



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**Entre florestas e humanos: um olhar sobre os
ungulados do Espírito Santo**

Jardel Brandão Seibert

Vitória, ES
2021

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Entre florestas e humanos: um olhar sobre os ungulados do Espírito Santo

Jardel Brandão Seibert

Orientador: Dr. Sérgio Lucena Mendes
Co-Orientadora: Dra. Danielle de Oliveira Moreira

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal) da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutor em Biologia Animal.

Vitória, ES
2021

Jardel Brandão Seibert

Entre florestas e humanos: um olhar sobre os ungulados do Espírito Santo

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal) da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutor em Biologia Animal.

Aprovado em 26 de Novembro de 2021.

COMISSÃO EXAMINADORA:

Prof. Dr. Sérgio Lucena Mendes
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientador

Prof. Dr. Albert David Ditchfield
Universidade Federal do Espírito Santo
Examinador Titular

Prof. Dr. Yuri Luiz Reis Leite
Universidade Federal do Espírito Santo
Examinador Titular

Dr. Márcio Leite de Oliveira
Núcleo de Pesquisa e Conservação de Cervídeos
Examinador Titular

Dra. Mariane da Cruz Kaizer
University of Salford
Examinador Titular

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1: USO DA PAISAGEM POR UNGULADOS NA MATA ATLÂNTICA DE TABULEIROS NO ESPÍRITO SANTO

- Figura 1.** Complexo Florestal Linhares-Sooretama, situado no norte do estado do Espírito Santo. Áreas amostradas: Reserva Biológica de Sooretama; RPPN Recanto das Antas; RPPN Mutum-Preto; Reserva Natural Vale; Fazenda Cupido & Refúgio e propriedades particulares vizinhas ao complexo..... 31
- Figura 2.** Espécies focais de ungulados encontrados no Complexo Florestal Linhares-Sooretama. A: Anta (*Tapirus terrestris*); B: Queixada (*Tayassu pecari*); C: Cateto (*Dicotyles tajacu*); D: Veado-mateiro (*Mazama americana*); E: Veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*); F: Veado-roxo (*Mazama nemorivaga*)..... 35
- Figura 3.** Disposição das armadilhas fotográficas no Complexo Florestal Linhares-Sooretama e entorno, durante o monitoramento independente entre janeiro e março de 2017..... 37
- Figura 4.** Ocupação “naive”, ou proporção de áreas ocupadas esperadas, para as espécies de ungulados no Complexo Florestal Linhares-Sooretama, norte do estado do Espírito Santo..... 42
- ### CAPÍTULO 2: INTERAÇÃO ENTRE UNGULADOS E COMUNIDADES RURAIS EM UMA PAISAGEM DE MATA ATLÂNTICA NO ESPÍRITO SANTO
- Figura 1.** Reserva Biológica de Sooretama e seu entorno, no norte do estado do Espírito Santo..... 69
- Figura 2.** Propriedades rurais visitadas durante a coleta de dados sobre as espécies de mamíferos no entorno da Reserva Biológica de Sooretama..... 73
- Figura 3.** Curva de acumulação de espécies de mamíferos relatadas pelos proprietários rurais, durante os anos de 2017 e 2018, nas suas propriedades no entorno da Reserva Biológica de Sooretama. Barras indicam intervalo de confiança..... 76
- Figura 4.** Propriedades rurais com registros de observação de antas, pela comunidade humana local, durante os anos de 2017 e 2018, no entorno da Reserva Biológica de Sooretama..... 77
- Figura 5.** Propriedades rurais com registros de observação de veados, pela comunidade humana local, durante os anos de 2017 e 2018, no entorno da Reserva Biológica de Sooretama..... 77

Figura 6. Propriedades rurais com registros de observações de Tayassuidae, pela comunidade humana local, durante os anos de 2017 e 2018, no entorno da Reserva Biológica de Sooretama.....	78
Figura 7. Número de visitas de ungulados em propriedades rurais, durante os anos de 2017 e 2018, no entorno da Reserva Biológica de Sooretama.....	78
Figura 8. Biplot da Análise de Componentes Principais (ACP) para as variáveis do estudo de interação entre ungulados e a comunidade humana local, durante os anos de 2017 e 2018, no entorno da Reserva Biológica de Sooretama. As três variáveis, no primeiro e segundo eixos, explicam juntas 76,49% da variância dos dados do estudo. As cores representam as espécies de ungulados, dos quais marrom e roxo são sobreposições das espécies anta + porco e anta + veado, respectivamente.....	80
Figura 9. Relação entre as visitas (encontros) de ungulados nas propriedades rurais no entorno da Rebio de Sooretama, durante os anos de 2017 e 2018, e variáveis utilizadas nos modelos aditivos generalizados (MAGs). As áreas sombreadas indicam intervalos de confiança de 95%. A distância da propriedade rural para a Rebio de Sooretama (dRebio) é dada em metros. A porcentagem de cultivo em uma propriedade em um buffer circular de raio 500 m está representada como %cultivo.....	81

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1: USO DA PAISAGEM POR UNGULADOS NA MATA ATLÂNTICA DE TABULEIROS NO ESPÍRITO SANTO

Tabela 1. Covariáveis ambientais selecionadas para explicar a probabilidade de detecção (p) e de ocupação (Ψ) da anta, cateto e *Mazama* spp., no Complexo Florestal Linhares-Sooretama. Os efeitos hipotetizados positivos (+) ou negativos (-) são dados para cada parâmetro..... 38

Tabela 2. Modelos com melhores suportes estatísticos de probabilidade de detecção e ocupação da anta no Complexo Florestal Linhares-Sooretama. Covariáveis: menor distância da cabruca (“distCabruca”); menor distância de estradas (“distEstrada”); menor distância de corpos d’água perene (“distÁgua”) e porcentagem de mata nativa dentro de um buffer circular com um raio de 1 km (“%mata”). Ψ = ocupação; p = detecção..... 42

Tabela 3. Modelos com os melhores suportes estatísticos de probabilidade de ocupação do cateto no Complexo Florestal Linhares-Sooretama. Covariáveis: menor distância de corpos d’água perene (“distÁgua”); menor distância de estradas (“distEstrada”); menor distância da cabruca (“distCabruca”); menor distância de cultivo de mandioca (“distMandioca”) e porcentagem de mata nativa dentro de um buffer circular com um raio de 1 km (“%mata”). Ψ = ocupação; p = detecção..... 43

Tabela 4. Modelos com melhores suportes estatísticos de probabilidade de ocupação do grupo *Mazama* spp. no Complexo Florestal Linhares-Sooretama. Covariáveis: menor distância às florestas de eucalipto (“distEucalipto”); menor distância de estradas (“distEstrada”); menor distância da cabruca (“ditCabruca”); menor distância de cultivo de cana (“distCana”) e porcentagem de mata nativa dentro de um buffer circular com um raio de 1 km (“distMata”). Ψ = ocupação; p = detecção..... 44

CAPÍTULO 2: INTERAÇÃO ENTRE UNGULADOS E COMUNIDADES RURAIS EM UMA PAISAGEM DE MATA ATLÂNTICA NO ESPÍRITO SANTO

Tabela 1. Lista de tipos de cultivos plantados nas propriedades rurais no entorno da Reserva Biológica de Sooretama durante os anos de 2017 e 2018..... 73

Tabela 2. Lista das espécies de mamíferos avistadas nas propriedades rurais pelos entrevistados no entorno da Reserva Biológica de Sooretama. O status de ameaça estadual das espécies de mamíferos e os nomes populares seguiu Costa *et al.*, (2019)..... 74

SUMÁRIO

Agradecimentos	09
Resumo	11
Abstract	13
Apresentação	15
Estrutura da tese.....	17
Referências Bibliográficas.....	19
CAPÍTULO 1: USO DA PAISAGEM POR UNGULADOS NA MATA ATLÂNTICA DE TABULEIROS NO ESPÍRITO SANTO	23
Resumo	24
Abstract	26
1. Introdução	28
2. Metodologia	29
2.1 Área de estudo.....	29
2.2 Espécies focais.....	31
2.3 Delineamento amostral e coleta de dados.....	35
2.4 Seleção de covariáveis.....	37
2.5 Análise de ocupação.....	39
3. Resultados	40
3.1 Determinantes da ocupação de ungulados no CFLS.....	41
4. Discussão	44
5. Conclusão	49
6. Referências Bibliográficas	50
CAPÍTULO 2: INTERAÇÃO ENTRE UNGULADOS E COMUNIDADES RURAIS EM UMA PAISAGEM DE MATA ATLÂNTICA NO ESPÍRITO SANTO	62
Resumo	63
Abstract	65
1. Introdução	66

2. Metodologia	68
2.1 Área de estudo.....	68
2.2 Coleta de dados.....	69
2.3 Análise de dados.....	70
3. Resultados	72
4. Discussão	81
5. Conclusão	87
6. Referências Bibliográficas	89
APÊNDICES	101
Tabela suplementar 1. Tabela de modelos aditivos generalizados (MAG).....	101
Material suplementar 2. Termo de consentimento e questionário de entrevistas.....	102

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Sérgio Lucena Mendes, pela oportunidade de participar do laboratório e pela orientação.

À Dra. Danielle de Oliveira Moreira, pela coorientação, por toda paciência desse mundo, pelas aventuras no PRESENCE, pelas infinitas correções dos capítulos e todo suporte durante essa caminhada.

Aos membros da banca que aceitaram o convite para avaliar este trabalho e contribuir com sua experiência e conhecimento para o enriquecimento do mesmo.

Agradeço aos professores do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal UFES.

À CAPES pela concessão da bolsa – Brasil (CAPES) – Código de financiamento 001.

Ao ICMBio, através da Reserva Biológica de Sooretama por auxiliarem na logística, alojamento e liberação das licenças para a realização da pesquisa.

Aos produtores rurais que colaboraram no desenvolvimento deste estudo e gentilmente responderam ao questionário.

À Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (FAPES) e à Vale S.A (Termo de outorga 529/2016; processo 75886634/16), pelo apoio financeiro.

Aos amigos do Pró-Tapir.

Aos amigos do LBCV.

À Andressa Gatti, que sempre esteve comigo desde os primórdios do Prota e me incentivou desde o início do meu processo de formação. Muito obrigado fofinha.

Ao fofo do Gabriel, pelo grande suporte nas análises estatísticas do segundo capítulo, além das correções no texto.

Ao meu amigãozão TUCA, pelas correções e por toda amizade compartilhada por todos esses anos.

À minha família, por terem depositado em mim toda confiança e que me deram apoio e força durante todos esses anos, dando suporte para que eu conseguisse amadurecer e concluir mais esta fase.

À Lorena Dinelli, por todo o apoio, tolerância nas horas difíceis, dedicação, carinho e companheirismo na conclusão de mais um ciclo.

RESUMO

Grandes ungulados representam um importante grupo na região Neotropical e têm sofrido, ao longo do tempo com pressões antrópicas, principalmente com a caça e a perda e fragmentação do habitat. A ocorrência e a distribuição das espécies na paisagem são influenciadas pela existência de condições favoráveis e pela disponibilidade de recursos que as espécies necessitam, e, por vezes animais silvestres frequentam áreas agrícolas próximas a regiões florestais. No presente estudo, foi avaliado como variáveis bióticas e abióticas interferem no padrão de ocupação dos ungulados, além de entender como fatores ecológicos e antrópicos influenciam na interação entre ungulados e a comunidade humana local em um dos últimos remanescentes de Mata Atlântica de Tabuleiros. O estudo foi desenvolvido no Complexo Florestal Linhares-Sooretama (CFLS), localizado no norte do estado do Espírito Santo, região sudeste do Brasil. Para estimar a ocupação dos ungulados na área de estudo, utilizamos o modelo de ocupação *single-species, single-season*. Para entender como ocorre a interação entre ungulados e a comunidade humana local foram feitas entrevistas nas áreas de influência direta e indireta da área estudo, em duas campanhas amostrais, entre janeiro e abril dos anos de 2018 e 2019. Com os modelos, foi possível diferenciar as áreas de uso das espécies, mesmo em baixas taxas de abundância, e, tanto variáveis antrópicas quanto biológicas influenciaram a ocupação dos ungulados na área de estudo, sendo encontrados desde áreas antropizadas, a uma vasta gama de formações vegetais e com diferentes graus de fragmentação. Devido à proximidade entre áreas agrícolas e grandes blocos de mata, a anta foi a espécie mais avistada nas propriedades rurais, seguida pelos veados e os “porcos-do-mato”. E foi observado que quanto menor a distância entre a propriedade rural e a Reserva Biológica de Sooretama e a área cultivada nas propriedades, maior é a possibilidade de interação entre os ungulados e a comunidade humana local, contudo não foram relatados prejuízos aos entrevistados e injúrias aos ungulados. Assim, destacamos que o CFLS possui uma variedade de ambientes que são ocupados de maneira particular por cada espécie de ungulados, e, mesmo espécies que toleram áreas com nível pronunciado de antropização (antas e catetos), estão intimamente associadas ao ambiente

florestal, e confirmam que espécies ocorrentes em áreas com nível intermediário de antropização (Veados), além de utilizarem áreas florestais, demonstram tolerância a locais mais perturbados. Deste modo, a coexistência entre humanos e animais silvestres é possível por meio de estratégias de mitigação e o presente estudo é importante para delimitação de ações eficazes. Portanto, compreendemos que os ungulados possuem uma certa plasticidade ambiental no Complexo Florestal Linhares-Sooretama, porém ressaltamos a necessidade da manutenção de blocos de matas íntegros para persistência da espécie na região.

Palavras-chave: Brasil; entrevistas; grandes mamíferos; interação; modelos de ocupação.

ABSTRACT

Large ungulates represent an important group in the Neotropical region and are feared, over time, with anthropogenic pressures, mainly with hunting and habitat loss and fragmentation. The occurrence and distribution of species in the landscape are influenced by the existence of favorable conditions and by the availability of resources that specific species, and sometimes wild animals, frequent agricultural areas close to forest regions. In the present study, it was evaluated how biotic and abiotic variables interfere in the occupation pattern of ungulates, in addition to understanding how ecological and anthropogenic factors influence the interaction between ungulates and the local human community in one of the last remnants of the Tabuleiro's Atlantic Forest. The study was carried out in the Linhares-Sooretama Forest Complex (CFLS), located in the north of Espírito Santo state, southeastern Brazil. To estimate the occupation of ungulates in the study area, we used the single-species, single-season occupation model. To understand how the interaction between ungulates and the local human community takes place, they were chosen in the areas of direct and indirect influence of the study area, in two sampling campaigns, between January and April of 2018 and 2019. With the models, it was possible to differentiate the areas of use of the species, even at low incidence rates, and both anthropogenic and biological variables influence the occupation of ungulates in the study area, being found from anthropized areas, a wide range of plant formations and different degrees of fragmentation. Associated with the proximity between agricultural areas and large blocks of forest, the tapir was the most common species seen on rural properties, followed by deer and the peccaries. And it was observed that the smaller the distance between the rural property and the Biological Reserve of Sooretama and an area cultivated on the properties, the greater the possibility of interaction between the ungulates and the local human community, however, no damage was reported to the interviewees and no injuries to the ungulates. Thus, we emphasize that the CFLS has a variety of environments that are occupied in a particular way by each species of ungulates, and even species that tolerate areas with a pronounced level of anthropization (tapirs and collared peccaries), are closely associated with the forest environment, and confirm that species

occurring in areas with an intermediate level of anthropization (Deer), in addition to using forest areas, demonstrate tolerance to more disturbed places. In this way, the coexistence between humans and wild animals is possible through a mitigation strategy and the present study is important for the delimitation of effective actions. Therefore, we understand that ungulates have a certain environmental plasticity in the CFLS, but we emphasize the need to maintain intact forest blocks for the species to persist in the region.

Keywords: Brazil, interaction; interviews; large mammals; occupancy modelling.

APRESENTAÇÃO

Os ungulados, mamíferos com casco, representam um grupo artificial que reúne parte dos Cetartiodactyla e Perissodactyla, ordens que também são encontradas na região Neotropical (O'Leary *et al.*, 2013). Na fauna silvestre brasileira o grupo está representado pelas antas, catetos, queixadas e veados, sendo distribuídos em sete gêneros e 12 espécies, com ocorrência em diferentes biomas (Beisiegel *et al.*, 2012). Todas as espécies do grupo sofrem ameaças devido a algum tipo de pressão antrópica, como caça e queimadas criminosas, redução e fragmentação de seus habitats para o desenvolvimento de atividades agropastoris, perda de qualidade habitat, isolamento genético e, até mesmo, doenças em decorrência do contato com animais domésticos, reduzindo assim suas populações e tornando esse grupo vulnerável a extinções locais (Galetti *et al.*, 2001; Beisiegel *et al.*, 2012; Jorge *et al.*, 2013; Peres *et al.*, 2015; Ripple *et al.*, 2015).

Os ungulados representam um importante grupo funcional na região Neotropical, pois dispersam e predam uma grande variedade de sementes, influenciando na estrutura e diversidade das florestas (Bodmer, 1991; Corlett, 2017; Paolucci *et al.*, 2019; Costa *et al.*, 2021), além de serem presas para grandes predadores (Weckel *et al.*, 2006). Deste modo, a extinção local ou o declínio populacional dessas espécies em uma área pode promover uma série de efeitos negativos no ecossistema, dificultando a manutenção de muitas espécies animais e vegetais, inviabilizando alguns processos ecológicos importantes, tais como a relação presa-predador ou o processo de predação e dispersão de sementes (Galetti *et al.*, 2015; Ripple *et al.*, 2015; Peres *et al.*, 2015; Villar *et al.*, 2020).

Esse cenário de ameaças às espécies de ungulados é potencializado na Mata Atlântica, que, dentre os biomas brasileiros, é o que apresenta a maior proporção de redução de vegetação nativa e, atualmente, se limita a cerca de 29,0% do original, chegando a 27,0% no Espírito Santo (Projeto MapBiomas, 2021; Rezende *et al.*, 2018). Assim, a maioria das áreas de florestas encontradas no bioma são compostas por fragmentos pequenos (<100 ha), que se encontram isolados entre si, com cobertura vegetal secundária e com

estágio de sucessão mediano, principalmente devido aos processos de fragmentação e desmatamento (Ranta *et al.*, 1998; Metzger, 2000; Metzger *et al.*, 2009; Ribeiro *et al.*, 2009).

Da mesma maneira que observamos o bioma de forma geral, destacamos o Complexo Florestal Linhares-Sooretama (CFLS), localizado no norte do estado do Espírito Santo, que é considerado a segunda área de maior relevância para a conservação de mamíferos na Mata Atlântica (Galletti *et al.*, 2009), formado por um bloco de matas com mais de 50.000 ha, composto por três unidades de conservação (Reserva Biológica de Sooretama, Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Recanto das Antas e RPPN Mutum-Preto) e uma grande propriedade privada protegida (Reserva Natural Vale). Sua paisagem é constituída por um grande mosaico de florestas primárias e secundárias, circundadas por plantações de mamão, eucalipto, seringal, cabucas, pequenos cultivos de café e pasto (Vicens *et al.*, 2004; Magnago *et al.*, 2014).

O CFLS é o maior remanescente de florestas nativas do Espírito Santo, fazendo com que essa região seja uma das poucas da Mata Atlântica que ainda tenha condições de abrigar populações de grandes carnívoros e herbívoros, além disso, é relatada a presença simpátrica de ungulados neotropicais nativos (Passamani & Mendes, 2007; Fleisher & Gatti, 2010; Srbek-Araujo & Chiarello, 2013; Gatti *et al.*, 2017). Apesar de não ser considerada uma paisagem defaunada, pois ainda apresenta uma comunidade de grandes mamíferos localmente importantes (Galletti *et al.*, 2009; Srbek-Araujo *et al.*, 2014), ela tem sofrido, ao longo do tempo, pressões de caça e de outras atividades humanas a partir da atual matriz produtiva e urbana (Sousa & Srbek-Araujo, 2017; Srbek-Araujo *et al.*, 2017).

Desse modo, estudos que envolvam configuração ambiental e dinâmica de paisagem são importantes, uma vez que cada grupo de espécie responde de uma forma diferente a alterações do ambiente (Ricketts, 2001; Castellón & Sieving, 2006). Dentre os diversos métodos de análise utilizados, os modelos de ocupação permitem diferenciar as áreas de uso da espécie, mesmo em baixas taxas de abundância (MacKenzie *et al.*, 2002; Gómez *et al.*, 2016), e

podem se tornar uma excelente ferramenta para monitorar populações em longo prazo.

Associada à essa questão, a proximidade de áreas protegidas com as propriedades rurais que desenvolvem diversas atividades agropecuárias, permite tanto a visitação dos animais silvestres nessas áreas quanto a entrada de animais domésticos em áreas protegidas (Nchanji, 2002; Naughton-Treves *et al.*, 2003). Por isso, existe a possibilidade de ocorrerem interações entre animais silvestres e seres humanos no entorno das áreas protegidas, como a Reserva Biológica de Sooretama, podendo causar perda de indivíduos da fauna silvestre devido, principalmente, as retaliações de produtores rurais. Assim, a adoção de estratégias eficazes de mitigação é a peça-chave para a prevenção de danos causados por possíveis conflitos entre humanos e animais silvestres e garantir a sua coexistência (Denninger Snyder & Rentsch, 2020).

Neste estudo, portanto, foi possível compreender como variáveis bióticas e abióticas interferem na ocupação do habitat pelos ungulados no Complexo Florestal Linhares-Sooretama e como componentes ecológicos e antrópicos influenciam na interação entre humanos e ungulados no entorno da Reserva Biológica de Sooretama. Neste contexto, nossa meta é contribuir para a compreensão dos padrões ecológicos de ungulados neotropicais, bem como a conservação de suas populações em um dos últimos remanescentes de Mata Atlântica de Tabuleiros.

Estrutura da tese

A coexistência entre humanos e animais silvestres é possível por meio de uma combinação de mudanças comportamentais individuais (Lamb *et al.*, 2020). Para isso acontecer, pesquisas em ecologia, como as desenvolvidas através de modelos de ocupação, podem fornecer um entendimento das chances de visitas de animais silvestres nas propriedades rurais, pois evitam a dispersão de doenças, atropelamentos ou interações entre humanos e animais silvestres (Gordon, 2009). Assim, esta tese está dividida em dois capítulos:

No capítulo 1, foi avaliado o uso da paisagem por ungulados na Mata Atlântica no Espírito Santo, com o objetivo de identificar as variáveis bióticas e abióticas que interferem no padrão de ocupação desse grupo em um dos

últimos refúgios da Mata Atlântica de Tabuleiros, o complexo florestal Linhares-Sooretama.

No capítulo 2, foi possível compreender como ocorrem e quais fatores ecológicos e antrópicos influenciam a interação entre produtores rurais e ungulados no entorno de uma área protegida de Mata Atlântica, avaliando se a taxa de interação varia com a distância das propriedades em relação à reserva e demais características intrínsecas da área de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Beisiegel, B.M.; Duarte, J.M.B.; Medici, E.P.; Keuroghlian, A.; Desbiez, A.L.J. 2012. Apresentação do número temático Avaliação do estado de conservação dos Ungulados. Biodiversidade Brasileira, 1: 1-2.

Bodmer, R.E. 1991. Strategies of Seed Dispersal and Seed Predation in Amazonian Ungulates. Biotropica, 255-261.

Castellón, T.D.; Sieving, K.E. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. Conservation Biology, 20(1): 135-145.

Corlett, R.T. 2017. Frugivory and seed dispersal by vertebrates in tropical and subtropical Asia: An update. Global Ecology and Conservation, 11: 1-22.

Costa, H.C.; Benchimol, M.; Peres, C.A. 2021. Wild ungulate responses to anthropogenic land use: a comparative Pantropical analysis. Mammal Review.

