae*) function as ecosystem engineers for anurans? **Journal of Tropical Ecology**, 2010.

BENGSEN, A. J. et al. Impacts and management of wild pigs *Sus scrofa* in australia. **Mammal Review**, p. 1–13, 2013.

BIONDO, C. et al. Population genetic structure and dispersal in white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) from the Brazilian Pantanal. **Journal of Mammalogy**, 2011.



BODMER, R. E. Frugivory in Amazonian Artiodactyla: evidence for the evolution of the ruminant stomach. **Journal of Zoology**, v. 219, n. 3, p. 457–467, 1989.

BODMER, R. E. Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon floodplain. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 2, p. 191–201, 10 maio 1990.

BODMER, R. E.; ROBINSON, J. G. Evaluating the Sustainability of Hunting in the Neotropics. In: SILVIUS, K. M.; BODMER, R. E.; FRAGOSO, J. M. V. (Eds.). . **People in Nature: Wildlife conservation in south and central america**. NEW YORK: COLUMBIA UNIVERSITY PRESS, 2004. p. 299–463.

BOWMAN, J.; JAEGER, J. A. G.; FAHRIG, L. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. **Ecology**, v. 83, n. 7, p. 2049–2055, 1 jul. 2002.

BRADLEY, E. H. et al. Evaluating wolf translocation as a nonlethal method to reduce livestock conflicts in the northwestern United States. **Conservation Biology**, v. 19, n. 5, p. 1498–1508, 2005.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014** Brasília, 2014. Disponível em: <[http://www.icmbio.gov.br/sisbio/images/stories/instrucoes\\_normativas/PORTARIA\\_Nº\\_444\\_DE\\_17\\_DE\\_DEZEMBRO\\_DE\\_2014.pdf](http://www.icmbio.gov.br/sisbio/images/stories/instrucoes_normativas/PORTARIA_Nº_444_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.pdf)>

BROCARDI, C. R. et al. White-lipped peccaries are recorded at Iguaçu National Park after 20 years. **Mammalia**, 2017.

CAUGHLEY, G.; SINCLAIR, A. R. E. **Wildlife Ecology and Management**. Boston: Blackwell Scientific Publications, 1994.

CAVALCANTI, S. M. C. et al. Jaguars, livestock, and people in Brazil: realities and perceptions behind the conflict. In: MACDONALD, D.; LOVERIDGE, A. (Eds.). . **The biology and conservation of wild felids**. Oxford, United Kingdom:

Oxford University Press, 2010. p. 383–402.

CAVALCANTI, S. M. C. et al. Translocação de carnívoros. In: CAVALCANTI, S. M. C.; DE PAULA, R. C.; GASPARINI-MORATO, R. L. (Eds.). . **Conflitos com mamíferos carnívoros: Uma referência para o manejo e a convivência**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2015. p. 83–94.

CHEN, S. et al. Developing a spatially-explicit, sustainable and risk-based insurance scheme to mitigate human-wildlife conflict. **Biological Conservation**, 2013.

CITES. **Convention on international trade in endangered species of wild fauna and flora**. Environmental Policy and Law. **Anais...1978**Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378777X78800286>>

COUZIN, I. D.; LAIDRE, M. E. Fission-fusion populations. **Current biology**, v. 19, n. 15, p. R633-5, 2009.

CRAWSHAW, P. G. et al. Ecology and Conservation of the Jaguar (*Panthera onca*) in Iguazu National Park, Brazil. In: SILVIUS, K. M.; BODMER, R. E.; FRAGOSO, J. M. V. (Eds.). . **People in nature: wildlife conservation in South and Central America**. New York: Columbia University Press, 2004. p. 271–285.

CROMSIGT, J. P. G. M. et al. Hunting for fear: Innovating management of human-wildlife conflicts. **Journal of Applied Ecology**, 2013.

CULLEN JR., L.; BODMER, R. E.; VALLADARES-PADUA, C. B. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, Sao Paulo, Brazil. **Oryx**, v. 35, n. 2, 2001.

CULLEN, L. **Hunting and biodiversity in Atlantic Forest fragments, São Paulo, Brazil**. [s.l.] University of Florida. Gainesville. Florida, 1997.

CULLEN, L.; BODMER, R. E.; VALLADARES-PADUA, C. B. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**,

v. 95, n. 1, p. 49–56, 2000.

DE SOUZA-MAZUREK, R. R. et al. Subsistence hunting among the Waimiri Atroari Indians in central Amazonia, Brazil. **Biodiversity And Conservation**, v. 9, n. 5, p. 579–596, 2000.

DELIBES-MATEOS, M. Conservation conflicts involving mammals in Europe. **Therya**, v. 6, n. 1, p. 123–137, 2015.

DESBIEZ, A. L. J. et al. Niche Partitioning Among White-Lipped Peccaries (*Tayassu pecari*), Collared Peccaries (*Pecari tajacu*), and Feral Pigs (*Sus Scrofa*). **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 1, p. 119–128, 2009.

DESBIEZ, A. L. J.; BODMER, R. E.; TOMAS, W. M. Mammalian Densities in a Neotropical Wetland Subject to Extreme Climatic Events. **Biotropica**, v. 42, n. 3, p. 372–378, maio 2010.

DI MININ, E. et al. **A quick introduction to Zonation**. Helsinki: Unigrafia OY, 2014.

DICKENS, M. J.; DELEHANTY, D. J.; MICHAEL ROMERO, L. Stress: An inevitable component of animal translocation. **Biological Conservation**, v. 143, n. 2010, p. 1329–1341, jun. 2010.

DUNHAM, K. M. et al. Human-wildlife conflict in Mozambique: A national perspective, with emphasis on wildlife attacks on humans. **ORYX**, 2010.

EDUARDO EIZIRIK. Ecologia molecular, genética da conservação e o conceito de unidades evolutivamente significativas. **Brazilian Journal of Genetics**, v. 19, n. 4, p. 23–29, 1996.

ENDO, W. et al. Game vertebrate densities in hunted and nonhunted forest sites in Manu National Park, Peru. **Biotropica**, 2010.

ENGEMAN, R. M. et al. **Monitoring wild pig populations: A review of methods** **Environmental Science and Pollution Research**, 2013.

FENG, M. et al. A global, high-resolution (30-m) inland water body dataset for 2000: first results of a topographic–spectral classification algorithm. **International Journal of Digital Earth**, v. 9, n. 2, p. 113–133, 7 fev. 2016.

FIGUEIRA, M. DE L. DE O. A. **Reintrodução e manejo extensivo de queixadas - Tayassu pecari (Link, 1814) em reserva de mata mesófila no Mato Grosso do Sul, Brasil**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2001.

FIGUEIRA, M. DE L. DE O. A.; CARRER, C. R. O.; NETO, P. B. S. Ganho de Peso e Evolução do Rebanho de Queixadas Selvagens em Sistemas de Criação Semi-extensivo e Extensivo, em Reserva de Cerrado. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 32, n. 1, p. 191–199, 2003.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. An assessment of the published results of animal relocations. **Biological Conservation**, v. 96, p. 1–11, 2000.

FRAGOSO, J. M. V. Home Range and movement patterns of white-lipped Peccary (*Tayassu pecari*) herds in the Northern Brazilian Amazon. **Biotropica**, v. 30, n. 3, p. 458–469, 1998.

FRAGOSO, J. M. V. et al. Line transect surveys underdetect terrestrial mammals: Implications for the sustainability of subsistence hunting. **PLoS ONE**, 2016.

FRAGOSO, J. M. V.; SILVIUS, K. M.; VILLA-LOBOS, M. **Manejo de Fauna na Reserva Xavante Rio das Mortes, MT: Cultura Indígena e Método Científico Integrados Para a Conservação**. Brasília: [s.n.].

GALETTI, M.; BOVENDORP, R. S.; GUEVARA, R. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. **Global Ecology and Conservation**, v. 3, p. 824–830, 2015.

GERMANO, J. M. et al. Mitigation-driven translocations: are we moving wildlife in the right direction? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 2, p. 100–105, 2015.

GONGORA, J. et al. *Pecari tajacu* , Collared Peccary. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2011.

HÄLLFORS, M. H. et al. Coming to terms with the concept of moving species threatened by climate change - a systematic review of the terminology and definitions. **PloS one**, v. 9, n. 7, p. e102979, 2014.

HARICH, F. K. et al. People and wildlife: Conflicts arising around the Bia Conservation Area in Ghana. **Journal for Nature Conservation**, 2013.

HEATON, J. S. et al. Spatially explicit decision support for selecting translocation areas for Mojave desert tortoises. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 575–590, 2008.

HONE, J. Spatial and Temporal Aspects of Vertebrate Pest Damage with Emphasis on Feral Pigs. **The Journal of Applied Ecology**, v. 32, n. 2, p. 311–319, 1995.

IBAMA/MMA. **Plano de Manejo Parque Nacional das Emas**. Brasília, Brasil.: IBAMA, 2004.

IBGE. **Produção Agrícola Municipal - SIDRA**. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/839>>. Acesso em: 4 mar. 2019.

ICMBIO/MMA. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. 1. ed. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018. v. 1

ICMBIO/MMA. **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Ungulados**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/29-fauna-brasileira/plano-de-acao-nacional-lista/10440-plano-de-acao-nacional-para-a-conservacao-dos-ungulados>>. Acesso em: 2 ago. 2019.

INSKIP, C.; ZIMMERMANN, A. **Human-felid conflict: A review of patterns and priorities worldwide** **ORYX**, 2009.

IUCN/SSC; REINTRODUCTION AND INVASIVE SPECIES SPECIALIST

GROUP - IUCN. **Diretrizes Para Reintroduções e outras Translocações para fins de Conservação**. Tradução Adriana Consorte-McCrea; Christine Steiner São Bernardo; Carlos R Ruiz-Miranda. 1.0 ed. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, 2014.

JÁCOMO, A. T. DE A. **Ecologia, manejo e conservação do queixada *Tayassu pecari* no Parque Nacional das Emas e em propriedades rurais de seu entorno**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2004.

JÁCOMO, A. T. DE A. et al. White-lipped peccary home-range size in a protected area and farmland in the central Brazilian grasslands. **Journal of Mammalogy**, v. 94, n. 1, p. 137–145, 2013.

JORGE, M. L. S. P. et al. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 163, p. 49–57, jul. 2013.

JORGE, M. L. S. P. et al. Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals. In: REYNA-HURTADO, R.; CHAPMAN, C. (Eds.). **Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals**. 1. ed. Basel: Springer International Publishing, 2019. p. 39–55.

KAHLER, J. S.; GORE, M. L. Local perceptions of risk associated with poaching of wildlife implicated in human-wildlife conflicts in Namibia. **Biological Conservation**, 2014.

KARK, S. et al. Between-country collaboration and consideration of costs increase conservation planning efficiency in the Mediterranean Basin. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 106, n. 36, p. 15368–15373, 8 set. 2009.