Denninger Snyder, K.; Rentsch, D. 2020. Rethinking assessment of success of mitigation strategies for elephant-induced crop damage. Conservation Biology, 34: 829-8842.

Flesher, K.M.; Gatti, A. 2010. Tapirus terrestris in Espírito Santo, Brazil. Tapir Conservation, 19/1 (26): 16-23.

Galetti, M.; Camargo, H.; Siqueira, T.; Keuroghlian, A.; Donatti, C.I.; Jorge, M.L.S.P.; Pedrosa, F.; Kanda, C.Z.; Ribeiro, M.C. 2015. Diet overlap and foraging activity between feral pigs and native peccaries in the Pantanal. PLoS one, 10(11): e0141459.

Galetti, M.; Giacomini, H.C.; Bueno, R.S.; Bernardo, C.S.S.; Marques, R.M.; Bovendorp, R.S.; Steffler, C.E.; Rubim, P.; Gobbo, S.K.; Donatti, C.I.; Begotti, R.A.; Meirelles, F.; Nobre, R.; Chiarello, A.G.; Peres, C.A. 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. Biological Conservation, 142: 1229-1241.

Galetti, M.; Keuroghlian, A.; Hanada, L.; Morato, M.I. 2001. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in southeast Brazil. Biotropica, 33: 723-726.

Gatti, A.; Ferreira, P.M.; Cunha, C.J.; Seibert, J.B.; Moreira, D.O 2017. Medium and large-bodied mammals of the Private Reserve of Natural Heritage Recanto das Antas, in Espírito Santo, Brazil. *Oecologia Australis*, 21(2).

Gómez, B.; Montenegro, O.; Sánchez-Palomino, P. 2016. Abundance variation of ungulates in two protected areas of the Colombian Guayana estimated with occupancy models. *Therya*, 7(1): 89-106.

Gordon, I.J. 2009. What is the future for wild, large herbivores in human-modified agricultural landscapes? *Wildlife Biology*, 15(1): 1-9.

Jorge, M.L.S.P.; Galetti, M.; Ribeiro, M.C.; Ferraz, M.K.P.M.B. 2013. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 163: 49–57.

Lamb, C.T.; Ford, A.T.; McLellan, B.N.; Proctor, M.F.; Mowat, G.; Ciarniello, L.; Nielsen, S.E.; Boutin, S. 2020. The ecology of human–carnivore coexistence. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(30): 17876-17883.

MacKenzie, D.I.; Nichols, J.D.; Lachman, G.B.; Droege, S.; Andrew Royle, J.; Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8): 2248-2255.

Magnago, L.F.; Edwards, D.P.; Edwards, F.A.; Magrath, A.; Martins, S.V.; Laurance, W.F. 2014. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology*, 102: 475-485.

Metzger, J.P. 2000. Tree functional group richness and spatial structure in a tropical fragmented landscape (SE Brazil). *Ecological Applications*, 10: 1147-1161.

Metzger, J.P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, 142: 1138-1140.

Naughton-Treves, L.; Mena, J.L.; Treves, A.; Alvares, N.; Radeloff, V.C.; 2003. Wildlife survival beyond park boundaries: the impact of slash-and-burn agriculture and hunting on mammals in Tambopata, Perú. *Conservation Biology*, 17: 1106-1117.

Nchanji, A., 2002. Crop damage around northern Banyang-MBO wildlife sanctuary. In: Hill, C.M.; Osborn, V.; Plumptre, A.J. (eds.). *Human–Wildlife*

Conflict: Identifying the Problem and Possible Solutions. Albertine Rift Technical Report Series, vol. 1. Wildlife Conservation Society, Bronx, NY, pp. 68-78.

O'Leary, M.A.; Bloch, J.I.; Flynn, J.J. 2013. The placental mammal ancestor and the post-K-Pg radiation of placentals. *Science*, 33: 332-667.

Paolucci, L.N.; Pereira, R.L.; Rattis, L.; Silvério, D.V.; Marques, N.C.S.; Macedo, M.N.; Brando, P.M. 2019. Lowland tapirs facilitate seed dispersal in degraded Amazonian forests. *Biotropica*, 51: 245-252.

Passamani, M.; Mendes, S.L. 2007. Espécies da fauna ameaçadas da extinção no Estado do Espírito Santo. Vitória-ES: Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica. 140 p.

Peres, C.A.; Thaise, E.; Schietti, J.; Desmoulières, S.J.M.; Levi, T. 2015. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113: 892-897.

Projeto MapBiomias - Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra na Mata Atlântica - Coleção 6. 2021. <https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/Fact-Sheet-Mata-Atlantica.pdf>. Acesso em Outubro de 2021.

Ranta, P.; Blom, T.O.M.; Niemela, J.A.R.I.; Joensuu, E.; Siitonen, M. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity & Conservation*, 7(3): 385-403.

Rezende, C.L.; Scarano, F.R.; Assad, E.D.; Joly, C.A.; Metzger, J.P.; Strassburg, B.B.N.; Tabarelli, M.; Mittermeier, R.A. 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in ecology and conservation*, 16(4): 208-214.

Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J.; Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, 142(6): 1141-1153.

Ricketts, T.H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158: 87-99.

Ripple, W.J.; Newsome, T.M.; Wolf, C.; Dirzo, R.; Everatt, K.T.; Galetti, M.; Hayward, M.W.; Kerley, G.I.H.; Levi, T.; Lindsey, P.A.; Macdonald, D.W.;

Malhi, Y.; Painter, L.E.; Sandom, C.J.; Terborgh, J.; Van Valkenburgh, B. 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances*, 1: e1400103.

Sousa, J.A.C.; Srbek-Araujo, A.C. 2017. Are we headed towards the defaunation of the last large Atlantic Forest remnants? Poaching activities in one of the largest remnants of the Tabuleiro forests in southeastern Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 189(3): 129.

Srbek-Araújo, A.C.; Chiarello, A. 2013. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 13: 2.

Srbek-Araujo, A.C.; Gnocchi, A.P.; Guimarães, L.J.; Roper, J.J. 2017. Defaunation as a trigger for the additional loss of plant species in fragmented landscapes: considerations on the state of Espírito Santo, southeastern Brazil. *Rodriguésia*, 68: 2001-2017.

Srbek-Araujo, A.C.; Rocha, M.F.; Peracchi, A.L. 2014. A Mastofauna da Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Ciência & Ambiente*, 49: 153-167.

Vicens, R.S.; Agarez, F.V.; Garay, I. 2004. A região da Reserva Sooretama e da Reserva de Linhares e seu entorno: das características físico-geográficas ao uso da terra. In: Garay, I.; Rizzini, C.M. (orgs.). *A Floresta Atlântica de Tabuleiros: diversidade funcional da cobertura arborea*. 2ed. Petropolis, Editora Vozes. p. 7-15.

Villar, N.; Siqueira, T.; Zipparro, V.; Farah, F.; Schmaedecke, G.; Hortenci, L.; Brocardo, C.R.; Galetti, M. 2020. The cryptic regulation of diversity by functionally complementary large tropical forest herbivores. *Journal of Ecology*, 108: 279-290.

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

CAPÍTULO 1

Uso da paisagem por ungulados na Mata Atlântica de Tabuleiros no Espírito Santo

RESUMO

Os grandes ungulados representam um importante grupo funcional na região Neotropical e sua ausência no ambiente pode refletir na perda de consideráveis processos ecológicos. Esse grupo vem sofrendo com pressões antrópicas que afetam a qualidade dos remanescentes florestais e alteram a disponibilidade de recursos na paisagem. Assim, o objetivo deste trabalho foi determinar o padrão de ocupação dos ungulados, estudando os efeitos dos tipos de habitats e da perturbação humana sobre a ocupação dessas espécies, em um dos últimos refúgios da Mata Atlântica de Tabuleiros. A região é composta por um grande bloco de matas, que ainda apresenta um nível de conservação alto, e a área florestal é circundada por diferentes cultivos agrícolas. Utilizamos dados de um monitoramento com armadilhas fotográficas, feito entre janeiro e março de 2017. Instalamos 47 armadilhas, aleatoriamente, em três diferentes habitats (floresta, plantação de eucalipto, agricultura). Para estimar a ocupação dos ungulados, utilizamos o modelo de ocupação *single-species, single-season*, que estima a probabilidade de uma área ser ocupada durante um intervalo de tempo. A seleção das covariáveis foi baseada na ecologia intrínseca das espécies, considerando as diferentes preferências de habitat. No total, obtivemos um esforço amostral de 1.854 câmeras/dia e 465 registros independentes de ungulados. De acordo com nossos resultados, para as antas, quanto maior a distância das cabruças, menor a taxa de ocupação, e quanto maior for a distância de estradas e maior for a porcentagem de mata, maior a ocupação. Para os catetos, quanto maior a distância de cabruças, menor a taxa de ocupação, e quanto maior as distâncias de cultivos de mandioca, de corpos d'água, de estrada e maior a porcentagem de mata, maior a taxa de ocupação da espécie. Para o grupo *Mazama* spp., quanto menor as distâncias dos cultivos de cana, da cabruca e de estradas, maior será a taxa de ocupação e quanto maior for a distância do eucalipto e maior porcentagem de mata, maior a taxa de ocupação. Deste modo, destacamos a importância dos diferentes ambientes encontrados na área de estudo para a probabilidade de ocupação dos ungulados. Assim, concluímos que, mesmo as espécies que toleram certos níveis de antropização (antas e catetos) estão intimamente associadas ao ambiente florestal e espécies do grupo *Mazama*, que ocupariam áreas com

nível intermediário de antropização, além de utilizarem áreas florestais, demonstram a probabilidade de ocupar locais mais perturbados (próximos aos cultivos de cana, cabruca e estradas).

Palavras-chave: armadilha fotográfica; atividade antrópica; Complexo Linhares-Sooretama; ocupação; ungulados.

ABSTRACT

Large ungulates represent a relevant functional group in the Neotropical region, and their absence in the environment would induce a loss of important ecological processes. However, this group has been suffering from anthropic pressure, affecting quality of the remnant forests and changing the availability of resources in the landscape. Based on the fact that environmental and anthropic variables influence the pattern of occupation of a species, this study aimed to determine the occupation patterns of ungulates, studying the effects of habitat types and human disturbance on it in a Tabuleiro's Atlantic Forest in Brazil. The area holds a large portion of forest presenting high conservation status, and different crops surround the area of forest. We used camera traps data collected between January and March in 2017. We have randomly placed 47 camera traps in three different habitats (forest, eucalyptus plantation, and crops). To estimate the ungulates occupancy, we used the single-species, single-season occupation model, which estimates the probability of an area is occupied by a species in a given time interval. We chose the covariates based on each species ecology and habitats preference. Overall, we had a sampling effort of 1,854 cameras/day and 465 independent ungulates records. We found that for the lowland tapir, occupation probability is higher when close to cocoa agroforests (cabruças), far from roads, and at a high percentage of forests. For the collared peccary, the greater distance from cabruças, the lower the occupancy and, the greater distances from cassava crops, water bodies, roads, and the percentage of the forest, the greater the species occupancy. And for the deer group (*Mazama* spp.), we found that occupancy is higher when close to sugar cane, cabruças, and roads, far from eucalyptus plantation, and when the percentage of the forest is higher. Our results highlight how important are the distinct type of environments for the probability of occupancy of ungulates. Thus, even species with recognizable tolerance to anthropic impact (tapir and collared peccary) are intimately associated with the forest environment. And, species from the deer group, which tend to occupy areas with intermediate levels of anthropic impact, also occupy forest areas and show some probability to use more disturbed ones (roads, sugar cane, and cabruça crops).

Keywords: anthropic activity; camera traps Linhares-Sooretama Complex; occupancy; ungulates.

1. INTRODUÇÃO

Cada espécie está associada de maneira diferente às características estruturais de seu habitat (Downes *et al.*, 1998; Tews *et al.*, 2004). Deste modo, fatores ambientais como qualidade de habitat, estrutura da paisagem, disponibilidade de recursos (Manly *et al.*, 2002; Barlow *et al.* 2007; Di Bitetti *et al.*, 2006; Gálvez *et al.*, 2013; Carrillo-Rubio *et al.*, 2014) e uma variedade de ameaças antrópicas (Pia *et al.*, 2013; Pérez-Irineo & Santos-Moreno, 2016; Marinho *et al.*, 2018; Rich *et al.*, 2018), influenciam no padrão de ocupação dos indivíduos na paisagem.

Ações antrópicas são os mecanismos que mais influenciam na estrutura da paisagem de uma região, sendo essa, de forma acelerada e com altas taxas de interferência (Metzger, 2001), seja para construção de infraestruturas, exploração de recursos naturais ou para a produção de alimentos, por meio, principalmente, do desmatamento (Maxwell *et al.*, 2016; Gallego-Zamorano *et al.*, 2020; Grantham *et al.*, 2020). A alteração do uso da terra transforma florestas contínuas em fragmentos ou tornam áreas contínuas em isoladas, afetando a qualidade dos remanescentes (Myers *et al.*, 2000) e alterando a disponibilidade dos recursos nos diferentes fragmentos florestais (Mortelliti & Boitani, 2008).

Na Mata Atlântica, por exemplo, o que resta da sua composição florestal original apresenta uma grande variação quanto à qualidade e estrutura da vegetação (Ribeiro *et al.*, 2011). A paisagem no norte do Espírito Santo é um exemplo desse cenário, mas é ainda onde se encontra um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica de Tabuleiros protegido (IPEMA, 2011), o Complexo Florestal Linhares-Sooretama (CFLS). Assim, o conjunto de áreas protegidas, como o CFLS, é considerado uma importante ferramenta para a manutenção da integridade do habitat e da diversidade de espécies (Brooks *et al.*, 2004; Rodrigues *et al.*, 2004; Butchart *et al.*, 2010).

Mesmo com a presença de todas as espécies de ungulados nativos no CFLS, devido às diversas ameaças que eles sofrem (Jorge *et al.*, 2013; Peres *et al.*, 2015; Ripple *et al.*, 2015), pode haver um aumento da chance de extinção dessas espécies. Desta forma, quando os ungulados estão ausentes no ambiente, pode ocorrer a perda de consideráveis processos ecológicos, pois

dispersam e predam uma grande variedade de sementes, influenciando na estrutura e diversidade das florestas (Gayot *et al.*, 2004; Desbiez & Keuroghlian, 2009; Tobler *et al.*, 2010). Além disso, esse grupo de espécies possui extensa distribuição geográfica, vivendo em diferentes condições ambientais, sendo encontrado em vários cenários ecológicos, o que o torna um bom modelo para estudos dos efeitos das características ambientais e impactos antrópicos (Pérez-Irineo & Santos-Moreno, 2016).

Tendo em vista que o conhecimento sobre a resposta das espécies às modificações na paisagem é essencial tanto para o conhecimento da ecologia quanto para sua conservação (Michalski & Norris, 2011), o objetivo deste trabalho foi determinar o padrão de ocupação dos ungulados, estudando os efeitos dos tipos de habitats e da perturbação humana sobre a ocupação dessas espécies, em um dos últimos refúgios da Mata Atlântica de Tabuleiros.

Seguiu-se a hipótese de que essas espécies possuem diferentes níveis de tolerância à modificação do ambiente por atividades humanas e, por isso, elas ocupariam áreas com nenhuma ou leve alteração antrópica (queixadas), alteração intermediária (veados) e alteração mais pronunciada (antas e catetos) em paisagens florestais inseridas em uma matriz de agricultura e silvicultura.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A região de estudo, o Complexo Florestal Linhares-Sooretama (CFLS), está situada em áreas de constituição geomorfológica correspondente à Formação Barreiras (Tabuleiros Terciários) e está inserida no domínio fitogeográfico Mata Atlântica (Garay & Rizzini, 2003), sendo classificada como Floresta de Tabuleiros (Peixoto & Silva, 1997). A paisagem é constituída de florestas primárias e secundárias, plantações de mamão, cabruca (plantação de cacau sob a sombra de mata nativa e seringal), eucalipto, pequenos cultivos de café e pasto (Centoducatte *et al.*, 2011; IEMA, 2019). Ainda, somadas à matriz vegetal estão as áreas urbanizadas e estradas não-pavimentadas, utilizadas pelos moradores locais e para o transporte da produção de eucalipto (Vicens *et al.*, 2004; Magnago *et al.*, 2014).

Nessa região encontra-se um grande bloco de matas protegidas, em grande parte, por três unidades de conservação – Reserva Biológica de Sooretama (27.859 ha), Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Recanto das Antas (2.212 ha) e RPPN Mutum-Preto (379 ha) – além da área protegida particular, a Reserva Natural Vale (22.771 ha), totalizando mais de 50.000 ha. O CFLS, é considerado o maior bloco de mata nativa do Espírito Santo (ES) fazendo com que essa região seja uma das poucas da Mata Atlântica, que ainda abriga populações de grandes carnívoros e herbívoros (Passamani & Mendes, 2007; Flesher & Gatti, 2010; Srbek-Araujo & Chiarello, 2013). Deste modo, o CFLS é relevante para a conservação do bioma, pois possui uma área cerca de 100 vezes maior do que 80% dos remanescentes florestais do bioma (Ribeiro *et al.*, 2009) (Figura 1).

A área de estudo é considerada moderadamente perturbada e apresenta riqueza superior à de outras florestas maduras ou conservadas (Magnago *et al.*, 2014). Ela conta com a presença de espécies vegetais com diferentes requerimentos de água no ambiente e, apesar de existir um grande bloco protegido, ele se assemelha a uma ilha, com poucos fragmentos isolados por uma matriz agropecuária (Rolim *et al.*, 2016).

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Aw, tropical com inverno seco (Alvares *et al.*, 2014) e a temperatura média anual é de $23,3\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2,1$, com média das mínimas $18,7\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,6$, e média das máximas $29,9\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,9$ (Kierulff *et al.*, 2014). A média anual de precipitação pluviométrica é de $1.214,6\text{ mm} \pm 260,5$, cujo período mais seco (abril a setembro) possui uma precipitação média de $338,8\text{ mm} \pm 119,8$ e o período mais chuvoso (outubro a março), com uma média de $875,8\text{ mm} \pm 228,0$ (Kierulff *et al.*, 2014).

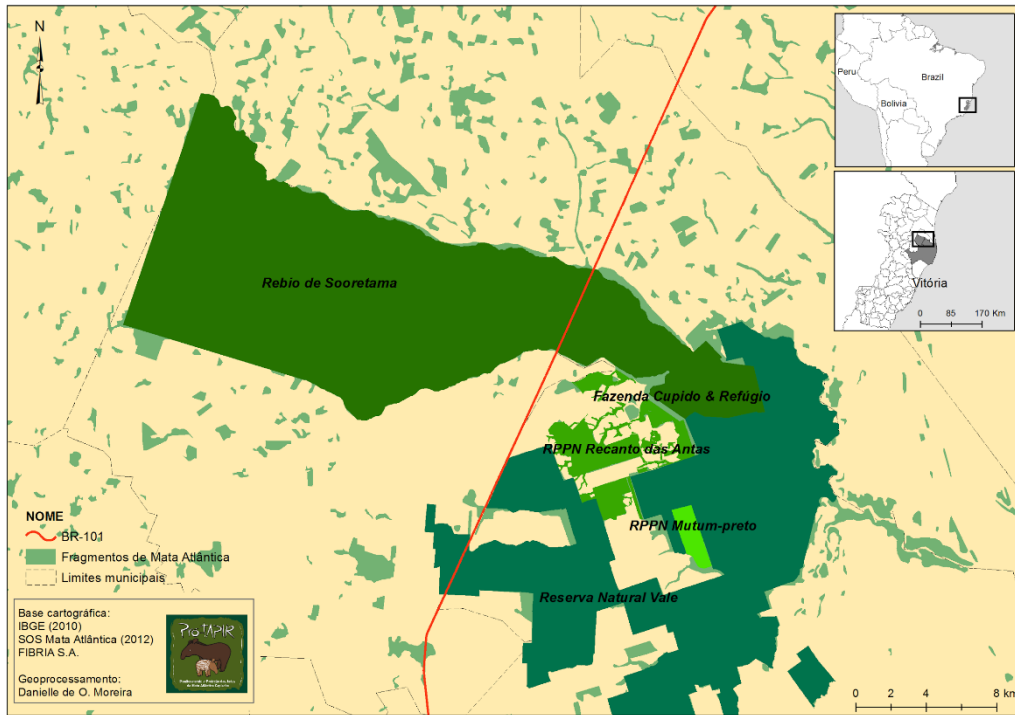


Figura 1: Complexo Florestal Linhares-Sooretama, situado no norte do estado do Espírito Santo. Áreas amostradas: Reserva Biológica de Sooretama; RPPN Recanto das Antas; RPPN Mutum-Preto; Reserva Natural Vale; Fazenda Cupido & Refúgio e propriedades particulares vizinhas ao complexo.

2.2 Espécies focais

Anta (*Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758)

A anta (Figura 2A) é o maior mamífero terrestre nativo do Brasil, ocorrendo em todos os biomas brasileiros, exceto na Caatinga, onde foi extinta regionalmente (Medici *et al.*, 2012). A espécie habita uma grande variedade de ambientes, desde florestas de galeria a florestas tropicais, associada a ambientes florestais próximos a fontes de água permanentes (Medici *et al.*, 2012), e possui hábitos noturnos ou crepusculares (Cruz *et al.*, 2014). As antas são animais herbívoros, com a dieta baseada em uma variedade de espécies vegetais, incluindo espécies de diferentes categorias como arbustivas, herbáceas e arbóreas (Bodme, 1990; Fragoso *et al.*, 2003; Tobler *et al.*, 2010, O’Farril *et al.*, 2013), sendo um importante grupo funcional ao dispersar uma grande quantidade de frutos com sementes de médio e grande porte (Tobler *et al.*, 2010). Esse ungulado é frequentemente observado em paisagens florestais com matrizes de silvicultura e agricultura, além de ter como área de vida manchas de floresta secundária (Centoducatte *et al.*, 2011; Gatti *et al.*, 2017) e,

por isso, pode ser considerada uma espécie tolerante à interferência humana nesses tipos de paisagens.

Cateto (*Dicotyles tajacu* Linnaeus, 1758)

Os catetos (Figura 2B) são animais que vivem em bandos de 5 a 25 membros (Kiltie & Terborgh, 1983), dividindo-se em subgrupos temporariamente, que se unem no início da manhã e no fim da tarde (Keuroghlian *et al.*, 2004). É considerada a espécie de pecarídeo com a maior distribuição geográfica (Sowls, 1997), ocorrendo em todos os biomas brasileiros (Desbiez *et al.*, 2012). O cateto possui uma dieta primariamente frugívora, porém pode se alimentar de tubérculos, raízes, folhas, flores e até invertebrados e pequenos vertebrados (Taber *et al.*, 2011). Essa espécie é importante na manutenção dos ecossistemas, como predadora e dispersora de sementes (Desbiez & Keuroghlian, 2009). O cateto é considerado uma espécie resistente a alterações antrópicas (Desbiez *et al.*, 2012) por ter a capacidade de habitar uma ampla gama de tipos de vegetação, sendo capaz de sobreviver em áreas altamente antropizadas e fragmentadas (Keuroghlian *et al.*, 2004).

Queixada (*Tayassu pecari* Link, 1795)

O queixada (Figura 2C) também vive em grupos, porém se diferencia das demais espécies de ungulados neotropicais por formarem grandes grupos, podendo chegar a centenas de indivíduos (Kiltie & Terborgh, 1983). Ele está amplamente distribuído no território nacional, sendo encontrado em todos os biomas (Keuroghlian *et al.*, 2012). É uma espécie diurna/crepuscular (Mayer & Wetzel, 1987) e considerada frugívora, mas também pode complementar a sua dieta com sementes, raízes e larvas de inseto. Os queixadas são importantes na manutenção dos ecossistemas como predadores e dispersores de sementes, e são conhecidos como engenheiros ecossistêmicos (Desbiez & Keuroghlian, 2009, Altrichter *et al.*, 2012). Contudo, é uma espécie muito sensível à ação antrópica e tem sofrido perdas significativas de habitats em todos os biomas (Altrichter *et al.*, 2012). Os queixadas utilizam vários tipos diferentes de habitats por toda sua distribuição geográfica sendo encontrados

em florestas tropicais úmidas e densas, usualmente primárias, associadas a fontes de água (Lee & Peres, 2008).

Veado-mateiro (*Mazama americana* Erxleben, 1777)

O veado-mateiro (Figura 2D) está distribuído por todo o Brasil (Duarte *et al.*, 2012a) e habita florestas tropicais e subtropicais, incluindo florestas maduras, secundárias, de galerias e savanas, próximas às bordas das florestas (Emmons & Feer, 1997). São considerados excelentes nadadores e, com frequência, usam riachos como estratégia anti-predação e de locomoção (Vogliotti, 2003). É uma espécie solitária e com padrão de atividade catemeral (diurna, crepuscular e noturna) (Rivero *et al.*, 2005), com uma dieta baseada em frutas, sementes, fungos, flores e brotos e, em épocas de escassez de alimentos, podem se alimentar de folhas e gramíneas para complementar a sua dieta (Duarte *et al.*, 2012a). É considerada uma espécie muito vulnerável à degradação do seu meio e, portanto, uma espécie ideal para o uso como indicadora de qualidade do ambiente (Duarte *et al.*, 2012a).

Veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira* G. Fisher [von Waldheim], 1814)

O veado-catingueiro (Figura 2E) está amplamente distribuído pelo Brasil, sendo encontrado em todos os biomas do país (Duarte *et al.*, 2012b). Ele ocupa vários ambientes, de florestas densas e contínuas a savanas abertas, com pequenas e poucas manchas de mata, porém sempre associados a áreas florestais (Duarte *et al.*, 2012b). São animais diurnos e solitários (Duarte *et al.*, 2012b), apresentam uma dieta variada, predominantemente herbívora/frugívora, variando a composição e importância relativa dos itens de acordo com a estação e o ambiente no qual a espécie é encontrada (Varela, 2003). A espécie se adapta a terras cultivadas e com pequeno grau de alteração antrópica, bastando que estejam disponíveis áreas florestadas (Pinder & Leeuwenberg, 1997) e, por isso, é considerada uma espécie resistente a atividades antrópicas e com capacidade adaptativa.

Veado-roxo (*Mazama nemorivaga* Cuvier, 1817)

O veado-roxo (Figura 2F) é uma espécie de médio porte (14,0-15,5 kg) com chifres simples e pelagem cinzenta (Rossi *et al.*, 2010), comumente associada ao bioma Amazônico (Rossi *et al.*, 2010). Porém, devido a recentes estudos com genética e armadilhamento fotográfico, foi relatada a existência de pelo menos duas populações da espécie na Mata Atlântica do Espírito Santo e Bahia (Oliveira *et al.*, 2020), ampliando, assim, a sua distribuição geográfica em território brasileiro. Esta espécie habita fisionomias vegetais mais esparsas e secas, com florestas altas, e não possui afinidade com florestas sazonalmente inundadas (várzeas) (Bodmer, 1997) e possui hábitos diurnos (Rossi *et al.*, 2010). A base da sua dieta é composta por frutos e folhas e, aparentemente, a espécie é considerada dispersora de espécies vegetais com sementes de pequeno porte (0,5-1,0cm) e predando sementes de grande porte (Gayot *et al.*, 2004). Embora a espécie seja encontrada em florestas secundárias, não é conhecido como ela responde à fragmentação e mudanças no habitat (Rossi *et al.*, 2010).

***Mazama* spp.**

Para as análises de modelo de ocupação deste estudo, as três espécies de veados mencionadas acima foram incluídas em um único grupo, *Mazama* spp. Essa decisão foi tomada devido às dificuldades para a identificação exata das espécies do gênero *Mazama*, pois estas possuem tamanho, coloração e demais características fenotípicas muito semelhantes entre si, além da recente descoberta de uma população da espécie amazônica (*Mazama nemorivaga*) no CFLS (Oliveira *et al.*, 2020). Pelo fato de estarmos analisando o grupo como um todo, consideramos *Mazama* spp. com tolerância intermediária a perturbações antrópicas.

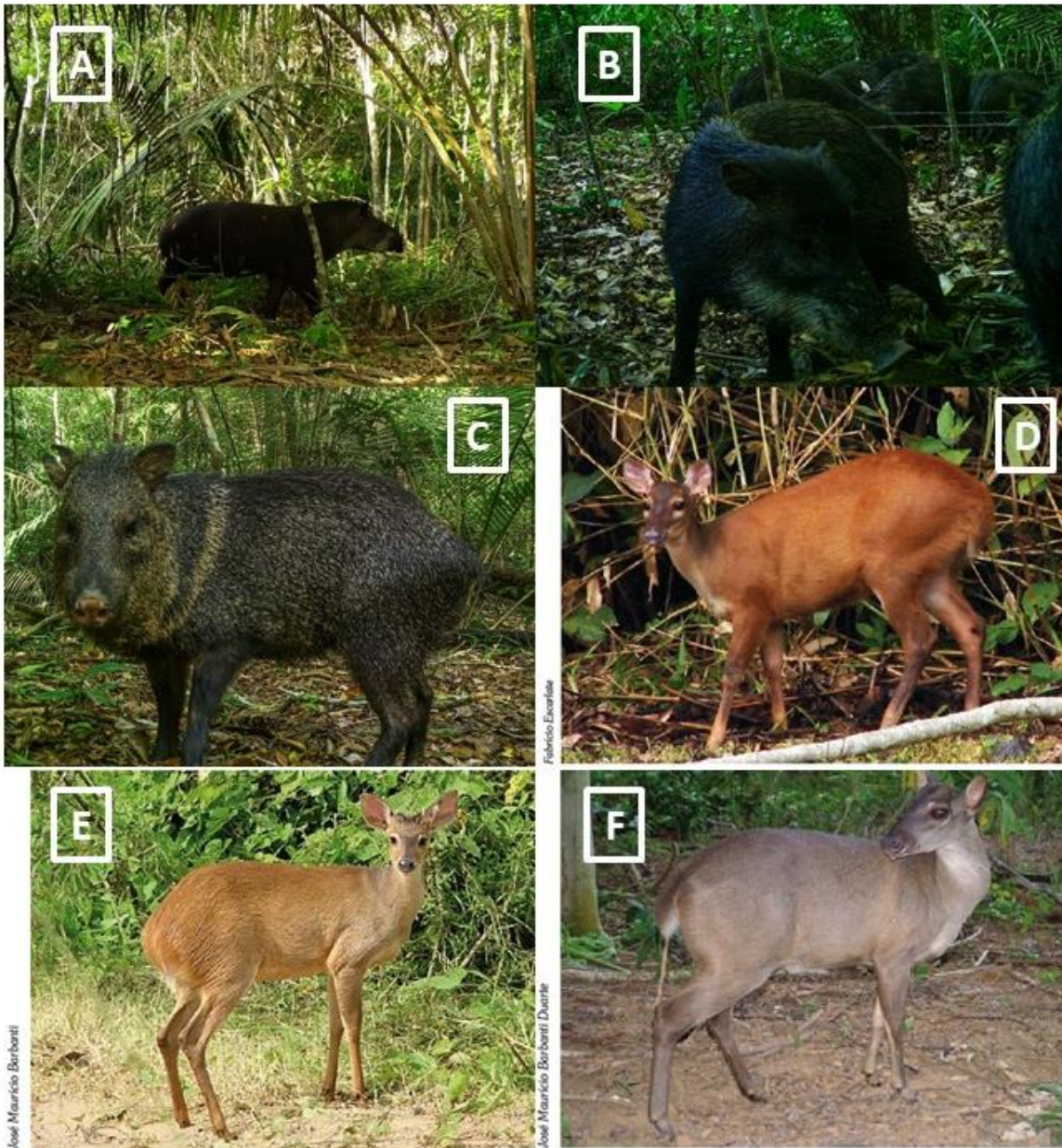


Figura 2: Espécies focais de ungulados encontrados no Complexo Florestal Linhares-Sooretama. A: Anta (*Tapirus terrestris*); B: Queixada (*Tayassu pecari*); C: Cateto (*Dicotyles tajacu*); D: Veado-mateiro (*Mazama americana*); E: Veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*); F: Veado-roxo (*Mazama nemorivaga*). Fotos A, B e C: acervo Pró-Tapir.

2.3 Delineamento amostral e coleta de dados

O delineamento amostral foi elaborado para o uso de modelos de ocupação propostos por Mackenzie *et al.* (2006). As coletas foram realizadas por meio de armadilhamento fotográfico em diferentes ambientes, no CFLS e entorno. O monitoramento teve duração de (45-50 dias) e ocorreu entre janeiro e março de 2017, durante a estação chuvosa (INCAPER, 2017). Nessa etapa,

51 armadilhas fotográficas foram instaladas, porém três delas foram furtadas e uma apresentou problemas técnicos. Deste modo, 47 armadilhas foram passíveis de análise.

As armadilhas foram instaladas em três ambientes diferentes presentes na área de estudo: floresta, plantação de eucalipto e agricultura. A disposição das AFs foi escolhida aleatoriamente na paisagem, utilizando-se um padrão de *grid* de 4 km², e foram espaçadas com distâncias mínimas de 2 km, para, assim, maximizar a probabilidade de registros e minimizar a autocorrelação espacial (Figura 3). Cada armadilha permaneceu em operação 24 horas por dia.

Esse protocolo foi seguido para assegurar o cumprimento das premissas assumidas pelo modelo de ocupação, que são: (1) a população deve ser fechada; (2) os sítios de amostragem são independentes, (3) não existe heterogeneidade inexplicável para a ocupação e (4) não existe heterogeneidade inexplicável para a detecção (Mackenzie *et al.*, 2006).

Para estimar o esforço amostral, multiplicou-se o número de armadilhas fotográficas pelo número de dias amostrados (1d = 24h), excluindo o período de inatividade, seja por problemas técnicos, pela falta de espaço da memória do cartão, ou por pilhas descarregadas (Srbek-Araujo & Chiarello, 2005). Um evento foi considerado independente para: (a) fotografias da mesma espécie dentro de um intervalo de uma hora, para a mesma câmera; (b) fotografias consecutivas da mesma câmera de indivíduos diferentes, claramente distinguíveis; (c) fotografias não consecutivas da mesma câmera; (d) para queixadas e catetos, que formam grupos sociais, cada indivíduo do grupo, na mesma fotografia, foi considerado um registro independente (Wallace *et al.*, 2012).

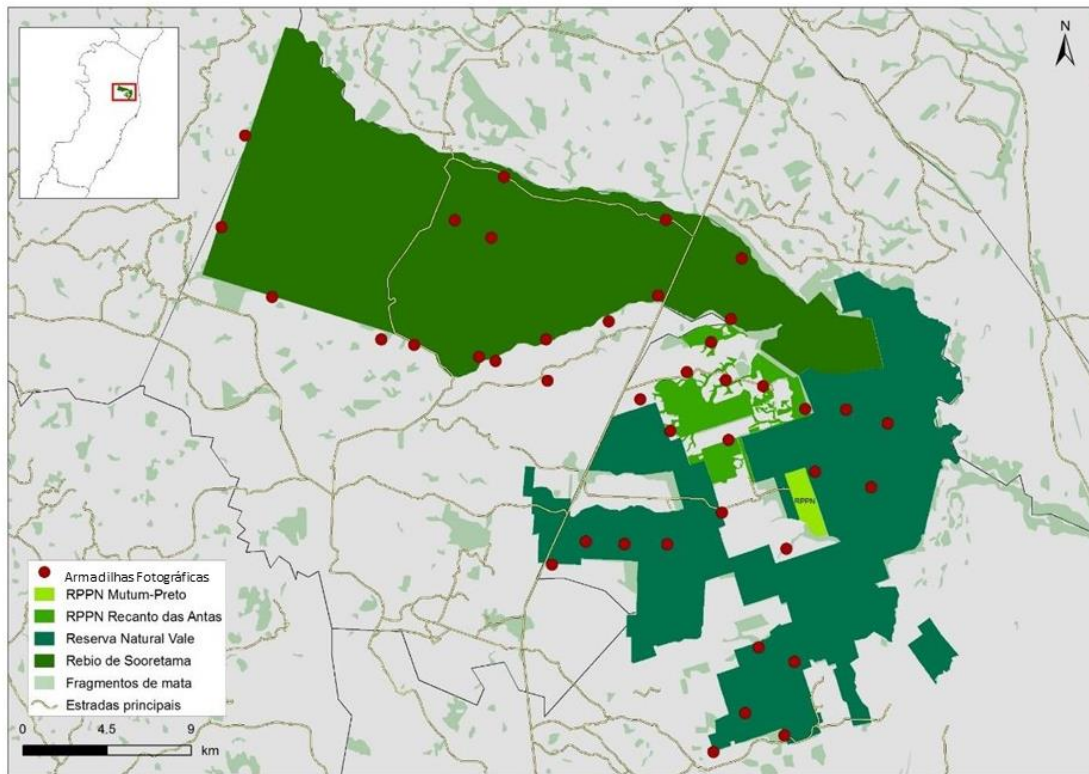


Figura 3: Disposição das armadilhas fotográficas no Complexo Florestal Linhares-Sooretama e entorno, durante o monitoramento independente entre janeiro e março de 2017.

2.4 Seleção de covariáveis

Foram selecionadas covariáveis ambientais e antrópicas que poderiam exercer influência na detecção e ocupação das espécies, considerando as informações biológicas do grupo. As covariáveis selecionadas foram consideradas de acordo com: (1) a menor distância linear, em metros, de cada armadilha fotográfica em relação aos cultivos de banana (*distBanana*), mamão (*distMamão*), cana (*distCana*), mandioca (*distMandioca*) e cabruca (*distCabruca*); (2) a menor distância às pastagens (*distPastagem*), florestas de eucalipto (*distEucalipto*) e estradas (*distEstrada*); (3) a menor distância aos corpos d'água perene (*distÁgua*); e (4) a porcentagem de mata nativa dentro de um buffer circular com um raio de 1 km (*%Mata*), ao redor de uma armadilha fotográfica. É importante destacar que a covariável “cabruca” engloba os plantios de cacau e seringueira, configurando, desta forma, uma única categoria, pois os plantios são realizados em conjunto.

A seleção das covariáveis foi baseada na ecologia intrínseca das espécies, dada as diferentes preferências de habitat, deste modo, as variáveis ambientais e antrópicas podem exercer influência de maneira diferente sobre a probabilidade de detecção e ocupação das espécies de ungulados no Complexo Florestal Linhares-Sooretama seguiram a Tabela 1.

Tabela 1: Covariáveis ambientais selecionadas para explicar a probabilidade de detecção (p) e de ocupação (Ψ) da anta, cateto e *Mazama* spp., no Complexo Florestal Linhares-Sooretama. Os efeitos hipotetizados positivos (+) ou negativos (-) são dados para cada parâmetro.

Espécie	Variável	Parâmetro	Efeito sobre a (p)	Efeito sobre a (Ψ)
Anta	distMamão (m)	p/Ψ	-	-
	distÁgua (m)	p/Ψ	-	-
	%Mata (%)	p/Ψ	+	+
	distPastagem (m)	Ψ		+
	distEucalipto (m)	Ψ		-
	distEstrada (m)	Ψ		+
	distCabruca (m)	Ψ		-
Cateto	disMandioca (m)	p/Ψ	-	-
	distÁgua (m)	p/Ψ	-	-
	%Mata (%)	p/Ψ	+	+
	distEstrada (m)	Ψ		+
	distCabruca (m)	Ψ		-
Mazama spp.	distEstrada (m)	p/Ψ	+	+
	distEucalipto (m)	p/Ψ	-	-
	%Mata (%)	p/Ψ	+	+
	distCana (m)	Ψ		-
	distCabruca (m)	Ψ		-
	distÁgua (m)	Ψ		-

Os dados espaciais foram obtidos por meio do mapa de uso e ocupação do solo, disponibilizado pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), proveniente do ortofotomosaico gerado a partir de um levantamento aerofotográfico digital, realizado entre 2012 e 2015, de resolução espacial de 0,25 m, georreferenciado no Sistema de Projeção UTM, Datum SIRGAS2000, zona 24S. As distâncias foram medidas usando a ferramenta *proximidade*, e os buffers foram calculados com a ferramenta *buffer*, ambos no programa ArcMap 10. Como fonte de dados dos indicadores de impacto antrópico, foram usadas informações disponíveis pelo Instituto Jones dos

Santos Neves (<http://www.ijsn.es.gov.br/mapas/>) e informações de corpos d'água foram obtidas do Geobases-ES (<https://geobases.es.gov.br/downloads>).

2.5 Análise de ocupação

Para determinar o padrão de ocupação dos ungulados em diferentes habitats na área de estudo, ou seja, a proporção da área que é utilizada pelas espécies-alvo, foi utilizado o modelo de ocupação *single-species, single-season* desenvolvido por Mackenzie *et al.* (2002, 2006), baseado em regressões logísticas e inferência de multi-modelo. O modelo de ocupação estima a probabilidade que uma área é ocupada durante um intervalo de tempo, levando em conta a detecção imperfeita das espécies (Mackenzie *et al.*, 2002), na qual a probabilidade de detecção está condicionada à probabilidade da presença da espécie em um sítio e, para cada estação de armadilha fotográfica, os fatores ambientais e antrópicos (covariáveis) foram designados.

Os modelos de ocupação são baseados em amostragens em um número "N" de áreas ("sites") que são visitadas múltiplas vezes (ocasiões), registrando-se as ocasiões em que a espécie-alvo é detectada, com uma probabilidade p . A detecção ("1") e não detecção ("0") de uma espécie, em cada ocasião, resulta num histórico de detecção. Neste estudo, cada estação de armadilha fotográfica (*site*) teve um histórico de detecção/não-detecção independente (Otis *et al.*, 1978). Em cada ocasião, a espécie foi detectada, indicando ocupação, Ψp , ou não detectada, $\Psi(1-p)$, mesmo estando presente, ou ausente ($1-\Psi$). A partir desses dados, a probabilidade de ocupação durante uma amostragem é obtida. Por exemplo, a probabilidade para uma área "i" com histórico 01010 (detecção na segunda e quarta ocasiões) será: $\Psi(1-p_1)p_2(1-p_3)p_4(1-p_5)$; onde Ψ é a probabilidade da espécie estar presente na área e p_i é a probabilidade de detecção na área i .

Para este estudo, o período de amostragem foi dividido em dez ocasiões de cinco dias cada e, com base na proporção de pontos de amostragem com detecção, foi estimada a ocupação "ingênuo" (*naive occupancy*; MacKenzie *et al.*, 2002). A partir da matriz de detecção foram gerados modelos (*single-species*), permitindo que cada espécie pudesse ser avaliada independentemente.

Foram preparados modelos de ocupação para cada espécie, baseados nos históricos de detecção da espécie para cada área, para que os parâmetros de detecção e ocupação fossem estimados por máxima verossimilhança ou procedimentos Bayesianos (Mackenzie *et al.*, 2006). Cada covariável foi testada para cada parâmetro, a fim de identificar com precisão quais fatores mais afetam os padrões de ocupação local das espécies (Mackenzie *et al.*, 2006). Para avaliar os melhores modelos, foram construídos diferentes modelos, levando em consideração (1) as covariáveis, tanto isoladas quanto combinadas para a ocupação, mantendo a detecção constante $p(\cdot)$; (2) variando a detecção e mantendo a ocupação constante $\Psi(\cdot)$; (3) todas as covariáveis (o modelo global); e (4) nenhuma covariável (o modelo constante ou nulo: $\Psi(\cdot)p(\cdot)$). Por fim, foram selecionados os melhores modelos com $\Delta AIC \leq 2$ (Burnham & Anderson, 2002).

Previamente à seleção de modelos, foi testado se os dados estavam sobredispersos, calculando-se o parâmetro de sobredispersão (\hat{c}). O \hat{c} foi avaliado por meio do “goodness of fit” (GOF) do modelo mais parametrizado (modelo global para Ψ), obtido pelo procedimento de bootstrap com 2.000 aleatorizações (Mackenzie & Bailey, 2004). Valores de $\hat{c} > 1$ indicam variação maior que a esperada pelo modelo (Mackenzie & Bailey, 2004), portanto, nesses casos, foi utilizado o QAICc ao invés do AICc para a seleção de modelos, sendo selecionados os melhores modelos com $\Delta QAICc \leq 2$ (Burnham & Anderson, 2002). Os modelos foram gerados no Programa PRESENCE (versão 2.12.39) (Hines, 2006).

3. RESULTADOS

Considerando um esforço amostral de 1.854 câmeras/dia em cerca de 45.310 horas amostradas, com um total de 465 registros independentes de ungulados, o cateto foi a espécie mais frequente nas capturas ($n = 216$), seguida da anta (120), *Mazama* spp. ($n = 118$) e queixada ($n = 11$). Assim, o sucesso de captura de cada espécie foi de 11,6% para o cateto, 6,5% para a anta, 6,4% para *Mazama* spp. e 0,6% para o queixada. Para este último, além

do baixo número de registros, todos ocorreram em uma única ocasião, o que não permitiu incluir a espécie na análise.

O teste “goodness of fit” (GOF) para catetos ($\hat{c} = 0,98$) e *Mazama* spp. ($\hat{c} = 0,89$) não revelou sobredispersão, mas revelou para a anta ($\hat{c} = 1,03$). Assim, para essa espécie, o valor de \hat{c} foi utilizado para ajustar os resultados da seleção do modelo e as estimativas de precisão.

3.1 Determinantes da ocupação de ungulados no Complexo Florestal Linhares-Sooretama

Anta (*Tapirus terrestris*)

As antas foram detectadas em 22 dos 47 pontos amostrais, sendo a sua ocupação “naive” de 46,80% (Figura 4). Dos 62 modelos construídos a partir das variáveis selecionadas, três foram bem classificados ($\Delta\text{QAICc} \leq 2$) (Tabela 2).

Das três variáveis testadas para a detecção, apenas uma mostrou ter atingido convergência numérica, ou seja, obteve suporte estatístico para explicar a detecção da anta nos ambientes amostrados. Desta forma, foram encontradas evidências de que apenas a variável distância a corpos d’água afeta negativamente a probabilidade de detecção ($\beta = -0.001264 \pm 0.000355$), ou seja, o modelo que inclui essa variável sugere que a taxa de detecção da anta é maior quanto menor for a distância a corpos d’água.

Já em relação à ocupação da anta, dois modelos tiveram bom suporte e incluem as variáveis distâncias de cabruca, estradas e porcentagem de mata para explicar a influência na ocupação da espécie. Dessas, apenas a primeira demonstrou relação negativa com a ocupação ($\beta = -0.000298 \pm 0.000226$), ou seja, quanto maior a distância de cabruca, menor a taxa de ocupação. Já as demais variáveis, sugerem que a probabilidade de ocupação da anta aumenta quanto maior for a distância de estradas ($\beta = 0.000016 \pm 0.000602$) e maior for a porcentagem de mata ($\beta = 0.030551 \pm 0.005147$).