KEUROGHLIAN, A. et al. Avaliação do Risco de Extinção do Queixada *Tayassu pecari* Link, 1795, no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 2, n. 3, p. 84–102, 2012.

KEUROGHLIAN, A. et al. *Tayassu pecari* : The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T41778A44051115.en>>.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P. Fruit Availability and Peccary Frugivory in an Isolated Atlantic Forest Fragment: Effects on Peccary Ranging Behavior and Habitat Use. **Biotropica**, v. 40, n. 1, p. 62–70, 2008.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P. Removal of palm fruits and ecosystem engineering in palm stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n. 7, p. 1733–1750, 2009.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P.; LONGLAND, W. S. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. **Biological Conservation**, v. 120, n. 3, p. 411–425, 2004.

KIERULFF, M. C. M. et al. The Golden lion tamarin *Leontopithecus rosalia*: a conservation success story. **International Zoo Yearbook**, v. 46, p. 36–45, 2012.

KILTIE, R. A. Distribution of Palm Fruits on a Rain Forest Floor: Why White-Lipped Peccaries Forage near Objects. **Biotropica**, v. 13, n. 2, p. 141–145, 1981.

KILTIE, R. A. Bite Force as a Basis for Niche Differentiation Between Rain Forest Peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). **Biotropica**, v. 14, n. 3, p. 188–195, 1982.

KILTIE, R. A.; TERBORGH, J. Observations on the Behavior of Rain Forest Peccaries in Perú: Why do White-lipped Peccaries Form Herds? **Zeitschrift für Tierpsychologie**, v. 62, n. 3, p. 241–255, 1983.

LEE, K. N. Appraising Adaptive Management. **Conservation Ecology**, v. 3, n. 2, p. 3, 1999.

LEHTOMÄKI, J.; MOILANEN, A. Methods and workflow for spatial

conservation prioritization using Zonation. **Environmental Modelling & Software**, v. 47, p. 128–137, 2013.

LEMES, L.; ANDRADE, A. F. A. DE; LOYOLA, R. Spatial priorities for agricultural development in the Brazilian Cerrado: may economy and conservation coexist? **Biodiversity and Conservation**, p. 1–18, 2019.

LIMA, M. et al. The paradoxical situation of the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) in the state of Mato Grosso, Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 1, p. 1–40, 2019.

LOBÃO, E. DE S. P.; NOGUEIRA-FILHO, S. L. G. Human-wildlife Conflicts in the Brazilian Atlantic Forest. **Suiform soundings**, v. 10, n. 2, p. 14–22, 2011.

MACIEL, F. DE G. et al. Genetic diversity and population structure of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in the Pantanal, Cerrado and Atlantic Forest from Brazil. **Mammalian Biology**, 8 mar. 2019.

MAGIOLI, M. et al. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 18, n. 6, p. 499–511, 1 dez. 2015.

MARCHINI, S. et al. Planning for Coexistence in a Complex Human-Dominated World. In: **Human–Wildlife Interactions**. [s.l.] Cambridge University Press, 2019. p. 414–438.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, p. 243–253, 2000.

MASSEI, G. et al. Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. **Pest Management Science**, 2015.

MASSEI, G. et al. Camera traps and activity signs to estimate wild boar density and derive abundance indices. **Pest Management Science**, 2018.

MASSEI, G.; ROY, S.; BUNTING, R. Too many hogs? A review of methods



to mitigate impact by wild boar and feral hogs. **Human-Wildlife Interactions**, v. 5, n. 1, p. 79–99, 2011.

MAYER, J. J.; BRANDT, P. N. Identity, distribution, and natural history of the peccaries, Tayassuidae. **Mammalian Biology in South America**, Special Series Publication, Pymatuning. v. 6, p. 433–455, 1982.

MAYER, J. J.; WETZEL, R. M. *Tayassu pecari*. **Mammalian Species**, n. 293, p. 1–7, 1987.

MEDICI, E. P. et al. Translocation as a Metapopulation Management Tool for the Black Lion Tamarin, *Leontopithecus chrysopygus*. **Primate Conservation**, v. 19, p. 23–31, 2003.

MENDES-PONTES, A. R. Ecology of a community of mammals in a seasonally dry forest in Roraima, Brazilian Amazon. **Mammalian Biology**, v. 69, n. 3, p. 319–336, 2004.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Biodiversidade do Cerrado e Pantanal: áreas e ações prioritárias para conservação**. 2.ed ed. Brasília: MMA, 2007.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/consulta-por-uc.html>>. Acesso em: 25 abr. 2019.

MOILANEN, A. et al. Edge artefacts and lost performance in national versus continental conservation priority areas. **Diversity and Distributions**, v. 19, n. 2, p. 171–183, 2013.

MOILANEN, A. et al. **Spatial conservation planning methods and software zonation**. 4. ed. Helsinki, Finland: University of Helsinki, Finland, 2014.

MOILANEN, A.; ARPONEN, A. Administrative regions in conservation:

Balancing local priorities with regional to global preferences in spatial planning. **Biological Conservation**, v. 144, n. 5, p. 1719–1725, maio 2011.

MOILANEN, A.; LEATHWICK, J. R.; QUINN, J. M. Spatial prioritization of conservation management. **Conservation Letters**, v. 4, n. 5, p. 383–393, out. 2011.

NOGUEIRA-FILHO, S. L. G. et al. Stress assessment in white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*). **Suiform Soundings**, v. 11, n. 2, p. 21–28, 2012.

PERES, C. A. et al. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in. **Biological Conservation**, v. 3207, n. 96, p. 115–123, 1996.

PERES, C. A.; PALACIOS, E. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: implications for animal-mediated seed dispersal. **Biotropica**, v. 39, n. 3, p. 304–315, 2007.

PORTUGAL, M. P. et al. Priority areas for jaguar *Panthera onca* conservation in the Cerrado. **ORYX**, p. 1–12, 2019.

PRESSEY, R. L. et al. Conservation planning in a changing world. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 11, p. 583–592, nov. 2007.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 3.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/pages/estatisticas>>. Acesso em: 4 mar. 2019.

PULLIN, A. S. et al. Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? **Biological Conservation**, v. 119, n. 2004, p. 245–252, 2004.

PULLIN, A. S.; SALAFSKY, N. Save the Whales? Save the Rainforest? Save the Data! **Conservation Biology**, v. 24, n. 4, p. 915–917, 2010.

RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning Fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking Management Strategies. **Environmental Management**, v. 26, n. 6, p. 675–684, 2000.

REDFORD, K. H. Emas National Park and the plight of the Brazilian cerrados. **Oryx**, v. 9, n. 4, p. 210–214, 1985.

RIBEIRO, J. W. et al. LandScape Corridors (Lscorridors): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, p. 1425–1432, 1 nov. 2017.

RICHARD-HANSEN, C. et al. Long-term fluctuations of white-lipped peccary populations in French Guiana. **Mammalia**, 2014.

RICHARD E. BODMER et al. Certification of the peccary pelt trade: A strategy for managing bush meat hunting in the Peruvian Amazon. **Suiform Soundings**, v. 4, n. 1, p. 5–12, 2004.

ROBERT, A. et al. Defining reintroduction success using IUCN criteria for threatened species: A demographic assessment. **Animal Conservation**, v. 18, n. 5, p. 397–406, 1 out. 2015.

ROLDÁN, A. I.; SIMONETTI, J. A. Plant-Mammal Interactions in Tropical Bolivian Forests with Different Hunting Pressures. **Conservation Biology**, v. 15, n. 3, p. 617–623, 2001.

RUFO, D. A. **Parentesco e diferenciação genética em queixadas (Tayassu pecari) do Pantanal Matogrossense (MS)**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2012.

RUIZ-MIRANDA, C. R. et al. Re-introduction and translocation of golden lion tamarins, Atlantic Coastal Forest, Brazil: the creation of a metapopulation. In: SOORAE, P. S. (Ed.). **Global re-introduction perspectives: Additional case-studies from around the globe**. Abu Dhabi, UAE: IUCN/SSC Re-introduction

Specialist Group & Environment Agency - Abu Dhabi, 2010. p. 225–230.

SAINSBURY, A. W.; VAUGHAN-HIGGINS, R. J. Analyzing Disease Risks Associated with Translocations. **Conservation Biology**, v. 26, n. 3, p. 442–452, 1 jun. 2012.

SAPKOTA, S. et al. Economic Analysis of Electric Fencing for Mitigating Human-wildlife Conflict in Nepal. **Journal of Resources and Ecology**, 2014.

SCHALLER, G. B. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. **Arquivos de Zoologia**, v. 31, n. 1, p. 1–36, 1983.

SEDDON, P. J.; STRAUSS, W. M.; INNES, J. Animal Translocations: What Are They and Why Do We Do Them? In: EWEN, J. G.; ARMSTRONG, D. P.; PARKER, K. A. (Eds.). . **Reintroduction Biology: Integrating Science and Management**. 1. ed. Oxford, UK: by John G. Ewen, Doug P. Armstrong, Kevin A. Parker and Philip J. Seddon. © 2012 Blackwell Publishing Ltd., 2012. p. 1–31.

SITATI, N. W. et al. **Predicting spatial aspects of human-elephant conflict** **Journal of Applied Ecology**. [s.l: s.n.].

SOWLS, L. K. **Javelinas and Other Peccaries: Their Biology, Management, and Use**. 2nd. ed. Tucson, Arizona: Texas A&M University Press, 1997.

TABER, A. et al. **El destino de los arquitectos de los bosques neotropicales: evaluación de la distribución y el estado de conservación de los pecaríes labiados y los tapires de tierras bajas**. New York: [s.n.].

TEIXEIRA, C. P. et al. Revisiting translocation and reintroduction programmes: the importance of considering stress. **Animal Behaviour**, v. 73, n. 1, p. 1–13, jan. 2007.


THE WORLD BANK. **World Development Indicators**. Disponível em: <<https://databank.worldbank.org/reports.aspx?source=2&series=AG.LND.AGRI.ZS&>

country=#>. Acesso em: 17 ago. 2019.

TUANMU, M. N.; JETZ, W. A global, remote sensing-based characterization of terrestrial habitat heterogeneity for biodiversity and ecosystem modelling. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 11, p. 1329–1339, 1 nov. 2015.

WOLF, C. M. et al. Avian and Mammalian Translocations: Update and Reanalysis of 1987 Survey Data. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 1142–1154, 11 mar. 1996.

## 4. ANEXO A - Questionário de consulta a unidades de conservação



Presença de queixadas (*Tayassu pecari*) em áreas protegidas

Prezados,

Recentemente o conflito entre agricultores e queixadas (*Tayassu pecari*) no entorno do Parque Nacional das Emas exigiu que o ICMBio iniciasse ações para mitigação dos danos causados pelos animais nas lavouras da região.

Uma das medidas possíveis é a retirada de indivíduos da região do PN das Emas e introdução em áreas de ocorrência histórica da espécie. Essa translocação ocorreria com a finalidade de reintroduzir a espécie ou reforçar as populações em outras unidades de conservação.

Esse pequeno formulário, não deve exigir mais que 5 minutos para ser respondido e nos trará informações sobre a população de queixadas na Unidade de Conservação e seu entorno. Sua resposta subsidiará análises para a identificação de áreas protegidas que possam receber os animais que eventualmente forem translocados.

Agradecemos a sua resposta.

**\*Obrigatório**

Endereço de e-mail \*

Seu e-mail

Formulário on-line para investigação de queixadas em áreas protegidas.

Acesso em:

<https://docs.google.com/forms/d/e/1FAIpQLSeDKxGsgGeaL3u9ZIRo0QMBxuUTXcoPAjay3OG6H4Zh3BL8kw/viewform>

## Presença de queixadas (Tayassu pecari) em áreas protegidas

Prezados,

Recentemente um conflito entre agricultores e queixadas (Tayassu pecari) exigiu que o ICMBio iniciasse ações para conservação da espécie, considerada Vulnerável, e mitigação dos danos causados às lavouras.

Uma das medidas possíveis para o manejo é a retirada de indivíduos, e posterior introdução em áreas de ocorrência histórica da espécie. Essa translocação ocorreria com a finalidade de conservação da espécie, ou seja, reintroduzir a espécie em áreas em que ela desapareceu ou reforçar as populações pequenas/declinantes em unidades de conservação.

Esse pequeno formulário, não deve exigir mais que 5 minutos para ser respondido e nos trará informações sobre a população de queixadas na Unidade de Conservação e seu entorno. Sua resposta subsidiará análises para a identificação de áreas protegidas que possam receber os animais que eventualmente forem translocados.

Esse questionário, entretanto, não gera a necessidade de nenhuma ação por parte da UC, trata-se apenas de uma sondagem para a criação de modelos pelo CENAP e identificação de possibilidades para tratarmos o caso.

Agradecemos muitíssimo a sua resposta.

ICMBIO/CENAP

\*Obrigatório

**1. Endereço de e-mail \***

---

**2. Nome da Unidade de Conservação \***

---

**3. Unidade da Federação \****Marcar apenas uma oval.*

- AC
- AL
- AP
- AM
- BA
- CE
- DF
- ES
- GO
- MA
- MT
- MS
- MG
- PA
- PB
- PR
- PE
- PI
- RJ
- RN
- RS
- RO
- RR
- SC
- SP
- SE
- TO

**4. Houve ação de levantamento/ monitoramento da fauna de mamíferos na UC? \****Marcar apenas uma oval.*

- a menos de 5 anos
- de 5 a 10 anos
- de 10 a 20 anos
- a mais de 20 anos
- Nunca houve



**5. Há registro, mesmo que antigo, da presença de queixadas (Tayassu pecari) na UC? \***

Marcar apenas uma oval.

- SIM *Ir para a pergunta 5.*
- NÃO *Ir para a pergunta 8.*

**Tayassu pecari**

considerada Vulnerável nas listas nacional e global

**6. O registro de Tayassu pecari mais recente data de: \***

Marcar apenas uma oval.

- menos de 5 anos
- 5 a 10 anos
- 10 a 20 anos
- mais de 20 anos

**7. A população de queixadas, na UC e entorno, aparentemente está \***

Marcar apenas uma oval.

- Desaparecida
- Em declínio
- Estável
- Aumentando
- Sem informações

**8. Há conflito entre agricultores e queixadas na UC ou entorno? \***

Marcar apenas uma oval.

- Sim
- Não

**9. Há, no entorno ou interior da UC, plantação em larga escala de algum dos seguintes cultivos?**

Marque todos os que se aplicam:

Marque todas que se aplicam.

- Milho
- Sorgo
- Milheto
- Soja
- Cana-de-açúcar
- Arroz
- Outro: \_\_\_\_\_

**10. Há registro de porcos asselvajados (Sus scrofa) na UC? \***

como o javali, javaporco, porco monteiro, etc.  
Marcar apenas uma oval.

- SIM  
 NÃO

**11. Há registro de caça frequente na região? \***

Marcar apenas uma oval.

- SIM  
 NÃO

**12. Observações**

Campo para complementação das informações ou comentários sobre o assunto.

---

---

---

---

---

**13. Nome do responsável pelo preenchimento \***

---

Uma cópia das suas respostas será enviada para o endereço de e-mail fornecido

Powered by  
 Google Forms

## 5. ANEXO B – Lista de UCs Seleccionadas

CNUC	NOME
------	------

---

<b>CNUC</b>	<b>NOME</b>
0000.53.1639	APA DA BACIA DOS RIBEIRÕES DO GAMA E CABEÇA de VEADO
0000.53.1640	APA de CAFURINGA
0000.53.1636	APA DO LAGO PARANOÁ
0000.35.1710	APA QUILOMBOS DO MÉDIO RIBEIRA
2390.35.3434	AREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL - PEDREGULHO
0410.33.3000	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL - APA DA PERDIÇÃO
6920.31.1527	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL ÁGUA SANTA de MINAS
0000.31.0405	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL ÁGUAS VERTENTES
0000.00.1521	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL BACIA DO PARAÍBA DO SUL
0000.29.0305	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL BACIA DO RIO de JANEIRO
0000.31.0355	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL BACIA DO RIO PANDEIROS
0600.33.3747	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL BEMPOSTA
2200.31.1528	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL BOM JESUS
5030.35.1961	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL BORORÉ-COLÔNIA
0000.31.0399	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL CACHOEIRA DAS ANDORINHAS
0000.00.0002	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL CAVERNAS DO PERUAÇU
0000.00.0008	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL CHAPADA DO ARARIPE
0000.31.0894	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL COCHÁ E GIBÃO
0000.29.0309	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL COSTA de ITACARÉ/ SERRA GRANDE
0000.00.3696	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA ARARINHA AZUL
0000.00.0003	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA BACIA DO RIO DESCOBERTO
0000.00.0004	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA BACIA DO RIO SÃO BARTOLOMEU
0000.00.0005	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA BACIA DO RIO SÃO JOÃO - MICO LEÃO
0000.31.1771	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MACHADO
0000.23.0954	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA BICA DO IPÚ
0000.51.0461	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA CHAPADA DOS GUIMARÃES
0000.23.0962	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA LAGOA DA JIJOCA
0000.23.0953	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA LAGOA DO URUAÚ
0520.32.2920	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA LAGOA GRANDE
0000.27.0921	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA MARITUBA DO PEIXE
0227.33.2849	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA PEDRA LISA
0000.23.0948	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA SERRA DA ARATANHA
0000.52.1753	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA SERRA DAS GALÉS E DA PORTARIA
0000.23.0946	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA SERRA de BATURITÉ

<b>CNUC</b>	<b>NOME</b>
0000.29.1569	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA SERRA DO OURO
0000.52.1749	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA SERRA DOURADA
0000.51.0453	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DAS CABECEIRAS DO RIO CUIABÁ
0000.17.1491	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DAS NASCENTES de ARAGUAINA
0000.00.0028	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DAS NASCENTES DO RIO VERMELHO
0950.35.1570	AREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL de CAMPINAS
0000.00.0010	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL de PETRÓPOLIS
0000.00.0018	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL de PIAÇABUÇU
0000.29.1017	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL de SÃO DESIDÉRIO
0350.33.1879	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL de TINGUÁ
0000.31.2612	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO ALTO DO MUCURI
0000.33.2805	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO ALTO IGUAÇU
5930.31.3727	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO BOQUEIRÃO DA MIRA
0000.00.3655	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO BOQUEIRÃO DA ONÇA
0000.27.0920	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO CATOLÉ E FERNÃO VELHO
0000.23.0951	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO ESTUÁRIO DO RIO CEARÁ - RIO MARANGUAPINHO
0000.41.0501	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO IRAÍ
0660.52.3592	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO LIMOEIRO
0000.41.0526	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO PASSAUNA
0000.00.0023	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO PLANALTO CENTRAL
0000.23.0959	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO RIO PACOTI
0000.29.1016	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO RIO PRETO
0000.41.0506	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO RIO VERDE
0000.51.0478	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO SALTO MAGESSI
0000.21.1892	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS MORROS GARAPENSES
0000.52.1750	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS PIRENEUS
0000.41.0498	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL ESTADUAL DA ESCARPA DEVONIANA
0000.41.0548	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL ESTADUAL DA SERRA DA ESPERANÇA
0000.41.0502	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL ESTADUAL DO PIRAQUARA
0000.50.1579	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL ESTRADA PARQUE de PIRAPUTANGA
0000.31.0402	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL FERNÃO DIAS
0000.17.1500	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL FOZ DO RIO SANTA TEREZA
0000.29.0314	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL GRUTAS DOS BREJÕES / VEREDAS DO ROMÃO GRAMACHO
0000.00.0021	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL IBIRAPUITÃ

<b>CNUC</b>	<b>NOME</b>
0000.17.1501	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL ILHA DO BANANAL/CANTÃO
0000.00.0025	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL ILHAS E VÁRZEAS DO RIO PARANÁ
0350.33.1878	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL JACERUBA
0000.17.1499	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL JALAPÃO
0000.52.0353	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL JOÃO LEITE
0000.17.1497	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGO de PALMAS
0000.17.1494	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGO de PEIXE/ANGICAL
0000.17.1493	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGO de SANTA ISABEL
0000.17.1492	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGO de SÃO SALVADOR DO TOCANTINS, PARANÃ E PALMEIRÓPOLIS
0000.29.1015	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGO de SOBRADINHO
0000.29.0329	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGOA de ITAPARICA
0000.29.0312	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGOA ENCANTADA
0000.31.0407	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAJEDÃO
0000.29.0311	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MARIMBUS / IRAQUARA
0000.00.0024	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MEANDROS DO ARAGUAIA
0300.33.1944	AREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MIRACEMA
0000.00.0027	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MORRO DA PEDREIRA
0340.51.2832	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL DO ARICÁ-AÇU
5030.35.1959	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL DO CAPIVARI-MONOS
0130.32.2601	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL DO MONTE MOCHUARA
0430.33.1897	AREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL SERRA DO SAMBÊ
0000.51.1896	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL NASCENTES DO RIO PARAGUAI
0000.24.1472	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL PIQUIRI-UNA
0000.52.0900	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL POUSO ALTO
0220.33.3035	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL RAPOSO
0000.50.1578	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL RIO CÊNICO ROTAS MONÇOEIRAS
0480.33.2912	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL RIO DO COLÉGIO
0000.29.0327	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SANTO ANTÔNIO
0000.29.0322	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA BRANCA / RASO DA CATARINA
0000.00.0029	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DA IBIAPABA
0000.52.1751	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DA JIBÓIA
0000.00.0011	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DA MANTIQUEIRA
0000.00.1683	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DA MERUOCA
0000.00.0012	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DA TABATINGA
0000.29.0307	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DO BARBADO