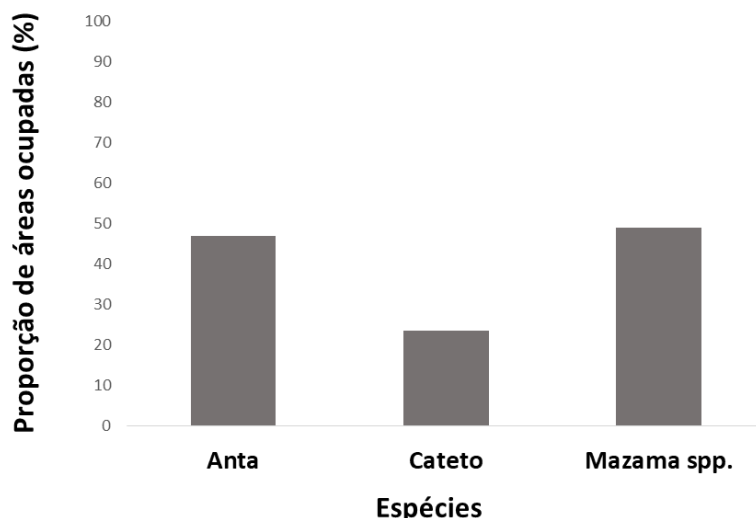


Figura 4: Ocupação “naive”, ou proporção de áreas ocupadas esperadas, para as espécies de ungulados no Complexo Florestal Linhares-Sooretama, norte do estado do Espírito Santo.

Tabela 2: Modelos com melhores suportes estatísticos de probabilidade de detecção e ocupação da anta no Complexo Florestal Linhares-Sooretama. Covariáveis: menor distância da cabruca (“distCabruca”); menor distância de estradas (“distEstrada”); menor distância de corpos d’água perene (“distÁgua”) e porcentagem de mata nativa dentro de um buffer circular com um raio de 1 km (“%mata”). Ψ = ocupação; p = detecção.

Modelo	QAICc	Δ QAICc	AICc peso	Nº Parâmetros
$\Psi(\text{distCabruca}+\% \text{mata}), p(.)$	315.93	0	0.3133	3
$\Psi(.), p(\text{distÁgua})$	317.8	1.87	0.123	2
$\Psi(\text{distCabruca}+\text{distEstrada}+\% \text{mata}), p(.)$	317.93	2	0.1153	4

Cateto (*Dicotyles tajacu*)

Os catetos foram detectados em 11 dos 47 pontos amostrais, sendo sua ocupação “naive” de 23,40% (Figura 4). Dos 28 modelos construídos a partir das variáveis selecionadas, quatro modelos foram bem classificados (Δ QAICc \leq 2). Nenhum modelo gerado foi significativo para a probabilidade de detecção dos catetos na área de estudo e, dentre os modelos com bom suporte estatístico, todos estão relacionados com a ocupação da espécie, mantendo a detecção constante (Tabela 3).

Com relação à ocupação do cateto no CFLS, os quatro modelos com bom suporte foram aqueles construídos com variáveis associadas, e as variáveis distância de cabruca, de cultivos de mandioca, de corpos d’água, de

estrada e porcentagem de mata foram as que apresentaram influência nessa análise. Assim, os modelos sugerem que quanto maior a distância de cabruças, menor a taxa de ocupação dos catetos ($\beta = -0.000613 \pm 0.000315$), e quanto maior as distâncias de cultivos de mandioca ($\beta = 0.000833 \pm 0.000422$), distância da água ($\beta = 0.001551 \pm 0.001211$) e de estrada ($\beta = 0.001168 \pm 0.000646$) e maior a porcentagem de mata ($\beta = 0.007104 \pm 0.007011$), existe um aumento na taxa de ocupação da espécie.

Tabela 3: Modelos com os melhores suportes estatísticos de probabilidade de ocupação do cateto no Complexo Florestal Linhares-Sooretama. Covariáveis: menor distância de corpos d'água perene ("distÁgua"); menor distância de estradas ("distEstrada"); menor distância da cabruca ("distCabruca"); menor distância de cultivo de mandioca ("distMandioca") e porcentagem de mata nativa dentro de um buffer circular com um raio de 1 km ("%mata"). Ψ = ocupação; p = detecção.

Modelo	AIC	Δ AIC	AIC peso	Nº Parâmetros
$\Psi(\text{distÁgua}+\text{distEstrada}+\text{distCabruca}),p(.)$	199.89	0	0.3066	4
$\Psi(\text{distEstrada}+\text{distCabruca}),p(.)$	200.52	0.63	0.2237	3
$\Psi(\text{distMandioca}+\text{distCabruca}),p(.)$	200.92	1.03	0.1832	3
$\Psi(\% \text{mata}+\text{distÁgua}+\text{distEstrada}+\text{distCabruca}),p(.)$	201.66	1.77	0.1265	5

***Mazama* spp.**

Mazama spp. foi detectada em 23 dos 47 pontos amostrais, sendo sua ocupação "naive" de 48,93% (Figura 4), a maior dentre os ungulados aqui estudados. Assim, dos 46 modelos construídos a partir das variáveis selecionadas, dois modelos foram bem classificados (Δ AIC \leq 2). Nenhum modelo gerado foi significativo para a detecção do grupo *Mazama* spp. na área de estudo e, dentre os modelos com bom suporte estatístico, todos estão relacionados com a ocupação, mantendo a detecção constante (Tabela 4).

Com relação à ocupação do grupo *Mazama* spp. no CFLS, os dois modelos com bom suporte foram aqueles construídos com variáveis combinadas, e as variáveis distância de eucalipto, da cana, da cabruca, de estrada e porcentagem de mata foram as que explicaram melhor a influência na ocupação. Dessas, os modelos sugerem que quanto menor as distâncias da cana ($\beta = -0.000090 \pm 0.000182$), da cabruca ($\beta = -0.000420 \pm 0.000226$) e de estradas ($\beta = -0.000135 \pm 0.000627$), maior é a taxa de ocupação. Ainda, a

probabilidade de ocupação do grupo *Mazama* spp. aumenta quanto maior for a distância do eucalipto ($\beta = 0.001132 \pm 0.000594$) e com uma maior porcentagem de mata ($\beta = 0.060201 \pm 0.008481$).

Tabela 4: Modelos com melhores suportes estatísticos de probabilidade de ocupação do grupo *Mazama* spp. no Complexo Florestal Linhares-Sooretama. Covariáveis: menor distância às florestas de eucalipto (“distEucalipto”); menor distância de estradas (“distEstrada”); menor distância da cabruca (“ditCabruca”); menor distância de cultivo de cana (“distCana”) e porcentagem de mata nativa dentro de um buffer circular com um raio de 1 km (“distMata”). Ψ = ocupação; p = detecção.

Modelo	AIC	Δ AIC	AIC peso	Nº Parâmetros
$\Psi(\text{distEucalipto}+\text{distCana}+\text{distCabruca}+\text{\%mata}),p(.)$	326.4	0	0.274	5
$\Psi(\text{distEucalipto}+\text{distCana}+\text{distCabruca}+\text{distEstrada}+\text{\%mata}),p(.)$	328.37	1.97	0.1023	6

4. DISCUSSÃO

O CFLS é uma área heterogênea que vem sofrendo interferência antrópica ao longo dos anos. Dispondo de uma variedade de ambientes que são ocupados de maneira particular por cada espécie de ungulados, nossos resultados demonstram que, mesmo as espécies que toleram áreas com nível pronunciado de antropização (antas e catetos), estão intimamente associadas ao ambiente florestal, e confirmam que espécies ocorrentes em áreas com nível intermediário de antropização (grupo *Mazama* spp.), além de utilizarem áreas florestais, demonstram tolerância a locais mais perturbados (próximos aos cultivos de cana e estradas). Esse uso diferencial do habitat pelas espécies pode estar relacionado à disponibilidade de recursos alimentares ou abrigos nos diferentes ambientes, além de ser importante nas relações interespecíficas local. Além disso, destacamos a importância das matas conservadas para a manutenção das espécies de ungulados, haja visto que sem a presença do complexo, a área de estudo estaria reduzida a poucos e pequenos fragmentos de matas, dessa forma, aumentando as chances de extinções locais do grupo faunístico estudado.

Encontramos alta probabilidade de ocupação (ocupação “naive”) no CFLS para o grupo *Mazama* sp. e para as antas (48,93% e 46,80%, respectivamente), porém uma baixa probabilidade de ocupação para os catetos

(23,40%). Esse resultado para os catetos condiz com os últimos relatos de fiscais da Reserva Biológica de Sooretama e da Reserva Natural Vale, os quais apontam a baixa ocorrência dessa espécie na paisagem como um todo, principalmente na porção oeste, devido ao histórico de caça e a presença de rodovias, como a BR-101, pode inibir a movimentação dos grupos na área de estudo (Shepard *et al.*, 2008).

Considerando que as probabilidades de ocupação do grupo *Mazama* spp. e da anta são muito próximas no CFLS, é provável que isso ocorra pois a anta seja aquela espécie que possua maior capacidade de ocupar diferentes ambientes. A ocupação do grupo *Mazama* spp. também foi alta e similar a da anta, mas deve-se ter cautela ao dizer que eles têm uma alta taxa de ocupação, uma vez que há um viés do agrupamento de diferentes espécies, em uma única análise. Com relação às antas, sua alta probabilidade de ocupação, pode estar relacionada ao fato da espécie possuir uma grande capacidade de deslocamento na paisagem, principalmente, no processo de forrageio por alimentos, explorando assim diferentes ambientes na paisagem (Fragoso *et al.*, 2003).

A seguir, discutiremos como as variáveis testadas neste trabalho podem influenciar o padrão de ocupação de cada espécie.

Anta (*Tapirus terrestris*)

Nossos resultados sugerem que cabruças, áreas florestais e estradas afetam a probabilidade de ocupação da anta no CFLS, com uma maior ocupação da espécie para as duas primeiras variáveis. Além disso, as armadilhas fotográficas foram mais eficientes em detectar as antas em áreas mais próximas a corpos d'água, como também reportado por estudos de Ferregueti *et al.* (2017) e Tejeda-Cruz *et al.* (2009). A anta possui uma forte associação com corpos d'água, utilizando-as tanto para o forrageamento (Fragoso *et al.*, 2003), proteção contra predadores e caçadores (Naranjo, 2019), descanso e prevenção de ectoparasitas (Padilla & Dowler, 1994; Foerster & Vaughan, 2002) quanto para deposição de fezes (Eisenberg, 1989; Bodmer, 1991; Salas & Fuller, 1996), o que pode explicar a detecção da espécie nesses locais.

Em relação a taxa de ocupação da anta no CFLS, destacamos que áreas protegidas e blocos de florestas maduras como a Rebio de Sooretama, são importantes para a manutenção da espécie (Flesher & Gatti, 2010) e possuem menores chances de sofrerem impactos da pressão antrópica, diminuindo a possibilidade do processo de fragmentação e redução do habitat, ou até mesmo a caça (Galetti *et al.*, 2009). Os modelos gerados neste estudo sugerem que quanto maior a proporção de mata nativa, maior será a probabilidade de ocupação da anta, esse resultado corrobora Gómez *et al.* (2016), que em um estudo feito na região amazônica da Guiana Francesa. A forte relação entre antas e blocos florestais conservados, pode estar ligada ao fato que essas áreas fornecem uma grande variedade de recursos, sendo importantes para processos de forrageamento, busca de parceiros sexuais ou até mesmo na procura por abrigos (Fragoso *et al.*, 2003).

A influência das cabruças na ocupação das antas no CFLS pode ser explicada pelo pequeno tamanho da área e pela sua conectividade com a área de floresta nativa. Além disso, cabruças são áreas heterogêneas, com alta produtividade primária (Naranjo, 2009; Cove *et al.*, 2014), podendo fornecer diferentes fontes potenciais de recursos para a espécie (Cordeiro, 2004). No caso específico da área de estudo analisada, as cabruças também estão associadas às seringueiras e, segundo relato de produtores locais, as antas consomem brotos e folhas dessa espécie.

As antas, assim como muitos mamíferos (Emmons & Feer, 1997; Harmsen *et al.*, 2010; Tobler & Powell, 2013), geralmente utilizam estradas para se deslocarem, e existem muitas evidências de vestígios de pegadas do seu uso na região de estudo (Moreira *et al.*, 2018). Contudo, nosso trabalho identificou que as estradas parecem ser evitadas por antas, como também constatado por de La Torre *et al.* (2018), no México, sendo estas utilizadas provavelmente apenas como áreas de passagem.

Cateto (*Dicotyles tajacu*)

Nosso estudo sugere que o tipo de habitat mais utilizado pelo cateto são áreas de mata e de cabruca. Estradas são evitadas pela espécie e, diferentemente do esperado, eles também evitam corpos d'água e cultivos de

mandioca. Áreas de mata em estágio inicial de regeneração ou de mata secundária, com áreas de cabruca, e com pequeno grau de fragmentação podem manter sua riqueza funcional (Magnago *et al.*, 2014), possibilitando que animais explorem uma variedade de recursos. Tejeda-Cruz *et al.* (2009), em um estudo realizado no México, descreveu que os catetos estão intimamente associados à mata secundária, fonte potencial de diferentes recursos alimentares (Cordeiro, 2004; Naranjo, 2009; Cove *et al.*, 2014).

Na área de estudo, onde ainda são encontrados fragmentos de mata madura e primária (Garay, 2003; Ribeiro *et al.*, 2009; Rolim *et al.*, 2016), foi observado que os catetos têm maior probabilidade de ocupação em áreas com alta porcentagem de cobertura nativa. Isso pode indicar que o cateto também ocupa áreas com alto grau de conservação e que essa relação pode estar ligada ao fato de que áreas altamente antropizadas diminuem a probabilidade de ocupação de espécies nativas (Peres & Terborgh 1995; Peres, 2001; Bruner *et al.*, 2001).

Em relação aos corpos d'água, Licona *et al.* (2011), Pérez-Irineo & Santos-Moreno (2016) e Ferregueti *et al.* (2018) revelam que catetos possuem uma grande afinidade por esse recurso. Dessa forma seria lógico esperar uma maior ocupação da espécie em áreas próximas aos corpos d'água, principalmente se considerarmos que esse é um recurso bem distribuído no CFLS (Garay, 2003). Porém, a explicação para a baixa probabilidade de ocupação dos catetos próxima a essas áreas, seria para evitar competição com os queixadas (Keuroghlian *et al.*, 2004), também presentes na área e possivelmente associados aos corpos d'água (Ferregueti *et al.*, 2018). Licona *et al.* (2011), também associaram a evitação de “barrancos minerais” (locais onde os ungulados lambem sal mineral de barrancos para suprir sua deficiência de minerais) pelos catetos com a presença de queixadas.

Assim como para as antas, os nossos resultados sugerem que a ocupação de catetos é influenciada positivamente pelos cultivos de cabruca, possivelmente devido à heterogeneidade desse tipo de cultivo, cuja característica principal é o cacau ser cultivado junto a seringueiras e mata nativa. Além disso, a cabruca na área de estudo pode ser considerada uma extensão da mata, aumentando a área disponível de forrageamento e abrigo.

Apesar da alta capacidade de adaptação e de plasticidade do cateto a diversos tipos vegetacionais e ambientes heterogêneos e alterados (Keuroghlian *et al.*, 2004; Reyna-Hurtado *et al.*, 2009; Keuroghlian *et al.*, 2009; Bender *et al.*, 2014; Ferregueti *et al.*, 2018; Tejeda-Cruz *et al.*, 2009), chama a atenção o fato da ocupação do cateto ser menor quando próximo de estradas e de cultivos de mandioca, mesmo este último sendo uma excelente fonte alimentar para catetos (Taber *et al.*, 2011; Desbiez *et al.*, 2012). Há um forte entendimento de que a presença da BR-101 pode prejudicar a movimentação dos grupos na área de estudo. Desta forma, nosso estudo sugere que é possível que áreas com maior movimentação ou presença humana (e.g. produtores rurais), inibam a ocorrência do cateto, sendo uma estratégia de sobrevivência da espécie a áreas modificadas.

***Mazama* spp.**

De acordo com os resultados encontrados neste trabalho, *Mazama* demonstrou ser um grupo generalista e tolerante a modificações do habitat por atividades humanas. Contudo, sabe-se que algumas espécies de veado, como *Mazama americana*, são consideradas especialistas e sensíveis a modificações antrópicas (Duarte *et al.*, 2012a). Assim, nossos dados podem refletir o fato de reunir todas as espécies em um único grupo. Deste modo, a única variável confirmada para explicar a probabilidade de ocupação do grupo *Mazama* é a porcentagem de mata nativa, pois mantém a característica de exigência florestal do grupo.

De maneira geral, as espécies do grupo *Mazama* spp. encontradas no CFLS são morfologicamente adaptadas para a vida em habitats florestais e utilizam os diferentes tipos de fitofisionomias associadas aos sistemas florestais (Duarte, 1996; Bodmer, 1997; Weber & Gozalez, 2003). Isso foi bem claro nas análises, que indicam que a probabilidade de ocupação de *Mazama* spp. aumenta com a porcentagem de mata nativa.

Estudos demonstram que espécies do grupo podem usar áreas com diferentes formações florestais nativa (Rivero *et al.*, 2005; Tejeda-Cruz *et al.*, 2009; Tobler *et al.*, 2009; Licona *et al.*, 2011; Ferregueti *et al.*, 2015), o que é uma característica importante, uma vez que dá a oportunidade de explorar

diferentes possibilidades para atividades básicas como descanso, abrigo, alimentação, além de fornecer proteção contra predadores (Villareal, 1999).

5. CONCLUSÃO

O Complexo Florestal Linhares-Sooretama representa uma área importante para a conservação de ungulados, com a presença de espécies que possuem diferentes graus de ameaça e tolerância a ações antrópicas. Assim, de acordo com as análises deste trabalho, é importante salientar a necessidade da manutenção de grandes blocos de matas íntegros associados a um sistema florestal heterogêneo para a persistência e manutenção deste grupo. Pois mesmo as espécies que possuem certo grau de plasticidade ambiental, inevitavelmente, precisam estar associadas a fragmentos florestais.

Assim, compreendendo como as espécies de ungulados estão distribuídas na paisagem, podemos desenvolver ações eficazes para a conservação das espécies, além de mitigar conflitos com produtores rurais, que muitas vezes possuem propriedades próximas a unidades de conservação.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abdullah, S.A.N.; Yusoff-Rashid, E.A.; Idris, H.J. 2001. Niche segregation among three sympatric species of squirrels inhabiting a lowland dipterocarp forest, Peninsular Malaysia. *Mammals Study*, 26:133-144.

Altrichter, M.; Taber, A.; Beck, H.; Reyna-Hurtado, R.; Lizarraga, L.; Keuroghlian, A.; Sanderson, E.W. 2012. Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the Near Threatened white-lipped peccary *Tayassu pecari*. *Oryx*, 46(1): 87-98.

Alvares, C.A., Stape, L.J., Sentelhas, P.C., Moraes, L.G.; Sparovek, G.S. 2014. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22:711-728.

Barlow, J.; Mestre, L.A.M.; Gardner, T.A.; Peres, C.A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biological Conservation*, 136(2): 212-231.

Bender, L.C.; Weisenberger, M.E.; Rosas-Rosas, O.C. 2014. Occupancy and habitat correlates of javelinas in the southern San Andres Mountains, New Mexico. *Journal of Mammalogy*, 95(1): 1-8.

Bodmer, R. 1997. Ecologia e conservação dos veados mateiro e catingueiro na Amazônia. p. 69-77. In: Duarte, J.M.B. (ed.). *Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: Blastocerus, Ozotocerus e Mazama*. FUNEP. 238p.

Bodmer, R.E. 1990. Fruit patch size frugivory in the lowland tapir (*Tapirus terrestris*). *Journal of Zoology* 22: 121-128.

Bodmer, R.E. 1991. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica*, 23: 255-261.

Brooks, T.M.; Bakarr, M.I.; Boucher, T.; Da Fonseca, G.A.B.; Hilton-Taylor, C.; Hoekstra, J.M.; Moritz, T.; Olivier, S.; Parrish, J.; Pressey, R.L.; Rodrigues, A.S.L.; Sechrest, W.; Stattersfield, A.; Strahm, W.; Stuart, S.N. 2004. Coverage provided by the global protected-area system: is it enough? *Bioscience*, 54: 1081-1091.

Bruner, A.G.; Gullison, R.E.; Rice, R.E.; de Fonseca, G.A.B. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 291: 125-128.

Burnham, K.P.; Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference. Springer Verlag. New York.

Butchart, S.H.M.; Walpole, M.; Collen, B.; van Strien, A.; Scharlemann, J.P.W.; Almond, R.E.A.; Baillie, J.E.M.; Bomhard, B.; Brown, C.; Bruno, J.; Carpenter, K.E.; Carr, G.M.; Chanson, J.; Chenery, A.M.; Csirke, J.; Davidson, N.C.; Dentener, F.; Foster, M.; Galli, A.; Galloway, J.N.; Genovesi, P.; Gregory, R.D.; Hockings, M.; Kapos, V.; Lamarque, J.F.; Leverington, F.; Loh, J.; McGeoch, M.A.; McRae, L.; Minasyan, A.; Morcillo, M.H.; Oldfield, T.E.E.; Pauly, D.; Quader, S.; Revenga, C.; Sauer, J.R.; Skolnik, B.; Spear, D.; Stanwell-Smith, D.; Stuart, S.N.; Symes, A.; Tierney, M.; Tyrrell, T.D.; Vie, J.C.; Watson, R. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328: 1164-1168.

Carrillo-Rubio, E.; Kéry, M.; Morreale, S.J.; Sullivan, P.J.; Gardner, B.; Cooch, E.G.; Lassoie, J.P. 2014. Use of multispecies occupancy models to evaluate the response of bird communities to forest degradation associated with logging. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 28(4): 1034-1044.

Centoducatte, L.D.; Moreira, D.O.; Seibert, J.B.; Gondim, M.F.N.; Acosta, I.C.L.; Gatti, A. 2010. *Tapirus terrestris* occurrence in a landscape mosaic of Atlantic Forest and Eucalyptus monoculture in southeast Brazil. *Tapir Conservation*, 20(28): 16-19.

Cordeiro, J.L.P. 2004. Estrutura e heterogeneidade da paisagem de uma unidade de conservação no nordeste do Pantanal (RPPN SESC Pantanal), Mato Grosso, Brasil: efeitos sobre a distribuição e densidade de antas (*Tapirus terrestris*) e de cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*). Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia.

Costa, H.C.; Benchimol, M.; Peres, C.A. 2021. Wild ungulate responses to anthropogenic land use: a comparative Pantropical analysis. *Mammal Review*.

Cove, M.V.; Pardo Vargas, L.E.; de la Cruz, J.C.; Spínola, R.M.; Jackson, V.L.; Saénz, J.C.; Chassot, O. 2014. Factors influencing the

occurrence of the Endangered Baird's tapir *Tapirus bairdii*: potential flagship species for a Costa Rican biological corridor. *Oryx*, 48(3): 402-409.

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

de la Torre, J.A.; Rivero, M.; Camacho, G.; Álvarez-Márquez, L.A. 2018. Assessing occupancy and habitat connectivity for Baird's tapir to establish conservation priorities in the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. *Journal for nature conservation*, 41: 16-25.

Desbiez, A.L.J.; Keuroghlian, A. 2009. Can bite force be used as a basis for niche separation between native peccaries and introduced feral pigs in the Brazilian Pantanal? *Mammalia*, 73: 369-372.

Desbiez, A.L.J.; Keuroghlian, A.; Beisiegel, B.M.; Medici, E.P.; Gatti, A.; Pontes, A.R.M.; Campos, C.B.; Tófoli, C.F.; Moraes Jr. E.A.; Azevedo, F.C.; Pinho, G.M.; Cordeiro, J.L.P.; Santor Jr. T.S.S.; Moraes, A.A.; Mangini, P.R.; Flesher, K.; Rodrigues, L.F.; Almeida, L.B. 2012. Avaliação do risco de extinção do cateto *Pecari tajacu* Linnaeus, 1758, no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*. Ano II, n. 3, p. 74-83.