<b>CNUC</b>	<b>NOME</b>
0000.17.1498	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DO LAJEADO
0000.31.0408	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DO SABONETAL
0910.42.2923	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DONA FRANCISCA
0000.31.0361	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA SÃO JOSÉ
0000.31.0400	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SUL-RMBH
0600.33.3745	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL VALE DO MORRO DA TORRE
0000.31.0370	ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL VARGEM DAS FLORES
0000.00.0045	ÁREA de RELEVANTE INTERESSE ECOLÓGICA SERRA DA ABELHA
0000.29.0298	ÁREA de RELEVANTE INTERESSE ECOLÓGICO NASCENTE DO RIO de CONTAS
0000.29.0300	ÁREA de RELEVANTE INTERESSE ECOLÓGICO SERRA DO OROBÓ
0000.53.1642	ARIE PARQUE JK
0000.26.3314	PROTEÇÃO ECOLOGICA BITA E UTINGA
0000.35.0817	ESTAÇÃO ECOLÓGICA CHAÚAS
0000.00.0075	ESTAÇÃO ECOLÓGICA DA SERRA DAS ARARAS
0000.31.1756	ESTAÇÃO ECOLÓGICA de ACAUÃ
0000.00.0048	ESTAÇÃO ECOLÓGICA de AIUABA
0000.00.0055	ESTAÇÃO ECOLÓGICA de IQUÊ
0000.00.0261	ESTAÇÃO ECOLÓGICA de MATA PRETA
0000.00.0059	ESTAÇÃO ECOLÓGICA de MURICI
0000.31.0417	ESTAÇÃO ECOLÓGICA de SAGARANA
0000.00.0062	ESTAÇÃO ECOLÓGICA de TAIAMÃ
0000.00.0065	ESTAÇÃO ECOLÓGICA de URUÇUÍ-UNA
0000.35.0911	ESTAÇÃO ECOLÓGICA de XITUÉ
0000.00.0066	ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO CASTANHÃO
0000.29.0898	ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO RIO PRETO
0000.51.0451	ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO RIO RONURO
0000.35.0857	ESTAÇÃO ECOLÓGICA DOS CAETETUS
0000.43.1995	ESTAÇÃO ECOLÓGICA ESTADUAL ARATINGA
0000.33.1481	ESTAÇÃO ECOLÓGICA ESTADUAL de GUAXINDIBA
0000.29.0294	ESTAÇÃO ECOLÓGICA ESTADUAL WENCESLAU GUIMARÃES
0000.35.0808	ESTAÇÃO ECOLÓGICA JATAÍ
0000.00.0073	ESTAÇÃO ECOLÓGICA MICO LEÃO PRETO
0000.26.3312	ESTAÇÃO ECOLÓGICA SERRA DA CANOA
0000.00.0076	ESTACAO ECOLOGICA SERRA GERAL DO TOCANTINS
0797.50.3546	ESTAÇÃO ECOLÓGICA VEREDAS de TAQUARUSSU
0000.52.1754	FLORESTA ESTADUAL DO ARAGUAIA

<b>CNUC</b>	<b>NOME</b>
0000.31.0896	FLORESTA ESTADUAL DO UAIMII
0000.35.0852	FLORESTA ESTADUAL EDMUNDO NAVARRO de ANDRADE
0000.00.0086	FLORESTA NACIONAL de BRASÍLIA
0000.00.0079	FLORESTA NACIONAL de CAPÃO BONITO
0000.00.0081	FLORESTA NACIONAL de CONTENDAS DO SINCORÁ
0000.00.0090	FLORESTA NACIONAL de CRISTÓPOLIS
0000.00.0094	FLORESTA NACIONAL de IPANEMA
0000.00.0125	FLORESTA NACIONAL de IRATI
0000.00.1605	FLORESTA NACIONAL de NEGREIROS
0000.00.0122	FLORESTA NACIONAL de RIO PRETO
0000.00.0115	FLORESTA NACIONAL DO ARARIPE-APODI
0000.17.1489	MONUMENTO NATURAL DAS ÁRVORES FOSSILIZADAS
0000.00.1812	MONUMENTO NATURAL DO RIO SÃO FRANCISCO
0000.35.1968	MONUMENTO NATURAL ESTADUAL DA PEDRA DO BAÚ
0000.35.1967	MONUMENTO NATURAL ESTADUAL DA PEDRA GRANDE
0000.33.3547	MONUMENTO NATURAL ESTADUAL DA SERRA DA BELEZA
0000.31.2621	MONUMENTO NATURAL ESTADUAL de ITATIAIA
0000.31.2610	MONUMENTO NATURAL ESTADUAL SERRA DA MOEDA
0000.32.2319	MONUMENTO NATURAL ESTADUAL SERRA DAS TORRES
0000.31.2624	MONUMENTO NATURAL ESTADUAL VÁRZEA DO LAGEADO E SERRA DO RAI0
0000.51.0454	PARQUE ESTADUAL ÁGUAS DO CUIABÁ
0000.52.0899	PARQUE ESTADUAL ALTAMIRO de MOURA PACHECO
0000.31.1773	PARQUE ESTADUAL ALTO DO CARIRI
0000.31.1776	PARQUE ESTADUAL CAMINHO DOS GERAIS
0000.35.0810	PARQUE ESTADUAL CARLOS BOTELHO
0000.35.1675	PARQUE ESTADUAL CAVERNA DO DIABO
0000.33.1620	PARQUE ESTADUAL CUNHAMBEBE
0000.35.0854	PARQUE ESTADUAL DA CAMPINA DO ENCANTADO
0000.33.2721	PARQUE ESTADUAL DA LAGOA DO AÇU
0000.33.2722	PARQUE ESTADUAL DA PEDRA SELADA
0000.41.2260	PARQUE ESTADUAL DA SERRA DA ESPERANÇA
0000.52.1738	PARQUE ESTADUAL DA SERRA de CALDAS NOVAS
0000.31.0890	PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO CABRAL
0000.29.0325	PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO CONDURU
0000.29.2026	PARQUE ESTADUAL DA SERRA DOS MONTES ALTOS
0000.52.1745	PARQUE ESTADUAL DA SERRA DOURADA

<b>CNUC</b>	<b>NOME</b>
0000.23.1933	PARQUE ESTADUAL DAS CARNAÚBAS
0000.35.0825	PARQUE ESTADUAL DAS FURNAS DO BOM JESUS
0000.50.0421	PARQUE ESTADUAL DAS NASCENTES DO RIO TAQUARI
0000.29.0297	PARQUE ESTADUAL DAS SETE PASSAGENS
0000.50.0420	PARQUE ESTADUAL DAS VÁRZEAS DO RIO IVINHEMA
0000.35.0800	PARQUE ESTADUAL de CAMPOS DO JORDÃO
0000.35.1966	PARQUE ESTADUAL de ITABERABA
0000.35.1965	PARQUE ESTADUAL de ITAPETINGA
0000.31.2329	PARQUE ESTADUAL de PARACATU
0000.52.1743	PARQUE ESTADUAL de PARAÚNA
0000.52.1740	PARQUE ESTADUAL de TERRA RONCA
0000.35.0845	PARQUE ESTADUAL DO AGUAPEÍ
0000.51.1917	PARQUE ESTADUAL DO ARAGUAIAA
0000.41.0514	PARQUE ESTADUAL DO BOGUAÇU
0000.17.1487	PARQUE ESTADUAL DO CANTÃO
0000.33.1479	PARQUE ESTADUAL DO DESENGANO
0000.51.0477	PARQUE ESTADUAL DO GUIRÁ
0000.17.1486	PARQUE ESTADUAL DO JALAPÃO
0000.35.0801	PARQUE ESTADUAL DO JURUPARÁ
0000.17.1488	PARQUE ESTADUAL DO LAJEADO
0000.33.2904	PARQUE ESTADUAL DO MENDANHA
0000.29.0296	PARQUE ESTADUAL DO MORRO DO CHAPÉU
0000.35.0816	PARQUE ESTADUAL DO MORRO DO DIABO
0000.50.0423	PARQUE ESTADUAL DO PANTANAL DO RIO NEGRO
0000.43.2003	PARQUE ESTADUAL DO PODOCARPUS
0000.31.0394	PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE
0000.35.0870	PARQUE ESTADUAL DO RIO PEIXE
0000.35.1969	PARQUE ESTADUAL DO RIO TURVO
0000.51.0460	PARQUE ESTADUAL DOM OSÓRIO STOFFEL
0000.52.1739	PARQUE ESTADUAL DOS PIRINEUS
0000.51.1916	PARQUE ESTADUAL ENCONTRO DAS ÁGUAS
0000.31.0387	PARQUE ESTADUAL GRÃO MOGOL
0000.35.1676	PARQUE ESTADUAL INTERVALES
0000.35.1678	PARQUE ESTADUAL LAGAMAR de CANANEIA
0000.31.0390	PARQUE ESTADUAL LAGOA DO CAJUEIRO
0000.31.0391	PARQUE ESTADUAL MATA SECA
0000.31.1770	PARQUE ESTADUAL PAU FURADO



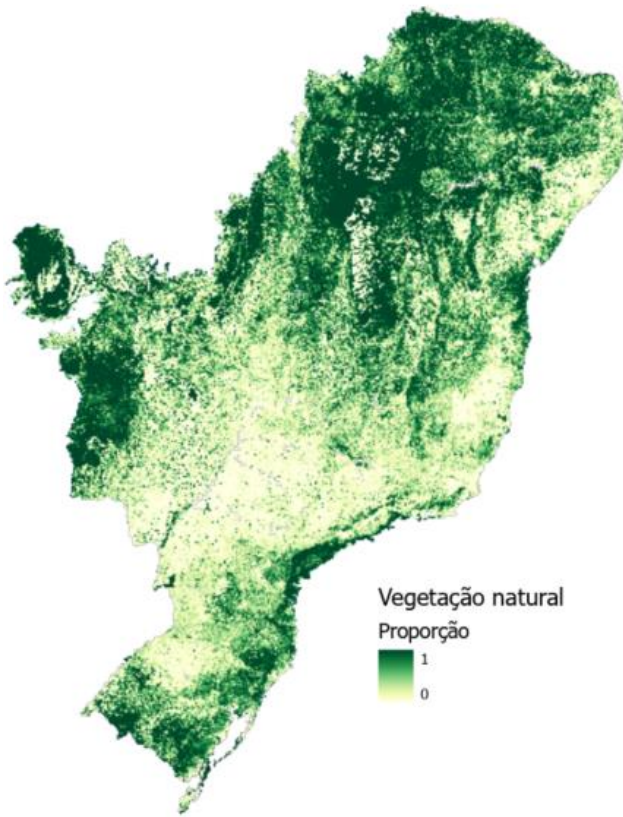
<b>CNUC</b>	<b>NOME</b>
0000.31.0404	PARQUE ESTADUAL PICO DO ITAMBÉ
0000.35.1964	PARQUE ESTADUAL RESTINGA de BERTIOGA
0000.31.0409	PARQUE ESTADUAL RIO CORRENTE
0000.31.0362	PARQUE ESTADUAL RIO PRETO
0000.51.0472	PARQUE ESTADUAL SERRA AZUL
0000.31.1780	PARQUE ESTADUAL SERRA DA BOA ESPERANÇA
0000.31.0410	PARQUE ESTADUAL SERRA DA CANDONGA
0000.31.0386	PARQUE ESTADUAL SERRA DAS ARARAS
0000.31.0385	PARQUE ESTADUAL SERRA DO BRIGADEIRO
0000.31.1762	PARQUE ESTADUAL SERRA DO INTENDENTE
0000.31.2619	PARQUE ESTADUAL SERRA DO OURO BRANCO
0000.31.0406	PARQUE ESTADUAL SERRA DO PAPAGAIO
0000.31.0398	PARQUE ESTADUAL SERRA DO ROLA MOÇA
0000.31.0393	PARQUE ESTADUAL SERRA NEGRA
0000.31.0888	PARQUE ESTADUAL SERRA NOVA
0000.51.0462	PARQUE ESTADUAL SERRA SANTA BÁRBARA
0000.35.0826	PARQUE ESTADUAL TURÍSTICO DO ALTO DO RIBEIRA
0000.00.0135	PARQUE NACIONAL CAVERNAS DO PERUAÇU
0000.00.0137	PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DIAMANTINA
0000.00.0138	PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DOS GUIMARÃES
0000.00.0139	PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DOS VEADEIROS
0000.00.2633	PARQUE NACIONAL DA FURNA FEIA
0000.00.0143	PARQUE NACIONAL DA SERRA DA BODOQUENA
0000.00.0144	PARQUE NACIONAL DA SERRA DA CANASTRA
0000.00.1909	PARQUE NACIONAL DA SERRA DAS LONTRAS
0000.00.0147	PARQUE NACIONAL DA SERRA de ITABAIANA
0000.00.3136	PARQUE NACIONAL DA SERRA DO GANDARELA
0000.00.0152	PARQUE NACIONAL DA SERRA DOS ORGÃOS
0000.00.0153	PARQUE NACIONAL DA SERRA GERAL
0000.00.0154	PARQUE NACIONAL DA TIJUCA
0000.00.0262	PARQUE NACIONAL DAS ARAUCÁRIAS
0000.00.0155	PARQUE NACIONAL DAS EMAS
0000.00.0156	PARQUE NACIONAL DAS NASCENTES DO RIO PARNAIBA
0000.00.0157	PARQUE NACIONAL DAS SEMPRE VIVAS
0000.00.1908	PARQUE NACIONAL de BOA NOVA
0000.00.0159	PARQUE NACIONAL de BRASÍLIA
0000.00.0160	PARQUE NACIONAL de CAPARAO

<b>CNUC</b>	<b>NOME</b>
0000.00.0161	PARQUE NACIONAL de ILHA GRANDE
0000.00.0164	PARQUE NACIONAL de SAINT-HILAIRE/LANGE
0000.00.0165	PARQUE NACIONAL de SÃO JOAQUIM
0000.00.0166	PARQUE NACIONAL de SETE CIDADES
0000.00.0167	PARQUE NACIONAL de UBAJARA
0000.00.1910	PARQUE NACIONAL DO ALTO CARIRI
0000.00.0168	PARQUE NACIONAL DO ARAGUAIA
0000.00.3652	PARQUE NACIONAL DO BOQUEIRÃO DA ONÇA
0000.00.0170	PARQUE NACIONAL DO CATIMBAU
0000.00.0171	PARQUE NACIONAL DO DESCOBRIMENTO
0000.00.0172	PARQUE NACIONAL DO IGUAÇU
0000.00.0184	PARQUE NACIONAL DO ITATIAIA
0000.00.0182	PARQUE NACIONAL DO MONTE PASCOAL
0000.00.0175	PARQUE NACIONAL DO PANTANAL MATOGROSSENSE
0000.00.0277	PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS GERAIS
0000.00.0183	PARQUE NACIONAL GRANDE SERTÃO VEREDAS
0000.00.3137	PARQUE NACIONAL GUARICANA
0000.00.0176	PARQUE NACIONAL PAU BRASIL
0000.00.0141	PARQUE NACIONAL RESTINGA de JURUBATIBA
0000.00.0146	PARQUE NACIONAL SERRA DAS CONFUSÕES
0570.50.3619	PARQUE NATURAL MUNICIPAL de NAVIRAÍ
1270.52.2800	PARQUE NATURAL MUNICIPAL DO PEQUI
0830.50.2847	PARQUE NATURAL MUNICIPAL DO POMBO
0580.33.1895	PARQUE NATURAL MUNICIPAL MONTANHAS de TERESÓPOLIS
1830.52.3515	PARQUE NATURAL MUNICIPAL RIBEIRÃO DA PRATA
0000.35.1689	RDS DO DESPRAIADO
0000.00.3694	REFÚGIO DA VIDA SILVESTRE DA ARARINHA AZUL
0000.26.3320	REFÚGIO DA VIDA SILVESTRE RIACHO PONTAL
0000.26.3318	REFÚGIO DA VIDA SILVESTRE TATU-BOLA
0000.43.2006	REFÚGIO de VIDA SILVESTRE BANHADO DOS PACHECOS
0000.51.0475	REFÚGIO de VIDA SILVESTRE CORIXÃO DA MATA AZUL
0000.29.2016	REFÚGIO de VIDA SILVESTRE DA SERRA DOS MONTES ALTOS
0300.33.1945	REFÚGIO de VIDA SILVESTRE DA VENTANIA
0000.00.1907	REFÚGIO de VIDA SILVESTRE de BOA NOVA
0830.42.3770	REFÚGIO de VIDA SILVESTRE de ITAPEMA
0000.00.1880	REFÚGIO de VIDA SILVESTRE de UNA
0090.33.3154	REFÚGIO de VIDA SILVESTRE DO CHAUA

<b>CNUC</b>	<b>NOME</b>
0000.00.0278	REFÚGIO de VIDA SILVESTRE DOS CAMPOS de PALMAS
0000.33.3549	REFÚGIO de VIDA SILVESTRE ESTADUAL DO MÉDIO PARAÍBA
0000.31.3038	REFÚGIO de VIDA SILVESTRE ESTADUAL MACAÚBAS
0000.26.3319	REFÚGIO de VIDA SILVESTRE MATAS de ÁGUA AZUL
0270.33.3270	REFÚGIO de VIDA SILVESTRE MUNICIPAL DAS SERRAS de MARICÁ
0000.00.0219	REFÚGIO de VIDA SILVESTRE VEREDAS DO OESTE BAIANO
0000.31.0937	REFÚGIO ESTADUAL de VIDA SILVESTRE LIBÉLULAS DA SERRA de SÃO JOSÉ
0000.31.1774	REFÚGIO ESTADUAL de VIDA SILVESTRE MATA DOS MURIQUIS
0000.00.0191	RESERVA BIOLÓGICA AUGUSTO RUSCHI
0000.00.2634	RESERVA BIOLÓGICA BOM JESUS
0000.51.0457	RESERVA BIOLÓGICA CULUENE
0000.00.0192	RESERVA BIOLÓGICA DA CONTAGEM
0000.00.0193	RESERVA BIOLÓGICA DA MATA ESCURA
0000.43.2010	RESERVA BIOLÓGICA DA SERRA GERAL
0000.00.0276	RESERVA BIOLÓGICA DAS ARAUCÁRIAS
0000.00.0275	RESERVA BIOLÓGICA DAS PEROBAS
0000.00.0197	RESERVA BIOLÓGICA de PEDRA TALHADA
0000.00.0215	RESERVA BIOLÓGICA de POÇO DAS ANTAS
0000.00.0199	RESERVA BIOLÓGICA de SANTA ISABEL
0000.00.0201	RESERVA BIOLÓGICA de SOORETAMA
0000.00.0202	RESERVA BIOLÓGICA de UNA
0000.00.0212	RESERVA BIOLÓGICA DO TINGUÁ
0000.42.1830	RESERVA BIOLÓGICA ESTADUAL DO SASSAFRAS
0000.00.0196	RESERVA BIOLÓGICA GUARIBAS
0000.31.0415	RESERVA BIOLÓGICA JAÍBA
0000.00.0217	RESERVA BIOLÓGICA UNIÃO
0000.00.3135	RESERVA de DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL NASCENTES GERAIZEIRAS
0000.31.0416	RESERVA de DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL VEREDAS DO ACARI
0000.00.0286	RESERVA EXTRATIVISTA DO RECANTO DAS ARARAS de TERRA RONCA
0000.00.1564	RESERVA EXTRATIVISTA CHAPADA LIMPA
0000.00.1519	RESERVA EXTRATIVISTA DO CIRIÁCO
0000.00.0240	RESERVA EXTRATIVISTA EXTREMO NORTE DO TOCANTINS
0000.00.0287	RESERVA EXTRATIVISTA LAGO DO CEDRO
0000.00.0226	RESERVA EXTRATIVISTA MATA GRANDE