Di Bitetti, M.S.; Paviolo, A.; De Angelo, C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology*, 270: 153-163.

Downes, B.J.; Lake, P.S.; Schreiber, E.S.G.; Glaister, A. 1998. Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony upland stream. *Ecological Monographs*, 68: 237-257.

Duarte, J. M. B.; Vogliotti, A.; Santos Zanetti, E.; Oliveira, M. L.; Tiepolo, L.M.; Rodrigues, L.F.; Almeida, L.B. 2012a. Avaliação do risco de extinção do veado-mateiro *Mazama americana* Erxleben, 1777, no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 1: 33-41.

Duarte, J.M.B. 1996. Guia de identificação de cervídeos brasileiros. Fundação de Apoio à Pesquisa, Ensino e Extensão (FUNEP), Jaboticabal, Brazil.

Duarte, J.M.B.; Vogliotti, A.; Santos Zanetti, E.; Oliveira, M.L.; Tiepolo, L.M.; Rodrigues, L.F.; Almeida, L.B. 2012b. Avaliação do risco de extinção do

veado-catingueiro *Mazama gouazoubira* G. Fischer [von Waldhein], 1814, no Brasil. Biodiversidade Brasileira, 3: 50-58.

Durant, S.M. 1998. Competition refuges and coexistence: an example from Serengeti carnivores. *Journal of Animal Ecology*, 67: 370-386.

Eisenberg, J.F. 1989. Mammals of the Neotropics. The Northern Neotropics: Panama, Colombia, Venezuela, Guyana, Suriname, French Guiana. Vol. 1. University of Chicago Press. 449p.

Emmons, L.H.; Feer, F. 1997. Neotropical rainforest mammals: A field guide. University of Chicago Press. 281p.

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

Ferreguetti, A.C.; Davis, C L.; Tomas, W.M.; Bergallo, H.G. 2018. Using activity and occupancy to evaluate niche partitioning: the case of two peccary species in the Atlantic Rainforest, Brazil. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 29(2): 168-174.

Ferreguetti, A.C.; Tomás, W.M.; Bergallo, H.G. 2015. Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Mammalogy*, 96(6): 1245-1254.

Flesher, K.M.; Gatti, A. 2010. *Tapirus terrestris* in Espírito Santo, Brazil. *Tapir Conservation*, 19/1 (26): 16-23.

Foerster, C. R.; Vaughan, C. 2002. Home range, habitat use, and activity of Baird's tapir. *Biotropica*, 34: 423-437.

Fragoso, J.M.V.; Huffman, J.M. 2000. Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical megafaunal element in Amazonia, the tapir. *Journal of Tropical Ecology*, 16: 369-385.

Fragoso, J.M.V.; Silvius, K.M.; Correa, J. A. 2003. Long-distance seed dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. *Ecology* 84:1998-2006.

Galetti, M.; Giacomini, H.C.; Bueno, R.S.; Bernardo, C.S.S.; Marques, R.M.; Bovendorp, R.S.; Steffler, C.E.; Rubim, P.; Gobbo, S.K.; Donatti, C.I.; Begotti, R.A.; Meirelles, F.; Nobre, R.A.; Chiarello, A.G.; Peres, C.A. 2009.

Priority áreas for the conservation of Atlantic forest mammals. *Biological Conservation*, 142: 1229-1241.

Gallego-Zamorano, J.; Benítez-López, A.; Santini, L.; Hilbers, J.P.; Huijbregts, M.A.; Schipper, A.M. 2020. Combined effects of land use and hunting on distributions of tropical mammals. *Conservation Biology*, 34(5): 1271-1280.

Gálvez, N.; Hernández, F.; Laker, J.; Gilabert, H.; Pepitas, R.; Bonacic, C.; Gimona, A.; Hester, D.; Macdonald, W. 2013. Forest cover outside protected areas plays an important role in the conservation of the Vulnerable guíña *Leopardus guigna*. *Oryx*, 47: 251-258.

Garay, I.; Rizzini, C.M. 2003. A Floresta Atlântica de Tabuleiros: diversidade funcional da cobertura arbórea. Petrópolis, RJ Vozes.

Gatti, A.; Ferreira, P.M.; Cunha, C.J.; Seibert, J.B.; Moreira, D.O 2017. Medium and large-bodied mammals of the Private Reserve of Natural Heritage Recanto das Antas, in Espírito Santo, Brazil. *Oecologia Australis*, 21(2).

Gayot, M.; Henry, O.; Dubost, G.; Sabatier, D. 2004. Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 20(1): 31-43.

Geobases-ES. 2020. <https://geobases.es.gov.br/downloads>.

Gómez, B.; Montenegro, O.; Sánchez-Palomino, P. 2016. Abundance variation of ungulates in two protected areas of the Colombian Guayana estimated with occupancy models. *Therya*, 7(1): 89-106.

Grantham, H.S.; Duncan, A.; Evans, T.D.; Jones, K.R.; Beyer, H.L.; Schuster, R. et al. 2020. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. *Nature communications*, 11(1): 1-10.

Harmsen, B.J.; Foster, R.J.; Silver, S.; Ostro, L.; Doncaster, C.P. 2010. Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera-trap studies: a case study from Belize. *Biotropica*, 42: 126-133.

Hines, J. E. 2006. PRESENCE – Software to Estimate Patch Occupancy and Related Parameters, Version 12.39. USGS-PWRC.

IEMA (Instituto Estadual do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos). 2019. Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo:

Geobases. IEMA: mapeamento ES: 2012-2015. Vitória: Geobases. Disponível em: <https://imsva91-ctp.trendmicro.com:443/wis/clicktime/v1/query?url=https%3a%2f%2fgeobases.es.gov.br%2flinks%2dpara%2dmapes1215&umid=EA85B190-C702-1705-8E63-E10116E4B1BA&auth=8a8c08660fd98a755cd0b95645c09d68a33dce39-5b2bb92344b3287bf06df3370efd99adc76d6c57>. Acesso em julho de 2020.

INCAPER (Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural). 2017. Disponível em: http://www.incaper.es.gov.br/zonas_naturais_es.htm. Acesso em agosto de 2018.

Instituto Jones dos Santos Neves (IJSN). 2020. <http://www.ijsn.es.gov.br/mapas/>.

IPEMA (Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica). 2011. Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica no estado do Espírito Santo. Vitória, Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, 64p.

Jorge, M.L.S.P.; Galetti, M.; Ribeiro, M.C.; Ferraz, K.M.P.M.B. 2013. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 163: 49-57.

Keuroghlian A.; Eaton D.P.; Desbiez A.L.J. 2009. The response of a landscape species, white-lipped peccaries, to seasonal resource fluctuations in a tropical wetland, the Brazilian Pantanal. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 1: 87-97.

Keuroghlian, A.; Eaton, D.P.; Longland, W.S. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120: 41-425.

Keuroghlian, A.; Desbiez, A.L.J.; Beisiegel, B.M.; Medici, E.P.; Gatti, A.; Pontes, A.R.M.; Campos, C.B.; Tófoli, C.F.; Moraes, E.A. Jr; de Azevedo, F.C.; de Pinho, G.M.; Cordeiro, J.L.P.; Santos-Junior, T.S.; de Moraes, A.A.; Mangini, P.R.; Flesher, K.; Rodrigues, L.F.; de Almeida, L.B. 2012. Avaliação do risco de extinção do queixada *Tayassu pecari* Link, 1795, no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 1: 84-102.

Kierulff, M.C.M., Avelar, L.H.S, Ferreira, M.E.S., Povoá, K.F.; Bernils, R.S. 2014. Reserva Natural Vale: História e Aspectos Físicos. *Ciência & Ambiente* 49: 7- 40.

Kiltie, R.A.; Terborgh, J. 1983. Observations on the behavior of rain forest peccaries in Peru. Why do whitelipped peccaries form herds? *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 62: 214–255.

Lee, A.; Peres, C.A. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology*, 22: 439-449.

Licona, M.; McCleery, R.; Collier, B.; Brightsmith, D.J.; Lopez, R. 2011. Using ungulate occurrence to evaluate community-based conservation within a biosphere reserve model. *Animal Conservation*, 14(2): 206-214.

Mackenzie, D.I.; Bailey, L.L. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 9(3): 300-318.

MacKenzie, D.I.; Nichols, J.D.; Lachman, G.B.; Droege, S.; Royle, J.A.; Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8), 2248-2255.

Mackenzie, D.I.; Nichols, J.D.; Royle, J.A.; Pollock, K.H.; Bailey, L.L.; Hines, J.E. 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier, Amsterdam. 324 pp.

Magnago, L.F.; Edwards, D.P.; Edwards, F.A.; Magrach, A.; Martins, S.V.; Laurance, W.F. 2014. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology*, 102: 475-485.

Manly, B.F.J.; McDonald, L.L.; Thomas, D.L.; McDonald, T.L.; Erickson, W.P. 2002. *Resource Selection by Animals*. Kluwer Academic Publishers, 2nd ed.

Marinho, P.H.; Bezerra, D.; Antongiovanni, M.; Fonseca, C.R.; Venticinque, E.M. 2018. Estimating occupancy of the Vulnerable northern tiger cat *Leopardus tigrinus* in Caatinga drylands. *Mammal Research*, 63(1): 33-42.

Maxwell, S.L.; Fuller, R.A.; Brooks, T.M.; Watson, J.E.M. 2016. Biodiversity: the ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536: 143-145.

- Mayer, J.J.; Wetzel, R.M. 1987. *Tayassu pecari*. Mammalian Species, 293: 1-7.
- Mazzolli, M. 2006. Persistência e riqueza de mamíferos focais em sistemas agropecuários no planalto meridional brasileiro. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 105p.
- Medici, E.P.; Fleisher, K.; Beisiegel, B.M.; Keuroghlian, A.; Desbiez, A.L.J.; Gatti, A.; Pontes, A.R.M.; Campos, C.B.; Tófoli, C.F.; Moraes, E.A.; Azevedo F.C.; Pinho, G.M.; Cordeiro, J.L.P.; Santos, T.S.J.; Moraes, A.A.; Mangini, P.R.; Rodrigues, L.F.; Almeida, L.B. 2012. Avaliação do Risco de Extinção da Anta brasileira *Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758, no Brasil. Biodiversidade Brasileira Ano II 3:103-116.
- Metzger, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? Biota Neotropical, 1: 1-19.
- Michalski, F.; Norris, D. 2011. Activity pattern of *Cuniculus paca* (Rodentia: Cuniculidae) in relation to lunar illumination and other abiotic variables in the southern Brazilian Amazon. Zoologia, (28): 6.
- Moreira, D.O.; Alibhai, S.K.; Jewell, Z.C.; da Cunha, C.J.; Seibert, J.B.; Gatti, A. 2018. Determining the numbers of a landscape architect species (*Tapirus terrestris*), using footprints. PeerJ, 6: e4591.
- Mortelliti, A.; Boitani, L. 2008. Interaction of food resources and landscape structure in determining the probability of patch use by carnivores in fragmented landscapes. Landscape Ecology, 23(3): 285-298.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, 403(24): 853-858.
- Naranjo, E.J. 2019. Tapirs of the Neotropics. In: Ecology and conservation of tropical ungulates in Latin America (pp. 439-451). Springer, Cham.
- Naranjo, E.J. 2009. Ecology and conservation of Baird's tapir in Mexico. Tropical Conservation Science, 2(2): 140-158.
- O'Farrill, G.; Galetti, M.; Campos-Arceiz, A. 2013. Frugivory and seed dispersal by tapirs an insight-on their ecological role. Integrative Zoology 8: 4-17.

Oliveira, M.L.; Peres, P.H.F.; Gatti, A.; Donoso, J.A.M.; Mangini, P.R.; Duarte, J.M.B. 2020. Faecal DNA and camera traps detect an evolutionarily significant unit of the Amazonian brocket deer in the Brazilian Atlantic Forest. *European Journal of Wildlife Research*, 66:28.

Otis, D.L.; Burnham, K.P.; White, G.C.; Anderson, D.R. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife monographs*, 62: 3-135.

Padilla, M.; Dowler, C. 1994. *Tapirus terrestris*. *Mammalian Species*, 481: 1-8.

Passamani, M.; Mendes, S.L. 2007. Espécies da fauna ameaçadas da extinção no Estado do Espírito Santo. Vitória-ES: Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica. 140 p.

Peixoto, A.L.; Silva, I.M. 1997. Tabuleiro forests of northern Espírito Santo, south-eastern Brazil. *In*: Davis, S.D.; Heywood, V.H.; Hamilton, A.C. (Eds.). *Centres of Plant Diversity. A Guide and Strategy for Their Conservation*. Vol. 3. The Americas. WWF/International for the Conservation of Nature, Cambridge, UK, pp. 369-372.

Peres, C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology*, 15: 1490-1505.

Peres, C.A.; Terborgh, J.W. 1995. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology*, 9: 34-46.

Peres, C.A.; Thaise, E.; Schiatti, J.; Desmoulières, S.J.M.; Levi, T. 2015. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113: 892-897.

Pérez-Irineo, G.; Santos-Moreno, A. 2016. Abundance, herd size, activity pattern and occupancy of ungulates in Southeastern Mexico. *Animal Biology*, 66(1): 97-109.

Pia, M.V.; Renison, D.; Mangeaud, A.; De Angelo, C.; Haro, J.G. 2013. Occurrence of top carnivores in relation to land protection status, human

settlements and rock outcrops in the high mountains of central Argentina. *Journal of Arid Environment*, 91: 31-37.

Pinder, L.; Leeuwenberg, F. 1997. Veado-Catingueiro (*Mazama gouazoubira*, Fisher 1814). In: Duarte, J.M.B. (ed.). *Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: Blastocerus, Ozotoceros e Mazama*. FUNEP. 238p. 60-68pp.

Reyna-Hurtado R.; Rojas-Flores E.; Tanner, G.W. 2009. Home range and habitat preferences of whitelipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul, Campeche, Mexico. *Journal of Mammalogy*, 90: 1199-1209.

Ribeiro M.C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F.J.; Hirota, M.M. 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141-1153.

Ribeiro, M.C.; Martensen, A.C.; Metzger, J.P.; Tabarelli, M.; Scarano, F.; Fortin, M.J. 2011. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. *Biodiversity hotspots*, 405-434.

Rich, M.; Thompson, C.; Prange, S.; Popescu, V.D. 2018. Relative importance of habitat characteristics and interspecific relations in determining terrestrial carnivore occurrence. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6: 78.

Ripple, W.J.; Newsome, T.M.; Wolf, C.; Dirzo, R., Everatt, K.T.; Galetti, M.; Hayward, M.W.; Kerley, G.I.H.; Levi, T.; Lindsey, P.A.; Macdonald, D.W.; Malhi, Y.; Painter, L.E.; Sandom, C.J.; Terborgh, J.; Van Valkenburgh, B. 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances*, 1: e1400103.

Rivero, K.G., Rumiz, B.; Taber, A.B. 2005. Differential habitat use by two sympatric brocket deer species (*Mazama americana* and *Mazama gouazoubira*) in seasonal Chiquitano Forest of Bolívia. *Mammalia*, 69:169-183.

Rodrigues, A.S.L.; Akcakaya, H.R.; Andelman, S.J.; Bakarr, M.I.; Boitani, L.; Brooks, T.M.; Chanson, J.S.; Fishpool, L.D.C.; Da Fonseca, G.A.B.; Gaston, K.J.; Hoffmann, M.; Marquet, P.A.; Pilgrim, J.D.; Pressey, R.L.; Schipper, J.; Sechrest, W.; Stuart, S.N.; Underhill, L.G.; Waller, R.W.; Watts, M.E.J.; Yan, X. 2004. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience*, 54: 1092-1100.

Rolim, S.G.; Menezes, L.D.; Srbek-Araujo, A.C. 2016. Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale. Belo Horizonte. 496p.

Rossi, R; Bodmer, R; Duarte, J.M.B.; Trovati, R.G. 2010. Amazonian brown brocket deer *Mazama nemorivaga* (Cuvier 1817). In: Duarte, J.M.B.; González, S. (eds) Neotropical cervidology, biology and medicine of Latin American deer. FUNEP/IUCN, Gland/Jaboticabal, pp 202-210.

Salas, L. A.; Fuller, T.K. 1996. Diet of the lowland tapir (*Tapirus terrestris* L) in the Tabaro River valley, southern Venezuela. Canadian Journal of Zoology, 74:1444-1451.

Shepard, D.B., Kuhns, A.R., Dreslik, M.J., Phillips, C.A., 2008. Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. Animal Conservation 11: 288-296.

Sowls, K. 1997. Javelines and other peccaries. Their biology management and use. 2nd ed. Tucson, AZ: Texas A & M University Press, p. 325.

Srbek-Araujo, A.C.; Chiarello, A. 2013. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. Biota Neotropica, 13: 2.

Srbek-Araujo, A.C.; Chiarello, A.G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in southeastern Brazil. Journal of Tropical Ecology, 21: 121-125.

Taber, A.; Altrichter, M.; Harald, B.; Gongora, J. 2011. Family Tayassuidae (peccaries). In: Wilson, D.E.; Mittermeier, R.A. (eds.), Handbook of the mammals of the world - volume 2: hoofed mammals. Barcelona: Lynx Editions, pp. 292-307.

Tejeda-Cruz, C.; Naranjo, E.J.; Cuarón, A.D.; Perales, H.; Cruz-Burguete, J.L. 2009. Habitat use of wild ungulates in fragmented landscapes of the Lacandon Forest, Southern Mexico. Mammalia, 73(3): 211-219.

Tews, J.; Brose, U.; Grimm, V.; Tielbörger, K.; Wichmann, M.C.; Schwager, M.; Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. Journal of biogeography, 31(1): 79-92.

Tobler, M.W.; Carrillo-Percastegui, S.E.; Powell, G. 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, 25(3): 261-270.

Tobler, M.W.; Janovec, J.P.; Cornejo, F. 2010. Frugivory and Seed dispersal by the Lowland Tapir *Tapirus terrestris* in the Peruvian Amazon. *Biotropica*, 42(2): 215-222.

Tobler, M.W.; Powell, G.V. 2013. Estimating jaguar densities with camera traps: problems with current designs and recommendations for future studies. *Biological Conservation*, 159: 109-118.

Varela, R.O. 2003. Frugivoría y dispersión de semillas por 13 especies de vertebrados del Chaco salteño, Argentina. Tese de Doutorado. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.

Vicens, R.S.; Agarez, F.V.; Garay, I. 2004. A regio da Rebio Sooretama e da Reserva de Linhares e seu entorno: das características físico-geográficas ao uso da terra. In: Garay, I.; Rizzini, C.M. (orgs.). *A Floresta Atlantica de Tabuleiros: diversidade funcional da cobertura arborea*. 2ed. Petropolis, Editora Vozes. p. 7-15.

Villareal, J. 1999. Venado cola blanca: manejo y aprovechamiento cinegetico. Union ganadera regional de Nuevo Leon, Mexico.

Vogliotti, A. 2003. História natural de *Mazama bororo* (Artiodactyla; Cervidae) através da etnozologia, monitoramento fotográfico e rádio-telemetria. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brazil.

Wallace, R.; Ayala, G.; Viscarra, M. 2012. Lowland tapir (*Tapirus terrestris*) distribution, activity patterns and relative abundance in the Greater Madidi-Tambopata Landscape. *Integrative zoology*, 7(4): 407-419.

Weber, M.; Gonzalez, S. 2003. Latin American deer diversity and conservation: A review of status and distribution. *Ecoscience*, 10(4): 443-454.

CAPÍTULO 2

Interações entre ungulados e comunidades rurais em uma paisagem de Mata Atlântica no Espírito Santo

RESUMO

As interações entre humanos e animais silvestres fazem parte da história evolutiva humana e têm consequências ecológicas, positivas ou negativas, tanto para os humanos quanto para a fauna. A ação antrópica é o principal responsável pelo aumento dessas interações, sendo essas, mais comuns próximas às paisagens agrícolas, áreas urbanas no entorno de áreas protegidas. Nesse contexto, no norte do Espírito Santo encontramos um cenário favorável para que ocorram interações entre humanos e mamíferos ungulados, pois devido a proximidade entre propriedades rurais e áreas florestais, podendo ocorrer tanto a visitação dos animais silvestres nas áreas antropizadas quanto a entrada de animais domésticos em áreas protegidas. Assim, o objetivo deste trabalho foi compreender como os fatores ecológicos e antrópicos influenciam a interação entre produtores rurais e ungulados no entorno de uma área protegida de Mata Atlântica, no norte do Espírito Santo. O estudo foi realizado em propriedades rurais no entorno da Reserva Biológica (Rebio) de Sooretama, através de entrevistas de moradores locais, em duas diferentes campanhas amostrais, entre janeiro e abril dos anos de 2018 e 2019. Para testar se há relação entre as características das propriedades rurais e o número reportado de visitas das espécies de ungulados nas propriedades, foi feita uma análise de componentes principais (ACP) e utilizado o modelo aditivo generalizado (MAG). Para ambas as análises, as variáveis utilizadas foram: distância entre a propriedade rural e a Rebio de Sooretama (dRebio), porcentagem de mata nativa (%mata) e de área cultivada (%cultivo) nas propriedades dentro de um buffer circular com um raio de 500 m próximas à Rebio. Durante o estudo, foram entrevistados 73 moradores. Com os relatos dos entrevistados, confirmamos a visita de 31 espécies de mamíferos nas propriedades rurais. Dentre os ungulados identificados, a anta foi a espécie mais citada, seguida pelos veados e os “porcos-do-mato”. De acordo com as variáveis testadas neste trabalho, quanto menor a distância entre a propriedade rural e a Rebio de Sooretama e a área cultivada nas propriedades, maior é a possibilidade de interação entre os ungulados e a comunidade humana local. Não foram registrados grandes prejuízos reportados pelos proprietários rurais, indicando que eles são raros ou pouco valorizados; entretanto, ainda são

presentes. Assim, a adoção de estratégias de manutenção da biodiversidade local e de conscientização dos moradores do entorno Rebio de Sooretama são consideradas medidas de mitigação eficazes para a prevenção dos conflitos na área de estudo.

Palavras-chave: coexistência; interações humanos x animais silvestres; Reserva Biológica de Sooretama; paisagens agrícolas; ungulados.

ABSTRACT

Interactions between humans and wild animals are part of human evolutionary history with positive or negative ecological consequences for both. Anthropogenic activity is responsible for increasing such interactions, which are more common close to agricultural landscapes and urban areas surrounding protected areas. In the north of the state of Espírito Santo, Brazil, the scenery is favorable to such interactions between humans and ungulates, where wild animals visit anthropic areas or domestic animals enter into protected areas. This study aimed to understand how ecological and anthropic factors influence the interaction between farmers and ungulates in the surrounding areas of the Biological Reserve of Sooretama (BRS). We performed interviews with farmers between January and April 2018 and 2019. To test for a relationship between farms characteristics and the number of visits of ungulates, we performed a principal component analysis and generalized additive models. For both analyses, we used three variables: distance between the farms and the Rebio of Sooretama, percentage of forest cover, and crop area in the farms within a circular buffer of 500 m around the ReBio. We interviewed 73 residents which reported a total of 31 mammal species visiting the farms. Among the ungulates, the tapir, followed by the deer and the peccaries were the most cited species. According to our analyses, interactions between ungulates and humans are higher when crop area proportion is larger, and properties are closer to the Rebio. Farmers did not report large economical losses from the ungulate visits, indicating that the interactions are rare or undervalued, although still present. Adopting strategies to maintain local biodiversity and outreach residents around the Rebio de Sooretama are effective mitigation measures to prevent conflicts in the study area.

Keywords: agricultural landscapes; Biological Reserve of Sooretama; coexistence; human-wildlife interactions; ungulates.