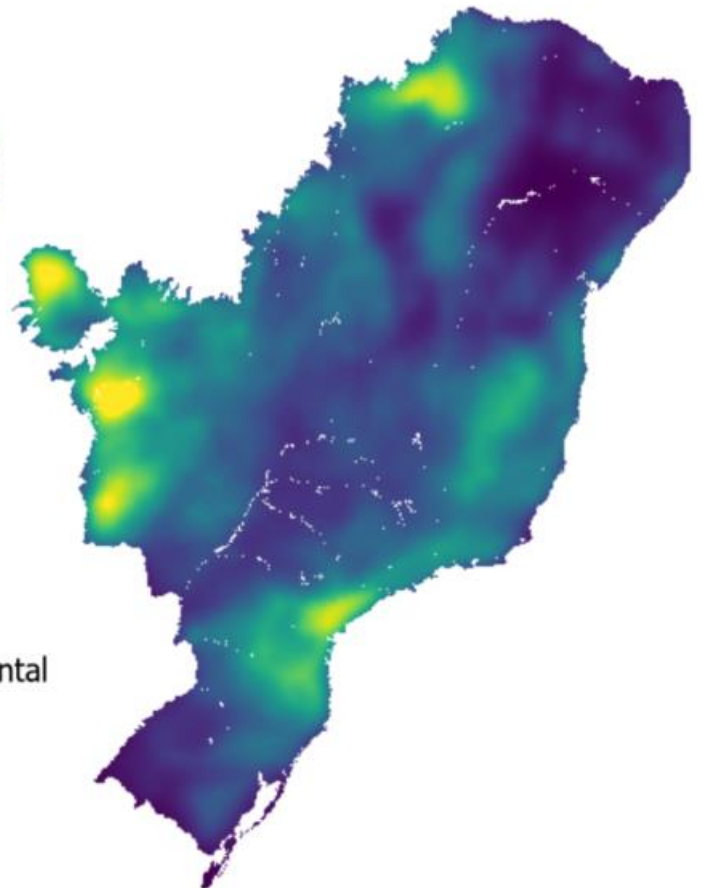
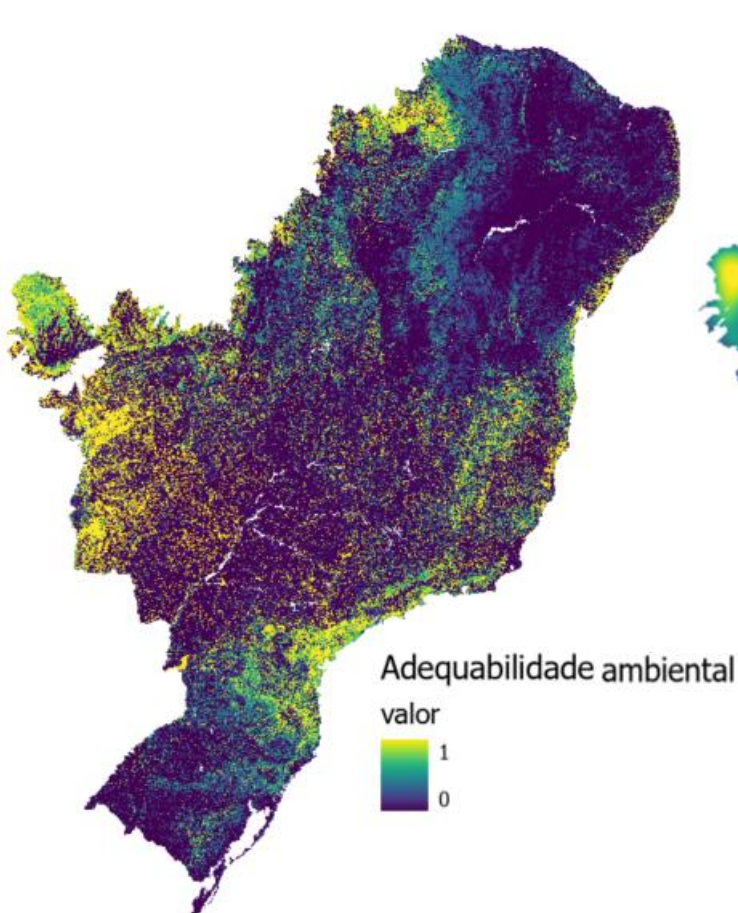
<b>CNUC</b>	<b>NOME</b>
0000.00.2744	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL BICO DO JAVAÉS
0000.50.2567	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL CACHOEIRAS DO SÃO BENTO
0000.00.2099	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL EMILIO EINSFELD FILHO
0000.00.2102	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL ESTÂNCIA CAIMAN
0000.33.2717	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL FAZENDA CARUARA
0000.00.1241	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL FAZENDA LAGEADO
0000.50.2773	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL FAZENDA SANTA SOFIA
0000.50.1981	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL FAZENDA SANTO ANTÔNIO- LOTE 1 C
0000.50.1980	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL FAZENDA SÃO PEDRO
0000.00.2711	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL GRANDE FLORESTA DAS ARAUCÁRIAS
0000.50.2754	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL POLEIRO GRANDE
0000.00.2183	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL RESERVA NATURAL DO TOMBADOR
0000.00.2184	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL RESERVA NATURAL ENGENHEIRO ELIEZER BATISTA
0000.50.2751	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL SANTA CECÍLIA II
0000.00.2234	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL VEREDAS DO PRATUDINHO
0000.00.3684	RPPN FLOR DO CERRADO III
0000.35.2317	RPPN MOSQUITO

## 6. ANEXO C – *Rasters* utilizados na priorização



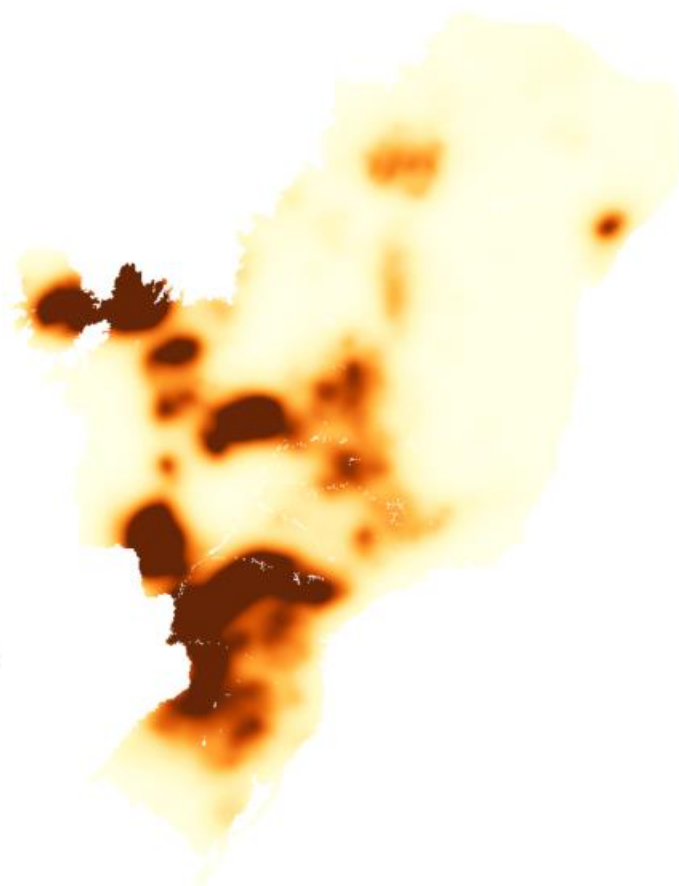
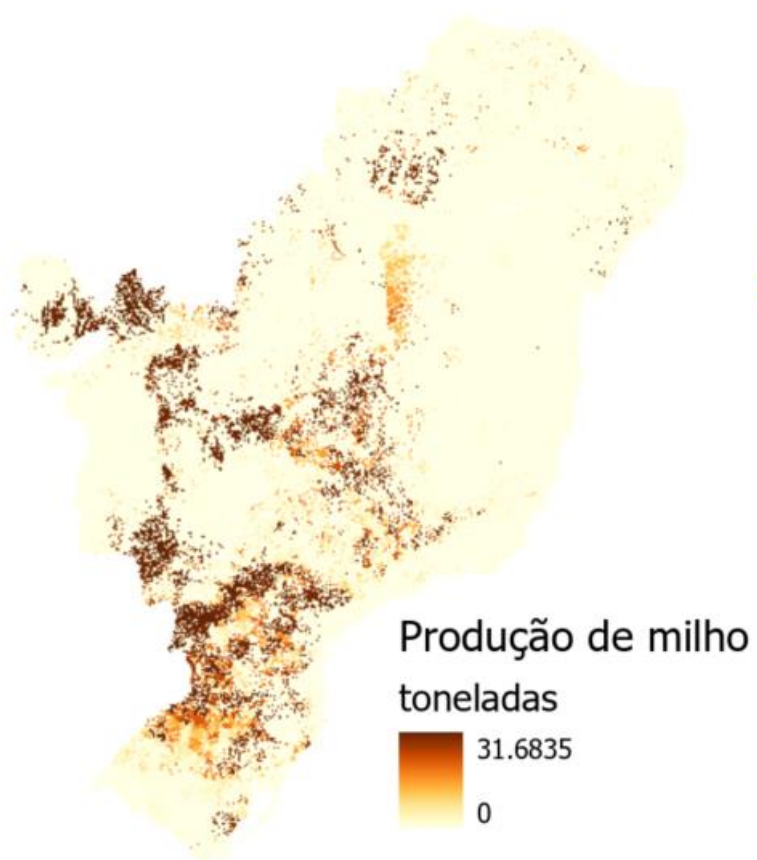
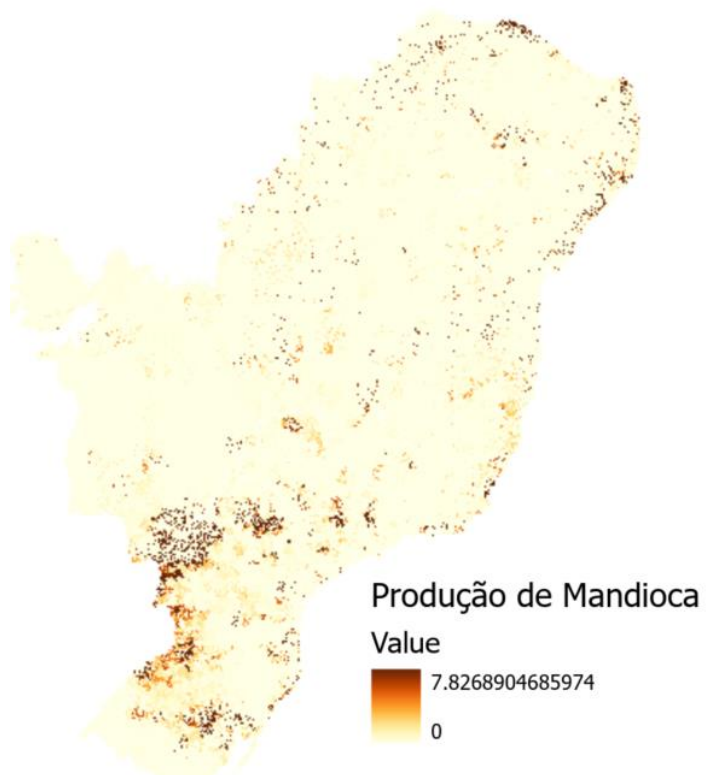
*Rasters de entrada*

*Rasters após Smooth*



*Rasters de entrada*

*Rasters após Smooth*



## 7. ANEXO D – Tabela de Unidades de Conservação nas PCU - Modelo intrabioma

Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking	
PARQUE NACIONAL SERRA DAS CONFUSÕES	PI	Caatinga	8142	98%	62534	0.95761	*†
PARQUE NACIONAL DA FURNA FEIA	RN	Caatinga	85	99%	654	0.92686	.†
ÁREA de RELEVANTE INTERESSE ECOLÓGICO NASCENTE DO RIO de CONTAS	BA	Caatinga	48	99%	366	0.90749	.†
PARQUE NACIONAL DO BOQUEIRÃO DA ONÇA	BA	Caatinga	2679	76%	20577	0.90321	*†
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DO BARBADO	BA	Caatinga	668	97%	5133	0.90194	
PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DIAMANTINA	BA	Caatinga	1449	94%	11127	0.89560	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGO de SOBRADINHO	BA	Caatinga	5371	43%	41252	0.88725	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGOA de ITAPARICA	BA	Caatinga	612	77%	4704	0.86718	.†
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO BOQUEIRÃO DA ONÇA	BA	Caatinga	985	19%	7567	0.86363	*†
ÁREA de RELEVANTE INTERESSE ECOLÓGICO SERRA DO OROBÓ	BA	Caatinga	70	94%	540	0.85502	

Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DA IBIAPABA	CE, PI	Caatinga	333	2%	2557	0.85454
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MARIMBUS / IRAQUARA	BA	Caatinga	239	19%	1837	0.84008
ESTAÇÃO ECOLÓGICA de IQUÊ	MT	Cerrado	2226	99%	17092	0.99907
RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL ESTÂNCIA CAIMAN	MS	Cerrado	55	99%	423	0.99068
PARQUE ESTADUAL RIO PRETO	MG	Cerrado	122	99%	936	0.98075
ESTAÇÃO ECOLÓGICA DA SERRA DAS ARARAS	MT	Cerrado	272	99%	2086	0.97185
PARQUE NACIONAL DAS SEMPRE VIVAS	MG	Cerrado	1242	99%	9535	0.96648 .†
PARQUE ESTADUAL SERRA DO INTENDENTE	MG	Cerrado	135	99%	1038	0.96430
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MORRO DA PEDREIRA	MG	Cerrado	1318	99%	10120	0.96268
ESTAÇÃO ECOLÓGICA de ACAUÃ	MG	Cerrado	65	99%	496	0.94618
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO RIO PRETO	BA	Cerrado	3019	26%	23189	0.93962
ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO RIO PRETO	BA	Cerrado	49	99%	375	0.93762
PARQUE NATURAL MUNICIPAL DO POMBO	MS	Cerrado	80	99%	616	0.93358
PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO CABRAL	MG	Cerrado	223	99%	1713	0.92695



Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking
PARQUE NACIONAL DA SERRA DA BODOQUENA	MS	Cerrado	407	52%	3123	0.92487
RESERVA EXTRATIVISTA LAGO DO CEDRO	GO	Cerrado	171	98%	1313	0.91438
PARQUE ESTADUAL GRÃO MOGOL	MG	Cerrado	349	99%	2677	0.91351
REFÚGIO de VIDA SILVESTRE ESTADUAL MACAÚBAS	MG	Cerrado	23	99%	175	0.90604
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MEANDROS DO ARAGUAIA	GO, MT, TO	Cerrado	3422	94%	26279	0.89473 *†
FLORESTA ESTADUAL DO ARAGUAIA	GO	Cerrado	221	98%	1701	0.88935
PARQUE NACIONAL DO ARAGUAIA	TO	Cerrado	2354	42%	18080	0.88830 *†
PARQUE ESTADUAL SERRA AZUL	MT	Cerrado	110	99%	845	0.88372
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL POUSO ALTO	GO	Cerrado	3241	38%	24893	0.87140
PARQUE ESTADUAL SERRA NOVA	MG	Cerrado	221	44%	1697	0.85966
PARQUE ESTADUAL DO ARAGUAIA	MT	Cerrado	1399	60%	10741	0.85750
ESTACAO ECOLOGICA SERRA GERAL DO TOCANTINS	TO, BA	Cerrado	440	6%	3381	0.85457
PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DOS VEADEIROS	GO	Cerrado	237	10%	1823	0.84891
REFÚGIO de VIDA SILVESTRE CORIXÃO DA MATA AZUL	MT	Cerrado	353	98%	2709	0.84011

Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGO de SÃO SALVADOR DO TOCANTINS, PARANÃ E PALMEIRÓPOLIS	TO	Cerrado	116	81%	890	0.81483	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGO de PEIXE/ANGICAL	TO	Cerrado	664	87%	5103	0.81408	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL ILHA DO BANANAL/CANTÃO	TO	Cerrado	640	4%	4919	0.81149	
RESERVA EXTRATIVISTA MATA GRANDE	MA	Cerrado	99	85%	759	0.75526	
PARQUE NACIONAL DA SERRA DAS LONTRAS	BA	Mata Atlântica	113	99%	871	0.99777	**†
RESERVA BIOLÓGICA DA MATA ESCURA	MG	Mata Atlântica	509	99%	3909	0.99679	*†
RESERVA BIOLÓGICA de UNA	BA	Mata Atlântica	187	99%	1438	0.98940	*†
REFÚGIO de VIDA SILVESTRE de UNA	BA	Mata Atlântica	232	99%	1785	0.98246	**†
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGOA ENCANTADA	BA	Mata Atlântica	1579	99%	12125	0.98091	
PARQUE NACIONAL PAU BRASIL	BA	Mata Atlântica	189	99%	1454	0.97924	*†
PARQUE ESTADUAL SERRA NEGRA	MG	Mata Atlântica	140	99%	1073	0.97471	.†
PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE	MG	Mata Atlântica	359	99%	2761	0.97382	
PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO CONDURU	BA	Mata Atlântica	92	99%	703	0.97065	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL ÁGUAS VERTENTES	MG	Mata Atlântica	763	99%	5859	0.97062	.†
RESERVA BIOLÓGICA de SOORETAMA	ES	Mata Atlântica	279	99%	2140	0.96798	

Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL COSTA de ITACARÉ/ SERRA GRANDE	BA	Mata Atlântica	625	99%	4801	0.96049
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SANTO ANTÔNIO	BA	Mata Atlântica	256	98%	1966	0.95843
PARQUE ESTADUAL SERRA DA CANDONGA	MG	Mata Atlântica	33	99%	256	0.95822
REFÚGIO ESTADUAL de VIDA SILVESTRE MATA DOS MURIQUIS	MG	Mata Atlântica	26	99%	200	0.95720
PARQUE ESTADUAL RESTINGA de BERTIOGA	SP	Mata Atlântica	93	99%	716	0.95691
PARQUE ESTADUAL CUNHAMBEBE	RJ	Mata Atlântica	380	99%	2915	0.95195
PARQUE NACIONAL DO DESCOBRIMENTO	BA	Mata Atlântica	227	99%	1743	0.94973 **†
FLORESTA NACIONAL de RIO PRETO	ES	Mata Atlântica	28	99%	216	0.94704
PARQUE ESTADUAL ALTO DO CARIRI	MG	Mata Atlântica	60	99%	457	0.94697 .†
RESERVA BIOLÓGICA AUGUSTO RUSCHI	RJ	Mata Atlântica	36	99%	274	0.94599 *†
PARQUE ESTADUAL DO DESENGANO	RJ	Mata Atlântica	214	99%	1644	0.94407
RESERVA BIOLÓGICA DO TINGUÁ	RJ	Mata Atlântica	248	99%	1906	0.93705
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO ALTO DO MUCURI	MG	Mata Atlântica	3236	99%	24853	0.92908
PARQUE NATURAL MUNICIPAL MONTANHAS de TERESÓPOLIS	RJ	Mata Atlântica	44	99%	338	0.92639
PARQUE ESTADUAL RIO CORRENTE	MG	Mata Atlântica	52	99%	397	0.92369

Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking	
PARQUE NACIONAL DO ALTO CARIRI	BA	Mata Atlântica	189	97%	1449	0.92327	
RESERVA BIOLÓGICA UNIÃO	RJ	Mata Atlântica	78	99%	596	0.92221	*†
PARQUE NACIONAL DA SERRA DOS ORGÃOS	RJ	Mata Atlântica	200	99%	1538	0.91970	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL DO CAPIVARI-MONOS	SP	Mata Atlântica	251	99%	1930	0.91784	
PARQUE NACIONAL DO MONTE PASCOAL	BA	Mata Atlântica	198	88%	1522	0.91119	
ESTAÇÃO ECOLÓGICA CHAÚAS	SP	Mata Atlântica	25	99%	192	0.91030	
PARQUE ESTADUAL LAGAMAR de CANANEIA	SP	Mata Atlântica	405	99%	3107	0.91028	*†
RDS DO DESPRAIADO	SP	Mata Atlântica	40	99%	303	0.90963	
FLORESTA ESTADUAL DO UAIMII	MG	Mata Atlântica	43	98%	327	0.90608	
PARQUE ESTADUAL DA CAMPINA DO ENCANTADO	SP	Mata Atlântica	31	99%	240	0.90185	
PARQUE NACIONAL de BOA NOVA	BA	Mata Atlântica	121	99%	926	0.89872	.†
RESERVA BIOLÓGICA de POÇO DAS ANTAS	RJ	Mata Atlântica	48	95%	372	0.89809	.†
PARQUE ESTADUAL DA PEDRA SELADA	RJ	Mata Atlântica	80	99%	617	0.89655	**σ
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL de PETRÓPOLIS	RJ	Mata Atlântica	675	98%	5185	0.88772	.σ
PARQUE NACIONAL DO ITATIAIA	MG, RJ	Mata Atlântica	281	99%	2157	0.88665	*†

Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking
RESERVA de DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL NASCENTES GERAIZEIRAS	MG	Mata Atlântica	315	81%	2416	0.88349
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA SERRA DO OURO	BA	Mata Atlântica	497	97%	3818	0.88315
PARQUE ESTADUAL DO RIO TURVO	SP	Mata Atlântica	709	95%	5448	0.88289
REFÚGIO de VIDA SILVESTRE de BOA NOVA	BA	Mata Atlântica	150	99%	1154	0.87544
MONUMENTO NATURAL ESTADUAL DA SERRA DA BELEZA	RJ	Mata Atlântica	53	96%	407	0.87481
PARQUE NACIONAL de CAPARAO	ES, MG	Mata Atlântica	279	87%	2145	0.87202
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL CACHOEIRA DAS ANDORINHAS	MG	Mata Atlântica	142	98%	1087	0.87055
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SUL-RMBH	MG	Mata Atlântica	1202	73%	9233	0.87030 .σ
PARQUE NACIONAL DA SERRA DO GANDARELA	MG	Mata Atlântica	299	95%	2294	0.87016 .σ
RESERVA BIOLÓGICA BOM JESUS	PR	Mata Atlântica	342	99%	2625	0.86851 *†
PARQUE ESTADUAL CAVERNA DO DIABO	SP	Mata Atlântica	142	35%	1087	0.86099
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL BORORÉ-COLÔNIA	SP	Mata Atlântica	87	96%	667	0.85640
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO BOQUEIRÃO DA MIRA	MG	Mata Atlântica	83	96%	639	0.85116
PARQUE ESTADUAL DO JURUPARÁ	SP	Mata Atlântica	136	51%	1041	0.85113 *†

Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking
PARQUE ESTADUAL de ITAPETINGA	SP	Mata Atlântica	27	26%	205	0.85013
PARQUE ESTADUAL de ITABERABA	SP	Mata Atlântica	149	98%	1143	0.84849
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL DO MONTE MOCHUARA	ES	Mata Atlântica	26	99%	201	0.84652
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DA BACIA DO RIO SÃO JOÃO - MICO LEÃO	RJ	Mata Atlântica	990	65%	7600	0.83803
MONUMENTO NATURAL ESTADUAL de ITATIAIA	MG	Mata Atlântica	27	82%	205	0.83616
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DA MANTIQUEIRA	MG, RJ, SP	Mata Atlântica	1542	35%	11841	0.83601 *†
AREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL SERRA DO SAMBÊ	RJ	Mata Atlântica	30	95%	232	0.83555
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL BACIA DO PARAÍBA DO SUL	SP	Mata Atlântica	1408	48%	10817	0.82252
PARQUE ESTADUAL SERRA DO OURO BRANCO	MG	Mata Atlântica	50	65%	381	0.82118
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL JACERUBA	RJ	Mata Atlântica	23	97%	177	0.81045
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL RIO DO COLÉGIO	RJ	Mata Atlântica	47	86%	359	0.80890
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO ALTO IGUAÇU	RJ	Mata Atlântica	90	40%	688	0.80332

Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL de TINGUÁ	RJ	Mata Atlântica	41	76%	314	0.80092
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL BEMPOSTA	RJ	Mata Atlântica	80	40%	611	0.79745
REFÚGIO de VIDA SILVESTRE ESTADUAL DO MÉDIO PARAÍBA	RJ	Mata Atlântica	29	26%	225	0.78655
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL IBIRAPUITÃ	RS	Pampa	2742	86%	21056	0.91129 .†
PARQUE NACIONAL DO PANTANAL MATOGROSSENSE	MT	Pantanal	1342	98%	10305	0.96432
RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL RESERVA NATURAL ENGENHEIRO ELIEZER BATISTA	MS	Pantanal	126	99%	968	0.95849
PARQUE ESTADUAL DO GUIRÁ	MT	Pantanal	659	62%	5063	0.89128
PARQUE ESTADUAL ENCONTRO DAS ÁGUAS	MT	Pantanal	108	10%	832	0.84969

Símbolos: . ausência de queixada; \*presença de queixada; \*\* conflito com queixada; σ ausência de caça; † presença de caça.