1. INTRODUÇÃO

As interações entre humanos e animais silvestres fazem parte da história evolutiva humana e têm consequências ecológicas, positivas ou negativas, tanto para os humanos quanto para a fauna (Dickman, 2010, 2012; Nyhus, 2016). O aumento dessas interações é atribuído às intervenções diretas ou indiretas do ser humano no ambiente natural (Woodroffe, 2000; Marchini & Crawshaw Jr., 2005; Schuette *et al.*, 2013) e, quando possuem efeitos negativos para a fauna, a ação antrópica pode ser responsável pelo seu declínio, principalmente de mamíferos de grande porte. Exemplos de ações antrópicas negativas aos mamíferos são a caça excessiva, redução e fragmentação de habitat, competição por recursos e transmissão de doenças originárias de animais domésticos (Costa *et al.*, 2005; Lessa *et al.*, 2016; Costa *et al.*, 2021). O aumento da vulnerabilidade dos mamíferos de grande porte, como dos ungulados, está relacionado às baixas taxas de crescimento populacional das espécies, além da demanda de uma grande quantidade de recursos e área de vida (Noss *et al.*, 2003; Price & Gittleman, 2007; Dirzo *et al.*, 2014).

As causas dos conflitos entre humanos e animais silvestres podem ser complexas e espaço-temporalmente dinâmicas, envolvendo diferentes interações em um contexto ecológico amplo (Artelle *et al.*, 2016; Nyhus, 2016). Os conflitos surgem quando o comportamento e as necessidades da vida selvagem entram em confronto com as das pessoas (Zimmermann *et al.*, 2020), devido, principalmente, à expansão das atividades antrópicas econômicas, do crescimento da recreação humana ao ar livre e aumento do número de espécies que se adaptaram à vida próxima a ambientes antropizados (Marchini & Crawshaw Jr., 2015).

Conflitos são mais comuns próximos às áreas agrícolas, urbanas e no entorno de áreas protegidas, interferindo nas interações intraespecíficas e interespecíficas das espécies, como a competição por recursos (König *et al.*, 2020). No Brasil, os conflitos e interações cresceram em frequência, intensidade, alcance geográfico e diversidade durante a última década, resultado do contato direto e alta sobreposição entre humanos e animais selvagens (Marchini & Crawshaw Jr., 2015). Deste modo, atividades antrópicas

próximas a áreas com a presença de animais silvestres podem colocar em risco a segurança e o bem-estar dos seres humanos, assim como dos animais silvestres (Haddad *et al.*, 2005; Treves *et al.*, 2006; Behdarvand *et al.*, 2014; Waters *et al.*, 2015).

Danos causados por mamíferos de grande porte, como os ungulados, a culturas agrícolas constituem um problema complexo que depende de vários fatores, como a distância entre as culturas e as matas (Thurfjell *et al.*, 2009), a proporção do perímetro de um campo adjacente às áreas florestais (Retamosa *et al.*, 2008), a densidade das populações de mamíferos nas áreas nativas (Spitz & Lek, 1999; Bleier *et al.*, 2012; Frackowiak *et al.*, 2013), os tipos de espécies vegetais cultivadas (Dudderar *et al.*, 1989; Conover, 2002).

A paisagem no norte do Espírito Santo é um exemplo de área favorável às interações entre humanos e ungulados, pois a proximidade da Reserva Biológica de Sooretama às propriedades rurais, que desenvolvem diversas atividades agropecuárias, permite a visitação de animais silvestres nas áreas cultivadas e a entrada de animais domésticos na reserva (Nchanji, 2002; Naughton-Treves *et al.*, 2003; Magioli *et al.*, 2019). Isso pode aumentar as chances de conflitos, representando uma ameaça à sobrevivência de muitas espécies, em particular herbívoros de grande porte (Kellert *et al.*, 1996; Mech & Boitani, 2003; Thirgood *et al.*, 2005; Woodroffe *et al.*, 2005; Inskip & Zimmermann, 2009).

A interação negativa entre proprietários rurais e ungulados intensifica os problemas ambientais já causados pelo desmatamento e pela perda de habitat, acarretando perdas de espécies (Foley *et al.*, 2005). As retaliações feitas por produtores rurais provocam alterações na diversidade funcional das comunidades de vertebrados (e.g., através de ataques à fauna) e, conseqüentemente, na dinâmica das comunidades vegetais (Wright, 2003; Bueno *et al.*, 2013). A adoção de estratégias eficazes de mitigação é a chave para a prevenção de danos às atividades agropecuárias e à coexistência entre humanos e animais silvestres (Denninger Snyder & Rentsch, 2020).

Assim, o objetivo deste estudo foi compreender quais são e como ocorrem os fatores ecológicos e antrópicos que influenciam a interação entre produtores rurais e ungulados no entorno de uma área protegida de Mata

Atlântica, avaliando a hipótese de que a taxa de interação aumenta com a proximidade das propriedades rurais das áreas protegidas (Gillingham & Lee, 2003; Tweheyo *et al.*, 2005).

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em propriedades rurais no entorno da Reserva Biológica (Rebio) de Sooretama (27.859 ha) (18°53'; 19°05' S e 39°55'; 40°15' O), abrangendo os municípios de Sooretama, Linhares, Jaguaré e Vila Valério, no norte do estado do Espírito Santo (Figura 1). A Rebio adquiriu o status de Reserva Biológica somente em 1982 através do decreto nº 87.588, resultado da união da Reserva Florestal Estadual de Barra Seca, criada em 1941, com o Parque de Refúgio de Animais Silvestres de Sooretama (IBAMA, 2007).

A Rebio está inserida no domínio fitogeográfico Mata Atlântica (Garay & Rizzini, 2003), sendo classificada como Floresta de Tabuleiros (Peixoto & Silva 1997; Peixoto *et al.*, 2008). Devido às características geográficas naturais e ao histórico de ocupação humana na região, os platôs dos tabuleiros foram substituídos por atividades antrópicas. Sua paisagem é constituída de florestas primárias e secundárias, plantações de mamão, cabruca (plantação de cacau sob a sombra de mata nativa e seringal), eucalipto, pequenos cultivos de café e pasto (Centoducatte *et al.*, 2011; IEMA, 2019). Além disso, são encontradas áreas urbanizadas e estradas não-pavimentadas, utilizadas pelos moradores locais e para o transporte da produção de eucalipto (Gatti *et al.*, 2017; IEMA, 2019;), além de ser cortada por um trecho de 5,1 km da rodovia BR-101.

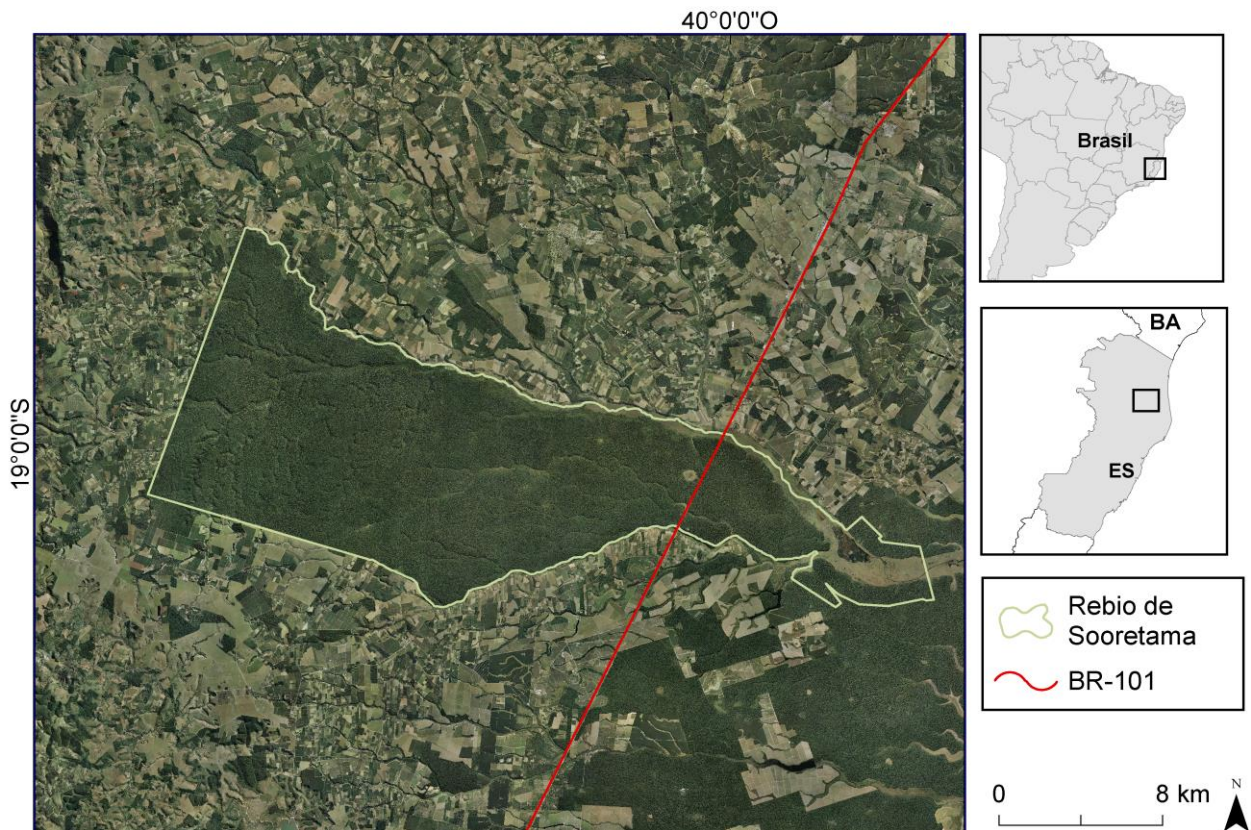


Figura 1: Reserva Biológica de Sooretama e seu entorno, no norte do estado do Espírito Santo.

2.2 Coleta de dados

Entrevistas

Foram realizadas entrevistas com proprietários, moradores ou trabalhadores das propriedades rurais no entorno da Rebio de Sooretama em duas diferentes campanhas amostrais: entre janeiro e abril de 2018 e entre janeiro e abril de 2019. As entrevistas foram realizadas para: (a) Caracterizar o perfil dos entrevistados (idade, sexo, tempo que reside/trabalha na propriedade); (b) Caracterizar a propriedade rural (tamanho médio, distância até a Rebio e tipos de cultivos plantados); (c) Identificar as espécies de mamíferos avistadas na propriedade, com foco nos ungulados e (d) Estabelecer a frequência de visitas de ungulados e relatos de prejuízos causados por eles às propriedades (nos anos anteriores à entrevista, 2017 e 2018).

As propriedades foram selecionadas através de amostragem não aleatória, definida por acessibilidade, objetivando visitar o maior número de

propriedades rurais em dois diferentes intervalos de distâncias: 0 – 2,0 km e 2,0 – 4,0 km dos limites da Rebio de Sooretama.

Para a entrevista, foi elaborado um questionário semiestruturado com questões-chave, incluindo questões objetivas e discursivas (Material Suplementar 2). Para a primeira entrevista (realizada no ano de 2018), foram investigados incidentes ocorridos em 2017, enquanto para a segunda entrevista (realizada no ano de 2019), foram pesquisados incidentes ocorridos em 2018. Visando reduzir possíveis erros de identificação das espécies por parte dos entrevistados, foram apresentadas pranchas com imagens dos ungulados (antas, veados e Tayassuidae (cateto e queixada)).

O projeto de pesquisa foi autorizado pelo Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos do Centro de ciências da Saúde da Universidade Federal do Espírito Santo (CEP/CCS/UFES), parecer n.º2.457.201 em janeiro de 2018. Cada entrevistado, autorizou a entrevista, concordando e assinando o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido. Apenas foram entrevistadas pessoas maiores de 18 anos.

Interações entre humanos e ungulados

A partir das entrevistas, foram identificadas as principais interações e conflitos entre as populações locais e as espécies focais. Interações são definidas como a justaposição ou comportamento de humanos e animais selvagens em relação uns aos outros em áreas onde eles se sobrepõem geoespacialmente (Nyhus, 2016). Entende-se por conflitos qualquer interação que o entrevistado considerava como negativa, quando: (a) o produtor relatava que havia um consumo frequente de suas plantações por herbívoros, indicando prejuízo; ou (b) existia relatos de morte ou injúrias de indivíduos das espécies focais.

2.3 Análise de dados

Para estimar o grau de conhecimento dos entrevistados sobre a mastofauna local, foi calculado o número cumulativo de espécies de mamíferos identificado pelos produtores rurais através de uma matriz de presença/ausência de itens por amostra, usando o pacote *vegan* 2.0-6

(Oksanen *et al.*, 2013) na plataforma R (R Development Core Team, 2020). Para esta etapa, apenas os animais identificados em nível de gênero foram considerados. A riqueza de espécies de mamíferos foi estimada pelo método não-paramétrico Jackknife I (Heltshel & Forrester, 1983; Smith & van Belle, 1984), calculado com o software EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013).

Para calcular, identificar e categorizar os diferentes tipos de uso de solo da região, foi utilizado o mapa de uso e ocupação do solo, disponibilizado pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), (IEMA, 2019). Este mapa é composto de um ortofotomosaico gerado a partir do levantamento aerofotográfico, realizado entre 2012 e 2015 (resolução espacial de 0,25 m georreferenciado no Sistema de Projeção UTM, Datum SIRGAS2000, zona 24S). Como fonte de dados dos indicadores de impacto antrópico, foram usadas informações disponíveis pelo Instituto Jones dos Santos Neves (<http://www.ijsn.es.gov.br/mapas/>).

Para testar se há relação entre as características das propriedades rurais e o número de visita das espécies de ungulados nas propriedades rurais (nos anos de 2017 e 2018), foi feita uma análise de componentes principais (ACP) e utilizado o modelo aditivo generalizado (MAG), uma estimativa não-paramétrica, que é uma extensão da regressão linear. Para ambas as análises, as variáveis utilizadas foram: distância entre a propriedade rural e a Reserva de Sooretama (dRebio), porcentagem de mata nativa (%mata) e de área cultivada (%cultivo) nas propriedades, dentro de um buffer circular com um raio de 500 m próximas à Reserva. Para calcular a distância das propriedades rurais para a Reserva de Sooretama e as porcentagens de mata nativa e cultivada dentro de cada propriedade, foram utilizadas as ferramentas *proximidade* e *buffer*, respectivamente, no programa ArcMap 10. Os buffers foram calculados com 500 m de raio.

A ACP foi utilizada para avaliar como as variáveis se comportavam em relação às visitas dos ungulados às propriedades. Essa análise permite a redução das dimensões dos dados em eixos principais, mantendo, ao máximo, a variação presente neles. Para realizar a ACP, foi utilizada a função '*prcomp*' do pacote estatístico '*stats*' para a plataforma R. O padrão do comportamento encontrado entre as variáveis e as interações entre ungulados e a comunidade

local foi apresentado, plotando-se os pontos das variáveis ao longo dos dois eixos dos componentes principais. Os gráficos foram construídos utilizando o pacote 'ggplot2' (Wickham, 2016) na plataforma R.

A relação entre as variáveis (dRebio, %cultivo e %mata) e como elas influenciaram nas visitas dos ungulados nas propriedades rurais no entorno da Rebio de Sooretama foi testada utilizando os MAGs. O modelo foi feito com a função 'logit' e GCV (*Generalised Cross-Validation*), como método de suavização de parâmetros. Os parâmetros foram escolhidos para minimizar o erro de previsão. O MAG foi executado por meio do pacote 'mgcv' (Wood, 2011) na plataforma R.

A seleção dos modelos foi baseada na abordagem de inferência de multi-modelos (Anderson, 2008) utilizando a função 'dredge' no pacote 'MuMIn' para a plataforma R (Barton, 2020). Essa abordagem ranqueia os modelos com base no critério de informação de Akaike (AIC), delta AIC (Δ_i) e pesos de Akaike (w_i) (Anderson, 2008). O AIC considera o melhor modelo, mas também sua complexidade (número de parâmetros), onde os modelos com o menor valor de AIC são considerados os melhores. Diferenças menores do que 3 no valor de AIC ($\Delta_i < 3$) são um sinal de similaridade entre os modelos. O peso de Akaike (w_i) pode ser interpretado como a probabilidade de determinado modelo ser o melhor dentre aqueles gerados.

3. RESULTADOS

Em 2018, foram realizadas 69 entrevistas na região de entorno da Rebio de Sooretama e, em 2019, 71 entrevistas, resultando em 73 moradores locais diferentes entrevistados, no entorno da Rebio de Sooretama, sendo 51 homens e 22 mulheres. A média de idade dos entrevistados foi de 44 anos (variação entre 21 e 89 anos), e os entrevistados residiam, em média, há 20 anos na área de estudo (1-59 anos).

Em 2018, 49 propriedades visitadas estavam localizadas entre 0-2,0 km e 20, entre 2,0-4,0 km da Rebio. Já em 2019, 50 das propriedades rurais visitadas estavam entre 0-2,0 km de distância da Rebio e 21, entre 2,0-4,0 km (Figura 2). As propriedades rurais visitadas possuíam, em média, área de 93,35 ha e estavam a uma distância média de 1.407,47 m da Rebio de Sooretama. A

maioria das propriedades tinha, em 2017, uma média de $4,03 \pm 1,94$ diferentes cultivos e, no ano de 2018, uma média de $3,76 \pm 1,82$ (Tabela 1).

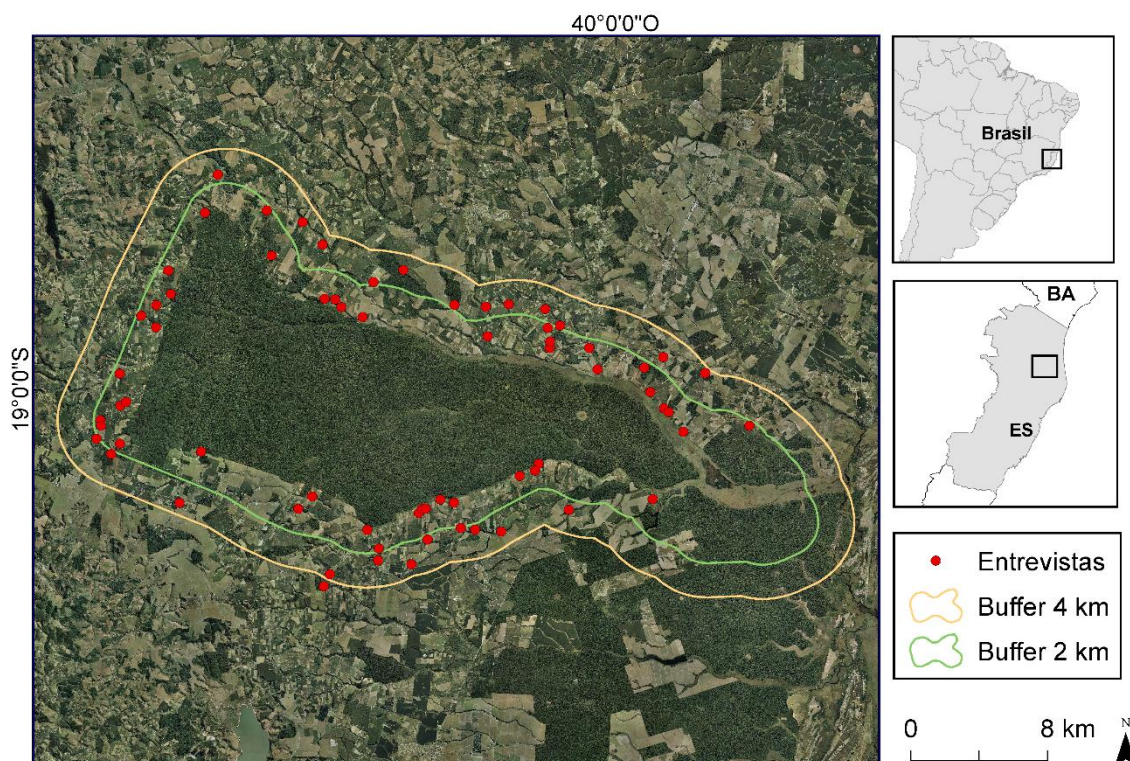


Figura 2: Propriedades rurais visitadas durante a coleta de dados sobre as espécies de mamíferos no entorno da Reserva Biológica de Sooretama.

Tabela 1: Lista de tipos de cultivos plantados nas propriedades rurais no entorno da Reserva Biológica de Sooretama durante os anos de 2017 e 2018.

Abacaxi	Hortaliças
Abóbora	Laranja
Açaí	Mamão
Banana	Mandioca
Cacau	Maracujá
Café	Melancia
Caju	Milho
Cana	Palmito
Coco	Pimenta
Feijão	Quiabo
Goiaba	Outros

Quando perguntados sobre as espécies silvestres que foram observadas dentro das propriedades, os entrevistados relataram, pelo menos, 31 espécies de mamíferos (Tabela 2). Dentre os ungulados, três foram citados: a anta, o veado e o porco-do-mato. Entretanto, maior parte dos entrevistados não conseguiu diferenciar entre as espécies de veados e se a espécie de Tayassuidae avistada era cateto ou queixada. Assim, as espécies de ungulados foram colocadas em três grupos: “anta”, “veado” e “porco-do-mato”. Durante as duas rodadas de entrevistas (2018 e 2019), foi reportado para o ano de 2017 uma média de $5,75 \pm 3,16$ (desvio padrão) mamíferos diferentes em visitas às propriedades rurais e, para o ano de 2018, uma média de $4,76 \pm 3,08$ (desvio padrão) mamíferos diferentes.

Tabela 2: Lista das espécies de mamíferos avistadas nas propriedades rurais pelos entrevistados no entorno da Reserva Biológica de Sooretama. O status de ameaça estadual das espécies de mamíferos e os nomes populares seguiu Costa *et al.*, (2019).

Família / Espécies	Nome Popular	Status de Ameaça Estadual
Família Dasypodidae		
Dasypodidae	Tatu	-
Família Bradypodidae		
<i>Bradypus variegatus</i> (Schinz, 1825)	Preguiça-comum	-
Família Myrmecophagidae		
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim	-
Família Atelidae		
<i>Alouatta guariba</i> (Humboldt, 1812)	Barbado	EN
Família Cebidae		
<i>Callithrix geoffroyi</i> (Humboldt, 1812)	Sagui-da-cara-branca	-
<i>Sapajus robustus</i> (Kuhl, 1820)	Macaco-prego	EN
Família Pitheciidae		
<i>Callicebus personatus</i> (É. Geoffroy, 1812)	Guigó	VU
Família Canidae		
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Cachorro-do-mato	-
Família Procyonidae		
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati	-
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)	Mão-pelada	-
<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	Jeritataca	-
Família Mustelidae		
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara	-
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra	VU
Família Felidae		

<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica	-
<i>Leopardus</i> sp.	Gato-do-mato	-
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda	EN
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy, 1803)	Jaguarundi	
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	CR
Família Tapiridae		
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	CR
Família Tayassuidae		
<i>Dicotyles tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto	EN
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	EN
Família Cervidae		
<i>Mazama</i> sp.	Veado	-
Família Sciuridae		
<i>Guerlinguetus ingrami</i> (Thomas, 1901)	Esquilo	-
Família Erethizontidae		
<i>Coendou insidiosus</i> (Lichtenstein, 1818)	Ouriço-cacheiro	-
Família Caviidae		
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capivara	-
<i>Cavia aperea</i> (Erxleben, 1777)	Preá	
Família Cuniculidae		
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca	-
Família Dasyproctidae		
<i>Dasyprocta leporina</i> (Linnaeus, 1758)	Cutia	VU
Família Didelphidae		
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	Gambá	-
Família Leporidae		
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapiti	-
Ordem Chiroptera	Morcego	-

A curva de acumulação de espécies mostrou que o número de espécies de mamíferos que visitaram as propriedades, conforme relatado pelos entrevistados, está próximo à estabilização, podendo ser um indicativo da quantidade total de espécies de mamíferos de médio e grande porte da região, que ultrapassam os limites da Rebio. A curva de acumulação indica uma estimativa do número de espécies e em média foram registradas $31,99 \pm 0,97$ espécies de mamíferos (Figura 3). Deste modo, podemos inferir que os entrevistados observaram em suas propriedades a maior parte das espécies de médio e grande porte com ocorrência na região (Chiarello, 1999; Srbek-Araujo *et al.*, 2014; Srbek-Araujo & Kierulff, 2016; Gatti *et al.*, 2017).