Obs.: Para organização da tabela as unidades que se encontram em mais de um bioma foram alocadas naquele que representa maior parte da área da UC.

## 8. ANEXO E – Tabela de Unidades de Conservação nas PCU - Modelo Nacional

Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking
PARQUE ESTADUAL ENCONTRO DAS ÁGUAS	MT	Pantanal	1081.3	0.99	8305	0.9972
ESTAÇÃO ECOLÓGICA de TAIAMÃ	MT	Pantanal	115.55	0.99	887	0.9969 .σ
PARQUE NACIONAL DO PANTANAL MATOGROSSENSE	MT	Pantanal	1353.8	0.99	10397	0.996
RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL RESERVA NATURAL ENGENHEIRO ELIEZER BATISTA	MS	Pantanal	126.09	0.99	968	0.9951
RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL POLEIRO GRANDE	MS	Pantanal	165.41	0.99	1270	0.9887
PARQUE ESTADUAL DO GUIRÁ	MT	Pantanal	841.56	0.8	6463	0.9875
RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL SANTA CECÍLIA II	MS	Pantanal	88.719	0.98	681	0.9869
PARQUE ESTADUAL DO PANTANAL DO RIO NEGRO	MS	Pantanal	779.09	0.99	5983	0.9811 ***†
RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL FAZENDA SANTA SOFIA	MS	Pantanal	80.563	0.99	619	0.9806
ESTAÇÃO ECOLÓGICA de IQUÊ	MT	Cerrado	2225.5	0.99	17092	0.9742



Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking
RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL ESTÂNCIA CAIMAN	MS	Cerrado, Pantanal	55.117	0.99	423	0.9712
PARQUE ESTADUAL PICO DO ITAMBÉ	MG	Mata Atlântica	65.206	0.99	501	0.967
PARQUE ESTADUAL RIO PRETO	MG	Cerrado	121.85	0.99	936	0.9666
PARQUE NACIONAL DAS SEMPRE VIVAS	MG	Cerrado	1241.5	0.99	9535	0.961 .†
PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE	MG	Mata Atlântica	359.47	0.99	2761	0.9603
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL ÁGUAS VERTENTES	MG	Cerrado, Mata Atlântica	762.86	0.99	5859	0.9597 .†
MONUMENTO NATURAL ESTADUAL VÁRZEA DO LAGEADO E SERRA DO RAI	MG	Cerrado	22.003	0.99	169	0.9573
PARQUE ESTADUAL SERRA DO INTENDENTE	MG	Cerrado, Mata Atlântica	135.12	0.99	1038	0.9568
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MORRO DA PEDREIRA	MG	Cerrado	1317.7	0.99	10120	0.9544
PARQUE ESTADUAL SERRA DA CANDONGA	MG	Mata Atlântica	33.284	0.99	256	0.9529
ESTAÇÃO ECOLÓGICA DA SERRA DAS ARARAS	MT	Cerrado	271.6	0.99	2086	0.9496

Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking	
PARQUE ESTADUAL SERRA NEGRA	MG	Cerrado, Mata Atlântica	139.77	0.99	1073	0.9416	.†
PARQUE NACIONAL SERRA DAS CONFUSÕES	PI	Cerrado, Caatinga	8155	0.98	62630	0.9409	*†
ESTAÇÃO ECOLÓGICA de ACAUÃ	MG	Cerrado	64.552	0.99	496	0.9375	
PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO CABRAL	MG	Cerrado	222.99	0.99	1713	0.9358	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO RIO PRETO	BA	Cerrado	3070.3	0.26	23580	0.9342	
PARQUE NATURAL MUNICIPAL DO POMBO	MS	Cerrado	80.146	0.99	616	0.9313	
ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO RIO PRETO	BA	Cerrado	48.797	0.99	375	0.9277	
RESERVA EXTRATIVISTA LAGO DO CEDRO	GO	Cerrado	171.05	0.98		0.9222	
PARQUE ESTADUAL GRÃO MOGOL	MG	Cerrado	348.61	0.99	2677	0.9154	
REFÚGIO de VIDA SILVESTRE ESTADUAL MACAÚBAS	MG	Cerrado	22.837	0.99	175	0.911	
PARQUE ESTADUAL RESTINGA de BERTIOGA	SP	Mata Atlântica	93.159	0.99	715	0.909	

Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking	
FLORESTA ESTADUAL DO ARAGUAIA	GO	Cerrado	223.38	0.99	1716	0.9075	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MEANDROS DO ARAGUAIA	GO, MT, TO	Cerrado	3560.7	0.98	27346	0.9072	*†
RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL RESERVA NATURAL DO TOMBADOR	GO	Cerrado	87.175	0.99	670	0.9029	
PARQUE ESTADUAL RIO CORRENTE	MG	Mata Atlântica	51.748	0.99	397	0.9022	
PARQUE NACIONAL DA SERRA DA BODOQUENA	MS	Cerrado	394.84	0.51	3032	0.9021	
RESERVA BIOLÓGICA DA MATA ESCURA	MG	Mata Atlântica	508.92	0.99	3909	0.9006	*†
PARQUE NACIONAL DO ARAGUAIA	TO	Cerrado	2706.8	0.48	20788	0.8909	*†
PARQUE NACIONAL DO BOQUEIRÃO DA ONÇA	BA	Caatinga	2026.8	58%	15566	0.889	*†
FLORESTA ESTADUAL DO UAIMII	MG	Mata Atlântica	39.587	0.91	304	0.8819	
PARQUE ESTADUAL SERRA AZUL	MT	Cerrado	110.07	0.99	845	0.8818	
REFÚGIO de VIDA SILVESTRE CORIXÃO DA MATA AZUL	MT	Cerrado	357.08	0.99	2742	0.8782	

Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL POUSO ALTO	GO	Cerrado	3988.1	0.47	30629	0.8749	
PARQUE NACIONAL DA SERRA DAS LONTRAS	BA	Mata Atlântica	113.44	0.99	871	0.8736	**†
PARQUE ESTADUAL CUNHAMBEBE	RJ	Mata Atlântica	112.11	0.29	861	0.8698	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL DO CAPIVARI-MONOS	SP	Mata Atlântica	230.31	0.91	1769	0.8678	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGO de SOBRADINHO	BA	Cerrado, Caatinga	4956.5	0.4	38066	0.8676	
ESTACAO ECOLOGICA SERRA GERAL DO TOCANTINS	TO, BA	Cerrado	1090.3	0.15	8374	0.8661	
PARQUE ESTADUAL DO ARAGUAIAA	MT	Cerrado	1969.1	0.85	15123	0.8657	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SUL-RMBH	MG	Mata Atlântica	480.76	0.29	3692	0.8618	.σ
PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DOS VEADEIROS	GO	Cerrado	367.26	0.15	2821	0.8541	
PARQUE NACIONAL DO ITATIAIA	MG, RJ	Mata Atlântica	78.944	0.28	606	0.8531	*†
RDS DO DESPRAIADO	SP	Mata Atlântica	30.408	0.76	234	0.8499	

Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking	
PARQUE ESTADUAL DA PEDRA SELADA	RJ	Mata Atlântica	78.824	0.97	605	0.8456	**σ
REFÚGIO de VIDA SILVESTRE de UNA	BA	Mata Atlântica	26.839	0.11	206	0.8456	**†
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SANTO ANTÔNIO	BA	Mata Atlântica	170.46	0.65	1309	0.844	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGOA de ITAPARICA	BA	Caatinga	320.7	0.41	2463	0.8438	.†
PARQUE ESTADUAL SERRA DO BRIGADEIRO	MG	Mata Atlântica	138.33	0.91	1062	0.8418	
PARQUE NACIONAL DA SERRA DO GANDARELA	MG	Mata Atlântica	179.25	0.57	1377	0.8406	.σ
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGO de SÃO SALVADOR DO TOCANTINS, PARANÃ E PALMEIRÓPOLIS	TO	Cerrado	124.99	0.87	960	0.8317	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO BOQUEIRÃO DA MIRA	MG	Mata Atlântica	51.871	0.6	398	0.8283	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL CACHOEIRA DAS ANDORINHAS	MG	Mata Atlântica	88.088	0.61	677	0.8258	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL BACIA DO RIO PANDEIROS	MG	Cerrado	104.25	0.03	801	0.823	
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGO de PEIXE/ANGICAL	TO	Cerrado	694.96	0.91	5337	0.8201	

Unidade de Conservação	UF	Bioma	Área (km2)	Percentual da área da UC	nº de indivíduos capacidade	Ranking
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL ILHA DO BANANAL/CANTÃO	TO	Cerrado	1496.8	0.09	11496	0.8172
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DA MANTIQUEIRA	MG, RJ, SP	Mata Atlântica	208.11	0.05	1598	0.8158 *†
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL BACIA DO PARAÍBA DO SUL	SP	Mata Atlântica	226	0.08	1736	0.801
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL DO ALTO DO MUCURI	MG	Mata Atlântica	663.34	0.2	5094	0.7991
ÁREA de PROTEÇÃO AMBIENTAL BORORÉ-COLÔNIA	SP	Mata Atlântica	20.593	0.23	158	0.7919
RESERVA EXTRATIVISTA MATA GRANDE	MA	Cerrado	99.501	0.86	764	0.7799

Símbolos: . ausência de queixada; \*presença de queixada; \*\* conflito com queixada; σ ausência de caça; † presença de caça.