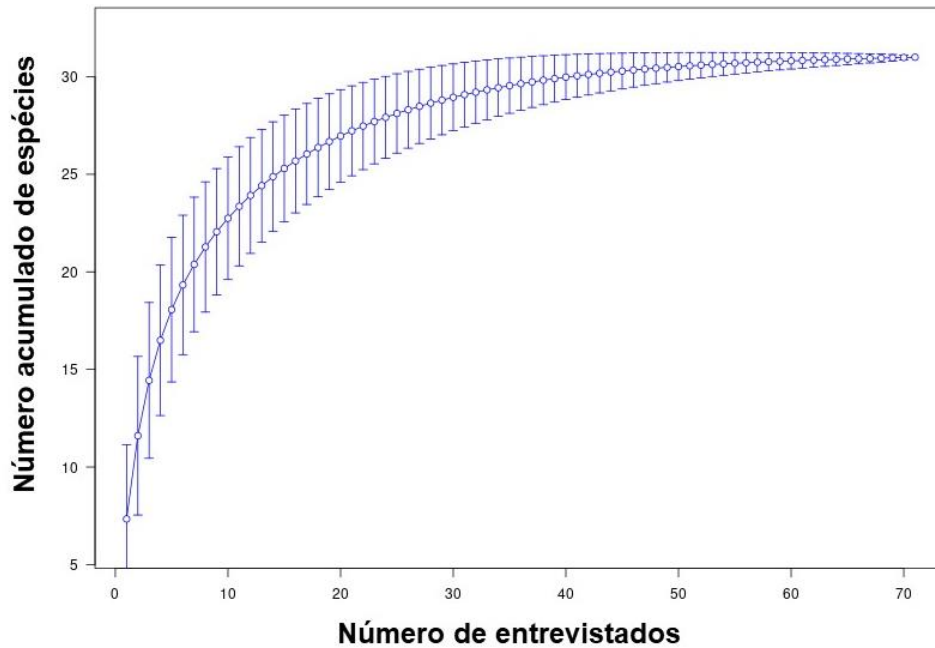


Figura 3: Curva de acumulação de espécies de mamíferos relatadas pelos proprietários rurais, durante os anos de 2017 e 2018 nas suas propriedades no entorno da Reserva Biológica de Sooretama. Barras indicam intervalo de confiança.

Com relação aos ungulados, a espécie mais observada pela comunidade humana local, em 2017 e 2018, foi a anta, em 24 e 16 propriedades (Figura 4), respectivamente. Em seguida foram os veados, com informações em 20 (em 2017) e 16 (em 2018) propriedades (Figura 5), e os Tayassuidae foram observados em cinco (em 2017) e em uma propriedade (em 2018) (Figura 6). A Figura 7 mostra o número de visitas de ungulados nas propriedades rurais entrevistadas, durante os anos analisados.

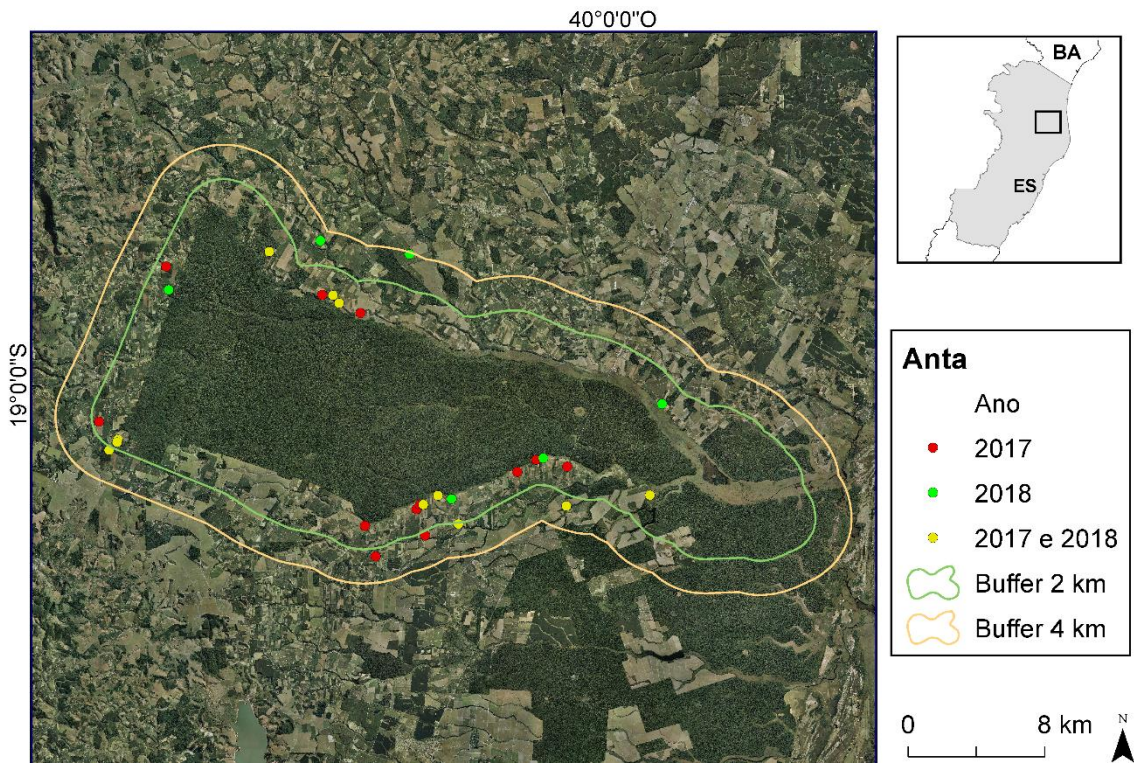


Figura 4: Propriedades rurais com registros de observação de antas, pela comunidade humana local, durante os anos de 2017 e 2018, no entorno da Reserva Biológica de Sooretama.

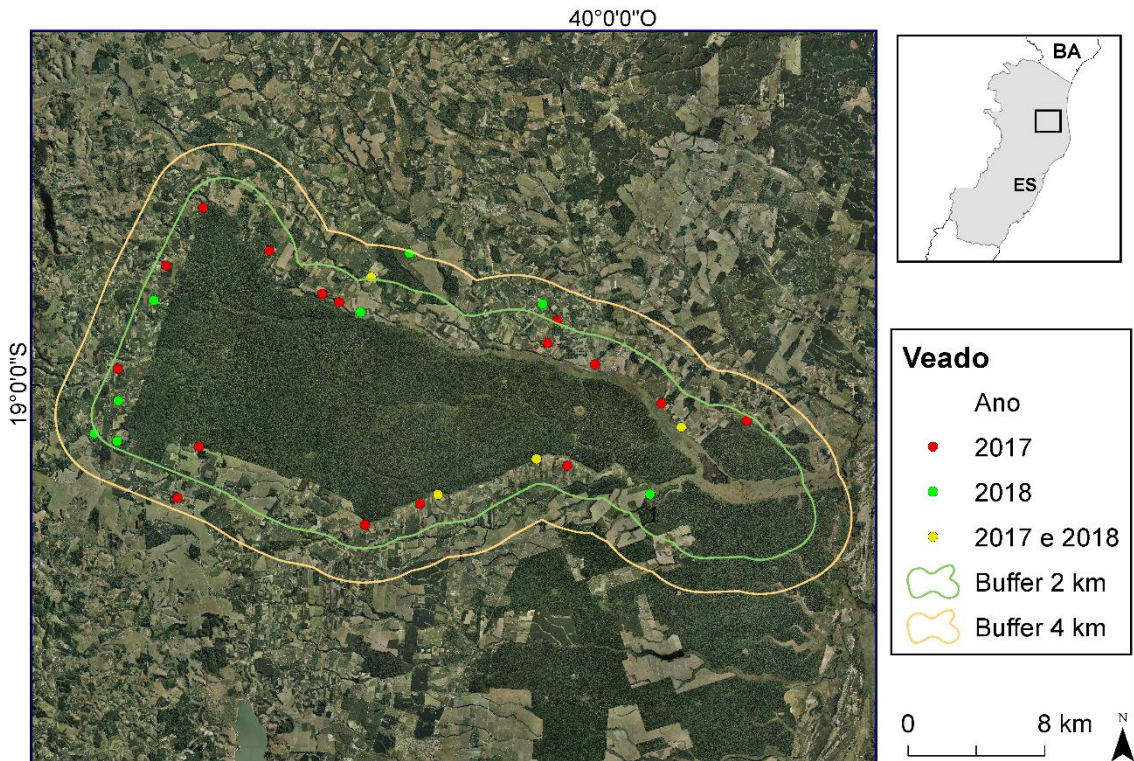


Figura 5: Propriedades rurais com registros de observação de veados, pela comunidade humana local, durante os anos de 2017 e 2018, no entorno da Reserva Biológica de Sooretama.

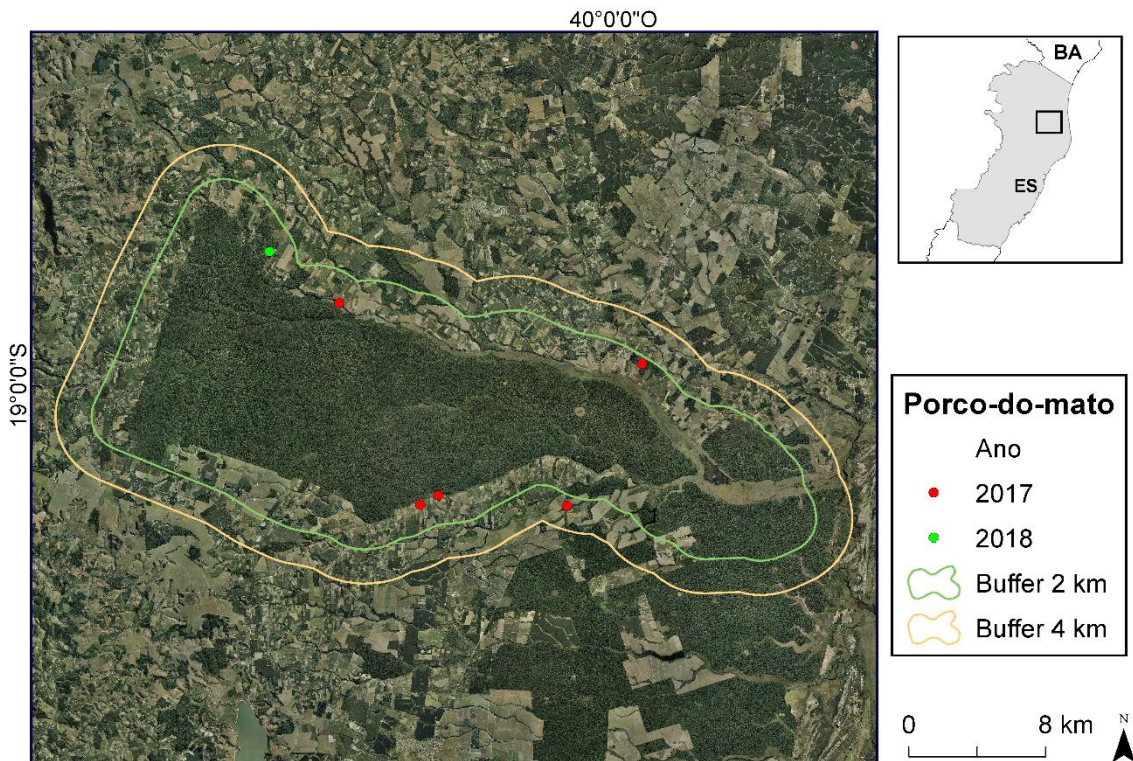


Figura 6: Propriedades rurais com registros de observações de Tayassuidae, pela comunidade humana local, durante os anos de 2017 e 2018, no entorno da Reserva Biológica de Sooretama.

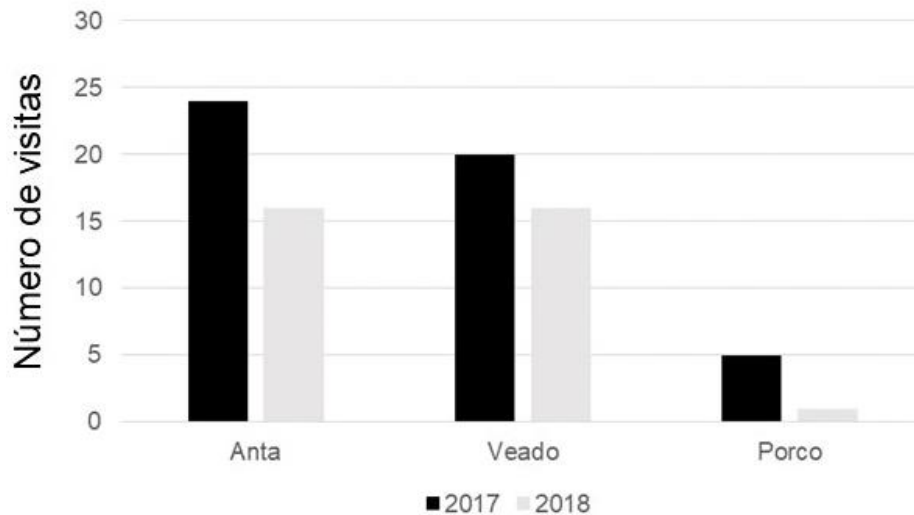


Figura 7: Número de visitas de ungulados em propriedades rurais, durante os anos de 2017 e 2018, no entorno da Reserva Biológica de Sooretama.

Além das visitas relatadas acima, também foram reportados eventos que causaram prejuízos econômicos aos produtores rurais. Em 2017, as antas foram responsáveis por nove interações negativas às propriedades, seguido

pelos veados, com dois eventos, e os Tayassuidae, com um relato de prejuízo. Para o ano de 2018, apenas as antas foram consideradas responsáveis por prejuízos econômicos (seis eventos) aos produtores. Contudo, os números de eventos que causaram prejuízos foram baixos em relação ao número de visitas para ambos os anos avaliados e não foi relatado nenhum tipo de injúria às espécies por parte dos produtores rurais.

A análise de componentes principais foi realizada com as três variáveis que poderiam influenciar nas visitas dos ungulados às propriedades rurais: distância para a Rebio (dRebio), percentual de cultivo (%cultivo) e percentual de mata (%mata), em cada propriedade. O eixo 1 (PC1) explicou 45,71% da variância total (Figura 8), sendo positivamente relacionado com %mata (0,658) e negativamente associado à dRebio (-0,435) e à %cultivo (-0,613). Já o eixo 2 (PC2) explicou 30,78% da variância (Figura 8), sendo positivamente associado à dRebio (0,878) e à %mata (0,163) e negativamente associado ao %cultivo (-0,447). Desta forma, os dois primeiros eixos da ACP explicam 76,49% da variabilidade dos dados, indicando que quanto maior o percentual de mata e, conseqüentemente, menor o percentual de cultivo e menor a distância à Rebio, maior foi a probabilidade de ocorrerem as visitas dos ungulados às propriedades rurais nos anos de 2017 e 2018.

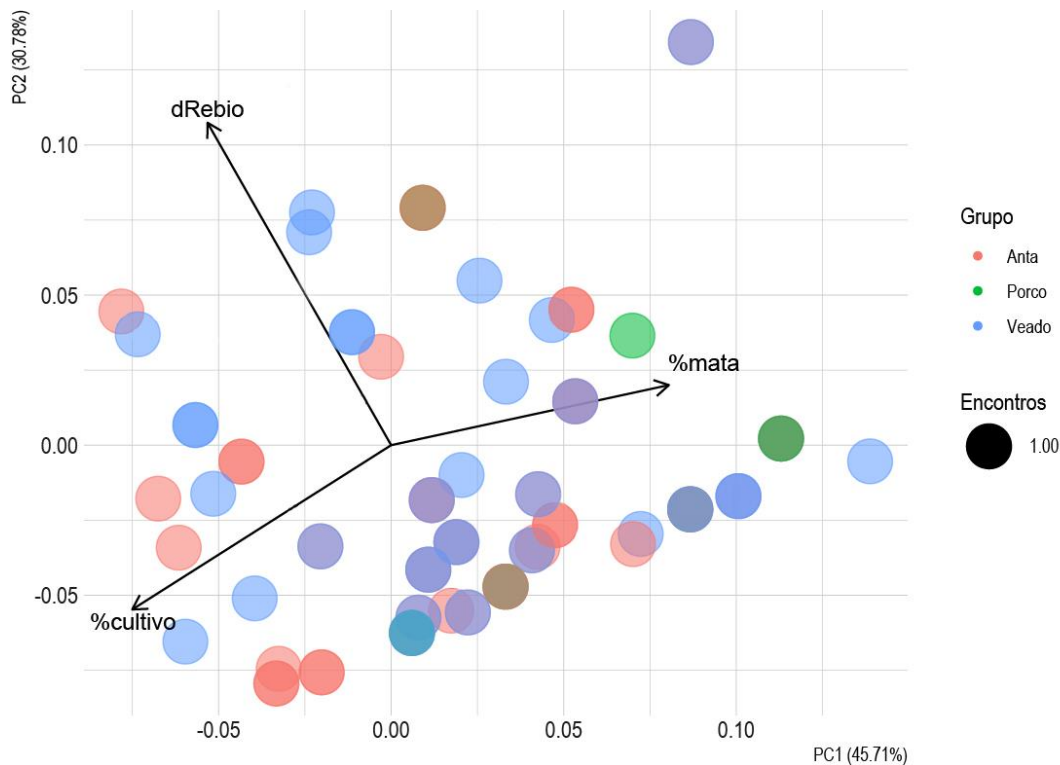


Figura 8: Biplot da Análise de Componentes Principais (ACP) para as variáveis do estudo de interação entre ungulados e a comunidade humana local, durante os anos de 2017 e 2018, no entorno da Reserva Biológica de Sooretama. As três variáveis, no primeiro e segundo eixos, explicam juntas 76,49% da variância dos dados do estudo. As cores representam as espécies de ungulados, dos quais marrom e roxo são sobreposições das espécies anta + porco e anta + veado, respectivamente.

O melhor modelo selecionado, de acordo com o critério de seleção de Akaike (AIC), foi aquele utilizando as três variáveis: dRebio, %mata e %cultivo (Tabela Suplementar 1). Segundo o modelo aditivo generalizado (MAG), durante os anos de 2017 e 2018, apenas as variáveis distância da Reserva Biológica (dRebio) ($p < 0,001$; $\chi^2 = 24,864$) e porcentagem de cultivo (%cultivo) ($p < 0,01$; $\chi^2 = 7,736$) foram significativamente relacionadas às visitas dos ungulados às propriedades rurais. Quanto maior a distância à Reserva Biológica e maior a porcentagem de área cultivada, menor será a probabilidade de encontros entre humanos e ungulados (Figura 9). Já para a porcentagem de mata em buffer circular de raio 500 m (%mata) ($p = 0,117$; $\chi^2 = 6,263$) não houve relação significativa com a interação entre ungulados e a comunidade humana local (Figura 9).

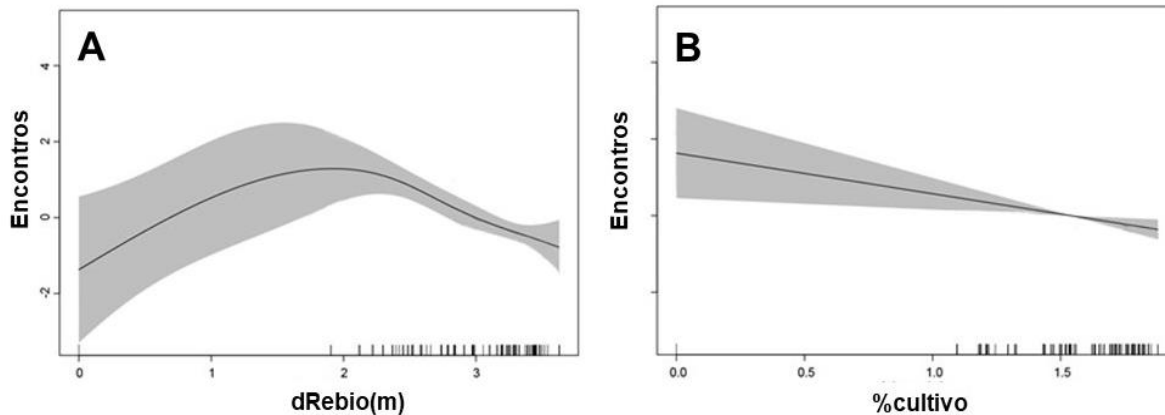


Figura 9: Relação entre as visitas (encontros) de ungulados nas propriedades rurais no entorno da Rebio de Sooretama, durante os anos de 2017 e 2018, e variáveis utilizadas nos modelos aditivos generalizados (MAGs). As áreas sombreadas indicam intervalos de confiança de 95%. A distância da propriedade rural para a Rebio de Sooretama (dRebio) é dada em metros. A porcentagem de cultivo em uma propriedade em um buffer circular de raio 500 m está representada como %cultivo.

4. DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstram que, dentre os ungulados, as antas e os veados são os mamíferos que mais visitam as propriedades rurais no entorno da Rebio de Sooretama. Os entrevistados não relataram grandes prejuízos aos cultivos, indicando que eles são raros ou pouco valorizados, entretanto, ainda presentes. Também identificamos que, para o nosso período de estudo, a distância das propriedades rurais à Rebio de Sooretama e a porcentagem de cultivo presente nas propriedades, são características locais que auxiliam no entendimento dos eventos de interação entre ungulados e a comunidade humana local.

Entendendo a interação entre ungulados e a comunidade local

É importante identificar e entender como os entrevistados percebem e interagem com as espécies de ungulados, e compreender os possíveis impactos dessas interações para o auxílio na mitigação de possíveis conflitos, contribuindo para a conservação dessas espécies.

De acordo com as variáveis testadas neste trabalho para os anos de 2017 e 2018, quanto menor a distância das propriedades rurais à Rebio de

Sooretama e a porcentagem de área cultivada nas propriedades, maior será a possibilidade de interação entre os ungulados e a comunidade humana local.

De maneira geral, os registros de fauna silvestre no interior de propriedades rurais merecem atenção especial, pois a maioria dos danos causados por ungulados às lavouras está associado à proximidade dos cultivos a grandes blocos de floresta (Elías & Valencia, 1984; Nchanji, 2002; Naughton-Treves *et al.*, 2003; Waters, 2015). Por isso, é interessante avaliar esses resultados considerando a paisagem da área de estudo: um grande bloco único de mata nativa, em sua maior parte, rodeado por propriedades rurais e ocupação humana. Deste modo, a localização da propriedade rural em relação ao fragmento florestal precisa ser considerada, pois áreas florestais mais próximas dos limites da propriedade e limites dos cultivos são mais propícias para o aumento da incidência da visitação de animais silvestres às propriedades (Ferraz *et al.*, 2003; Fungo, 2011; Fang *et al.*, 2021). Isso indica que este padrão de visitação não se dá de forma aleatória no ambiente (Ferraz *et al.*, 2003).

De acordo com Naughton-Treves (2003), os ungulados tendem a evitar percorrer grandes distâncias fora de áreas florestais. Quanto mais os animais se afastam da área protegida, maior é a probabilidade de encontro direto com humanos, enfrentando assim problemas como por exemplo a expansão de infraestrutura antrópica como barragens, linhas de energia e redes de transporte, rodoviárias e ferroviárias (Conover, 2002; Gordon, 2009). Este afastamento aumenta ainda mais a possibilidade de serem abatidos, uma vez que, espécies de ungulados estão entre as mais visadas para a caça de subsistência ou para o comércio ilegal (Peres & Lake, 2003; Desbiez *et al.*, 2012; Reyna-Hurtado *et al.*, 2016; Bogoni *et al.*, 2018; Gallego-Zamorano *et al.*, 2020).

Por outro lado, várias espécies de mamíferos herbívoros são atraídas para campos cultivados buscando se alimentar de culturas agrícolas, árvores frutíferas ou vegetação em regeneração (Janzen, 1976; Salafsky, 1992; Fimbel, 1994; Thiollay, 1995). Deste modo, esperava-se que quanto maior a porcentagem de áreas cultivadas nas propriedades, maior a incidência de visitas de ungulados no entorno da Rebio de Sooretama. Contudo, observamos

uma relação oposta, muito provavelmente pela presença de uma grande área cultivada de espécies que não fazem parte da dieta dos ungulados da região ou menos atrativos para eles (e.g, café, coco, pimenta). A incidência de visitas dos animais silvestres às culturas pode variar de acordo com os padrões de cultivo (Rao *et al.*, 2002), devido a diferenças do valor nutricional, palatabilidade e facilidade de manuseio durante o forrageamento dos recursos (Biru & Bekele 2012). Assim, na área de estudo, a frequência de visitas de ungulados às propriedades rurais pode variar dependendo do tipo de cultivo, ficando restrito a propriedades específicas que produziam recursos mais energéticos, atrativos e de fácil acesso, como as plantações de mamão e maracujá, por exemplo, encontradas no entorno direto da Rebio de Sooretama.

Com relação ao padrão das interações entre ungulados e a comunidade local no entorno da Rebio de Sooretama, se levarmos em consideração os anos estudados separadamente, identificamos que a frequência de visitas de ungulados às propriedades rurais diminuiu do ano de 2017 para o ano de 2018. Esse padrão de diminuição também se manteve se levarmos em consideração os relatos de prejuízos aos cultivos causados pelas espécies de ungulados. Uma explicação para esse padrão encontrado foi o registro de uma crise hídrica no norte do estado do Espírito Santo entre os anos de 2015 e 2017 (INCAPER, 2021), o que afeta diretamente o aporte de recursos para os animais selvagens dentro do seu habitat nativo. Os entrevistados relataram que os animais procuravam fonte de água e alimento em suas propriedades nesse período e que, em 2018, com o aumento do volume das chuvas, as visitas diminuíram. Assim, concluímos que a distribuição de alimentos e água, bem como outros fatores ecológicos, podem influenciar a distribuição e a abundância das interações animais silvestres e humanos na paisagem (Naughton-Treves, 1998; Hoare, 2012).

A sazonalidade também foi mencionada como um fator importante na influência do consumo de culturas por espécies de vida selvagem (Lahm, 1996; Linkie *et al.*, 2007; Webber *et al.*, 2011), pois as fontes naturais de alimento para os herbívoros podem ser limitadas no pico do período seco no habitat natural (Lakshminarayanan *et al.*, 2016; Van Aarde *et al.*, 2008). O aumento da quantidade de chuvas aumenta a disponibilidade de alimentos no interior da

floresta (e.g., frutos e brotos), diminuindo a necessidade da frequência na busca de recursos alimentares pelos animais silvestres fora de áreas florestais. Já em épocas de seca extrema, várias espécies de mamíferos herbívoros podem ser atraídas para áreas agrícolas no intuito de forragear cultivos, árvores frutíferas ou vegetação em regeneração, pois essas áreas fornecem áreas de descanso e fontes ricas de alimentos (Janzen 1976; Thiollay 1995; Naughton-Treves *et al.*, 2003).

Em uma situação em que animais silvestres exploram áreas fora dos limites de áreas florestais para se alimentarem de culturas agrícolas, comumente são ameaçados por produtores rurais, pois podem causar danos às suas culturas e, portanto, seus meios de subsistência (Naughton-Treves *et al.*, 2003; Gordon, 2009; Bleier *et al.*, 2012; Waters, 2015; Gross *et al.*, 2018). Uma das limitações que podemos enfrentar com relação às entrevistas, especialmente em áreas que existem focos de conflito, é que os entrevistados podem não passar informações fidedignas ao entrevistador. Contudo, os entrevistados não consideraram os ungulados um problema, apesar dos relatos de interações negativas devido à presença de alguns deles. Mesmo ocorrendo prejuízos econômicos devido à presença dos ungulados, os entrevistados não veem como prejuízo as perdas de cultivos para esses animais.

Devemos considerar que prejuízos relatados e os danos agrícolas causados por ungulados silvestres são descritos em todo o mundo há muito tempo (Conover, 2002; Bleier *et al.*, 2012). O primeiro passo na gestão da conservação de ungulados silvestres, envolve a identificação das circunstâncias nas quais os danos ocorreram tanto na paisagem, quanto nas escalas espaciais locais (Bleier *et al.*, 2017). A adoção de estratégias eficazes de mitigação é a principal chave para a coexistência e a prevenção de danos causados por animais silvestres (Denninger Snyder & Rentsch, 2020; König *et al.*, 2020)

Implicações ecológicas e perspectivas para mitigar conflitos entre ungulados e a comunidade humana no entorno da Rebio de Sooretama

Os conflitos entre animais selvagens e humanos são complexos, multidimensionais e espaço-temporalmente dinâmicos envolvendo uma ampla

gama de interações (Dickman, 2010; Nyhus, 2016), onde cada cenário de interação é único e varia de acordo com sua complexidade (Zimmerman *et al.*, 2020). O desenvolvimento de estratégias de mitigação passa pela tarefa de identificar como ocorrem essas interações localmente. Compreendendo os contextos socioeconômicos, culturais e ecológicos, nos quais uma comunidade está inserida, pode-se desenvolver estratégias conservacionistas adequadas à realidade socioeconômica daquela população (Barboza *et al.*, 2016).

Neste contexto, devemos ressaltar a importância ecológica da Reserva de Sooretama, pois é uma das poucas áreas que ainda mantêm uma fauna virtualmente intacta de grandes mamíferos herbívoros na Mata Atlântica, apresentando uma valiosa biodiversidade (IPEMA, 2005; Rolim *et al.*, 2016). Esse núcleo florestal é bem diversificado, recortado por pastagens, culturas agrícolas e agroflorestais (cabruca e eucalipto) (Vicens *et al.*, 2004; Centoducatte *et al.*, 2011; IEMA, 2019). Prever a persistência de espécies em paisagens agrícolas requer uma compreensão das manchas de habitat circundantes (Ferreira *et al.*, 2020). Além disso, devemos considerar que o declínio de ungulados selvagens é impulsionado por mudanças no uso da terra devido a conversão generalizada de habitats nativos em terras agrícolas e pastagens exóticas (Costa *et al.*, 2021). A perda das espécies de ungulados pode gerar um efeito cascata no ecossistema local (Kurten, 2013), afetando o recrutamento, predação e dispersão de espécies vegetais (Galetti *et al.*, 2001; Gayot *et al.*, 2004; Tobler *et al.*, 2010; O’Farril *et al.*, 2013; Estes *et al.*, 2011).

Algumas medidas são vitais para mitigar os conflitos na área de estudo, dentre elas destacamos a manutenção de habitats primários relativamente intactos, que são considerados um ponto chave crítico para a retenção da biodiversidade em florestas tropicais (Gibson *et al.*, 2011), como é o caso do CFLS. Além de florestas primárias, a manutenção de áreas como os sistemas agroflorestais, por exemplo, as cabruças e plantações de eucalipto sob vários níveis de manejo de sombra e contextos de paisagem, são considerados uma valiosa ajuda na conservação da vida selvagem em paisagens antropizadas (Ferreira *et al.*, 2020; Costa *et al.*, 2021).

Segundo Tsunoda & Enari (2019), uma alternativa de enriquecimento do habitat, seria o reflorestamento de terras subutilizadas, como pastos e lavouras

abandonadas, levando à recuperação de habitats de vida selvagem e minimização dos efeitos antrópicos. Florestas secundárias são especialmente importantes para grandes mamíferos, que requerem mais espaço e podem usar habitats degradados como corredores entre habitats de melhor qualidade (Hogg *et al.*, 2006; Mohd-Azlan, 2006; McShea, 2012).

Nesse contexto, a Rebio de Sooretama está inserida no planejamento do corredor ecológico Sooretama-Comboios-Goytacazes (SOCOMGO), criado em 2 de Junho de 2010 pelo Decreto 2529-R, que visa a conexão do maciço florestal formado pela Rebio de Sooretama e pela Reserva Natural Vale, com a Floresta Nacional de Goytacazes e a Reserva Biológica de Comboios, através de reflorestamentos e do estímulo a atividades sustentáveis. Assim, ao criar extensões de habitat naturais sob vários graus de conectividade, aumenta-se a persistência de populações de ungulados tropicais no seu ambiente natural (Costa *et al.*, 2021), o que pode levar a uma redução na possibilidade de interações com a comunidade humana local.

Além das questões ecológicas, devemos entender que, devido à proximidade das propriedades da Rebio de Sooretama, as interações entre os humanos e os animais silvestres inevitavelmente acontecerão. Assim, um dos desafios de projetos de conservação, envolve as ações com as pessoas que ali estão. Portanto, uma compreensão do que molda os comportamentos e como influenciá-las deve ser fundamental para qualquer esforço para mitigar os conflitos (Verissimo, 2013).

Deste modo, ações práticas de conscientização envolvendo os moradores locais, para evitar o plantio de culturas que forneçam recursos energéticos, atrativos e de fácil acesso em áreas adjacentes a fragmentos florestais utilizados por ungulados. Além disso, o uso de tecnologias não letais (e.g, cercas de arame farpado ou elétricas com baixa voltagem), já utilizados na região, ou não convencionais, como repelentes que exalam odor de predadores ou com baixa palatabilidade (Conover, 2002), podem ser ferramentas importantes para manter animais silvestres afastados dos cultivos. Dessa forma, estabelecer parcerias entre empresas, proprietários e instituições que trabalham pela conservação da biodiversidade, na região, para a implantação dessas ideias devem ser considerados.

Destacamos que o determinante principal do comportamento de uma pessoa é sua intenção de se envolver com as situações adversas em que estão inseridas (Marchini & Macdonald, 2012). Deste modo, programas de conscientização ambiental, como os desenvolvidos pelo Pró-Tapir: Programa de monitoramento e proteção dos ungulados na Mata Atlântica, com a comunidade humana local, independente da faixa etária, são vitais para compreensão da importância de uma convivência harmônica entre homem e o ambiente local em que estão inseridos (Sorentino, 1991).

5. CONCLUSÃO

O presente estudo identificou que as interações negativas entre a comunidade de proprietários rurais e os ungulados no entorno da Rebio de Sooretama são raras e de menor grau. Essa situação é propícia para se trabalhar com a comunidade local usando técnicas de conscientização ambiental na região e de difusão científica visando os benefícios da manutenção dessas espécies.

Tendo em vista que o sucesso da conservação da vida selvagem depende das atitudes da população local (Michalski *et al.*, 2020), colocar em prática estratégias como a troca de tipos de cultivos nas propriedades próximas à Rebio, para aqueles que os ungulados não se interessariam (e.g, silvicultura), uso de agroflorestas, revegetação das matas ciliares (para evitar falta de água) ou o uso de métodos de afastamento não letais como cercas elétricas, seriam importantes na área de estudo visto que ela é considerada uma área prioritária para a manutenção de mamíferos silvestres (Galetti *et al.*, 2009). Isto reforça a ideia de que a conservação das espécies precisa de um foco especial em paisagens multiuso e diversa, como áreas agrícolas, que refletem a interface entre humanos e vida selvagem (König *et al.*, 2020).

As percepções e atitudes humanas em relação às espécies selvagens são complexas e dinâmicas (Colléony *et al.*, 2017; Jordan *et al.*, 2020) e a coexistência entre humanos e animais selvagens está diretamente relacionada em como os humanos estão dispostos a compartilhar sua paisagem e tolerar a vida selvagem (Title & Bommel, 2018). Assim, a adoção de estratégias de manutenção da biodiversidade local e de conscientização dos moradores do

entorno Rebio de Sooretama são consideradas medidas de mitigação eficazes para a prevenção de conflitos na área de estudo.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Anderson, D.R. 2008. Model based inference in the life sciences: A primer on evidence. 1st ed. New York, NY: Springer Science & Business Media.

Artelle, K.A.; Anderson, S.C.; Reynolds, J.D.; Cooper, A.B.; Paquet, P.C.; Darimont, C.T. 2016. Ecology of conflict: marine food supply affects human-wildlife interactions on land. *Scientific Reports*, 6: 25936.

Barboza, R.R.D.; Lopes, S.F.; Souto, W.M.; Fernandes-Ferreira, H., Alves, R.R. 2016. The role of game mammals as bushmeat in the Caatinga, northeast Brazil. *Ecology and Society*, 21(2).

Barton, K. 2020. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.17. *Version 1*, 18.

Behdarvand, N.; Kaboli, M.; Ahmadi, M.; Nourani, E.; Mahini, A.S.; Aghbolaghi, M.A. 2014. Spatial risk model and mitigation implications for wolf-human conflict in a highly modified agroecosystem in western Iran. *Biological Conservation*, 177: 156-164.

Bhagwat, S.A.; Willis, K.J.; Birks, H.J.B.; Whittaker, R.J. 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology & Evolution*, 23: 261-267.

Biru, Y.; Bekele, A. 2012. Food habits of African elephant (*Loxodonta Africana*) in babile elephant sanctuary, Ethiopia. *Tropical Ecology*, 53: 43-52.

Bleier, N.; Kovács, I.; Schally, G.; Szemethy, L.; Csányi, S. 2017. Spatial and temporal characteristics of the damage caused by wild ungulates in maize (*Zea mays* L.) crops. *International journal of pest management*, 63(1): 92-100.

Bleier, N.; Lehoczki, R.; Újváry, D.; Szemethy, L.; Csányi S. 2012. Relationships between wild ungulate density and crop damage in Hungary. *Acta Theriologica*, 57: 351-359.

Bogoni, J.A.; Pires, J.S.R.; Graipel, M.E.; Peroni, N.; Peres, C.A. 2018. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium-to large-bodied mammal fauna? *PloS one*, 13(9): e0204515.

Bueno, R.S.; Guevara, R.; Ribeiro, M.C.; Culot, L.; Bufalo, F.S.; Galetti, M. 2013. Functional redundancy and complementarities of seed dispersal by the last Neotropical Megafrugivores. *PLoS ONE*, 8(2): e56252.

Centoducatte, L.D.; Moreira, D.O.; Seibert, J.B.; Gondim, M.F.N.; Acosta, I.C.L.; Gatti, A. 2010. *Tapirus terrestris* occurrence in a landscape mosaic of Atlantic Forest and Eucalyptus monoculture in southeast Brazil. *Tapir Conservation*, 20(28): 16-19.

Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 89(1): 71-82.

Colléony, A.; Clayton, S.; Couvet, D.; Saint Jalme, M.; Prévot, A.C. 2017. Human preferences for species conservation: Animal charisma trumps endangered status. *Biological Conservation*, 206: 263-269.

Colwell, R.K. 2013. EstimateS, Version 9.1.0: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples.

Conover, M.R. 2002. Resolving human-wildlife conflicts: the science of wildlife damage management. Boca Raton (FL): Lewis Publishers.

Costa, H.C.; Benchimol, M.; Peres, C.A. 2021. Wild ungulate responses to anthropogenic land use: a comparative Pantropical analysis. *Mammal Review*.

Costa, L.P.; Bergallo, H.G.; Caldara Junior, V.; Evaldt, B.H.C.; Fagundes, V.; Geise, L.; Kierulff, C.M.; Leite, Y.L.R.; Mayorga, L.F.S.P.; Mendes, S.L.; Moreira, D.O.; Paglia, A.P.; Passamani, M.; Secco, H.Q.C.; Srbek-Araujo, A.C.; Paresque, R.; Siciliano, S.; Sousa-Lima, R.S.; Tavares, V.C.; Zanin, M.; Zortéa, M. 2019. Mamíferos Ameaçados de extinção no estado no Espírito Santo. In: Fraga, C.N.; Formigoni, M.H.; Chaves, F.G. (Orgs). *Fauna e flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo*. Santa Teresa, Instituto Nacional da Mata Atlântica, p. 314-341.

Costa, L.P.; Leite, Y.R.L.; Mendes, S.L.; Ditchfield, A.D. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1): 103-112.

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

Del Rio, V.; de Oliveira, L. 1996. *Percepção ambiental: a experiência brasileira*. Studio Nobel.

Denninger Snyder, K.; Rentsch, D. 2020. Rethinking assessment of success of mitigation strategies for elephant-induced crop damage. *Conservation Biology*, 34:829–8842.

Desbiez, A.L.J.; Keuroghlian, A.; Beisiegel, B.M.; Medici, E.P.; Gatti, A.; Pontes, A.R.M.; Campos, C.B.; Tófoli, C.F.; Moraes Jr. E.A.; Azevedo, F.C.; Pinho, G.M.; Cordeiro, J.L.P.; Santor Jr. T.S.S.; Morais, A.A.; Mangini, P.R.; Flesher, K.; Rodrigues, L.F.; Almeida, L.B. 2012. Avaliação do risco de extinção do cateto *Pecari tajacu* Linnaeus, 1758, no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*. Ano II, n. 3, p. 74-83.

Dickman, A.J. 2010. Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human-wildlife conflict. *Animal Conservation*, 13(5): 458-466.

Dickman, A.J. 2012. From cheetahs to chimpanzees: a comparative review of the drivers of human-carnivore conflict and human-primate conflict. *Folia Primatologica*, 83(3–6): 377-387.

Dirzo, R.; Young, H.S.; Galetti, M.; Ceballos, G.; Isaac, N.J.; Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195): 401-406.

Duarte, J.M.B.; Vogliotti, A.; Santos Zanetti, E.; Oliveira, M.L.; Tiepolo, L.M.; Rodrigues, L.F.; Almeida, L.B. 2012. Avaliação do risco de extinção do veado-catingueiro *Mazama gouazoubira* G. Fischer [von Waldhein], 1814, no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3: 50-58.

Dudderar, G.R.; Haufler, J.B.; Winterstein, S.R.; Gunarso, P. 1989. GIS: a tool for analyzing and managing deer damage to crops. *Proceeding Eastern Wildlife Damage Control Conferences*, 4: 182-197.

Elías, D.J.; Valencia, E. 1984. La agricultura latinoamericana y los vertebrados plaga. *Interciencia*, 9: 223-229.

Estes, J.A.; Terborgh, J.; Brashares, J.S.; Power, M.E.; Berger, J.; Bond, W.J. et al. 2011. Trophic downgrading of planet earth. *Science*, 333: 301-306.

Fang, L.; Hong, Y.; Zhou, Z.; Chen, W. 2021. The frequency and severity of crop damage by wildlife in rural Beijing, China. *Forest Policy and Economics*, 124: 102379.

Ferraz, K.M.P.M.D.B.; Lechevalier, M.A.; Couto, H.T.Z.D.; Verdade, L.M. 2003. Damage caused by capybaras in a corn field. *Scientia Agricola*, 60(1): 191-194.

Ferreira, A.S.; Peres, C.A.; Bogoni, J.A.; Cassano, C.R. 2018. Use of agroecosystem matrix habitats by mammalian carnivores (Carnivora): a global-scale analysis. *Mammal Review*, 48: 312-327.

Ferreira, A.S.; Peres, C.A.; Dodonov, P.; Cassano, C.R. 2020. Multi-scale mammal responses to agroforestry landscapes in the Brazilian Atlantic Forest: the conservation value of forest and traditional shade plantations. *Agroforestry Systems*, 94(6): 2331-2341.

Fimbel, C. 1994. The relative use of abandoned farm clearing and old forest habitats by primates and a forest antelope at Tiwai, Sierra Leone, West Africa. *Biological Conservation*, 70: 277-286.

Foley, J.A.; DeFries, R.; Asner, G.P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S.R. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309(5734): 570-574.

Frackowiak, W.; Gorczyca, S.; Merta, D.; Wojciuch-Ploskonka, M. 2013. Factors affecting the level of damage by wild boar in farmlands in north-eastern Poland. *Pest Management Science*, 69: 362-366.

Fungo, B. 2011. A review crop raiding around Protected Areas: nature, control and research gaps. *Environmental Research Journal*, 5(2): 87-92.

Galetti, M.; Giacomini, H.C.; Bueno, R.S.; Bernardo, C.S.S.; Marques, R.M.; Bovendorp, R.S.; Steffler, C.E.; Rubim, P.; Gobbo, S.K.; Donatti, C.I.; Begotti, R.A.; Meirelles, F.; Nobre, R.A.; Chiarello, A.G.; Peres, C.A. 2009. Priority áreas for the conservation of Atlantic forest mammals. *Biological Conservation* 142: 1229-1241.

Galetti, M.; Keuroghlian, A.; Hanada, L.; Morato, M.I. 2001. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in southeast Brazil. *Biotropica*, 33: 723-726.

Gallego-Zamorano, J.; Benítez-López, A.; Santini, L.; Hilbers, J.P.; Huijbregts, M.A.; Schipper, A.M. 2020. Combined effects of land use and hunting on distributions of tropical mammals. *Conservation Biology*, 34(5): 1271-1280.

- Garay, I.; Rizzini, C.M. 2003. A Floresta Atlântica de Tabuleiros: diversidade funcional da cobertura arbórea. Petrópolis, RJ Vozes.
- Gatti, A.; Ferreira, P.M.; Cunha, C.J.; Seibert, J.B.; Oliveira, M.D. 2017. Medium and large-bodied mammals of the Private Reserve of Natural Heritage Recanto das Antas, in Espírito Santo, Brazil. *Oecologia Australis*, 21(2).
- Gayot, M.; Henry, O.; Dubost, G.; Sabatier, D. 2004. Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 20(01): 31-43.
- Gibson, L.; Lee, T.M.; Koh, L.P.; Brook, B.W.; Gardner, T.A.; Barlow, J.; Peres, C.A.; Bradshaw, C.J.A.; Laurance, W.F.; Lovejoy, T.E.; Sodhi, N.S. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478: 378-381.
- Gillingham, S.; Lee, P.C. 2003. People and protected areas: a study of local perceptions of wildlife crop-damage conflict in an area bordering the Selous Game Reserve, Tanzania. *Oryx*, 37(3): 316-325.
- Gordon, I.J. 2009. What is the future for wild, large herbivores in human-modified agricultural landscapes? *Wildlife Biology*, 15(1):1-9.
- Gross, E.M.; Lahkar, B.P.; Subedi, N.; Nyirenda, V.R.; Lichtenfeld, L.L.; Jakoby, O. 2018. Seasonality, crop type and crop phenology influence crop damage by wildlife herbivores in Africa and Asia. *Biodiversity and Conservation*, 27(8): 2029-2050.
- Haddad, V.; Assunção, M.C.; de Mello, R.C.; Duarte, M.R. 2005. A fatal attack caused by a lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in southeastern Brazil. *Wilderness & Environmental Medicine*, 16: 97-100.
- Harvey, C.A.; Gonzalez, J.; Somarriba, E. 2006. Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica. *Biodiversity & Conservation*, 15: 555-585.
- Heltshe, J.F.; Forrester, N.E. 1983. Estimating species richness using the Jackknife procedure. *Biometrics*, 39: 1-11.
- Hoare, R. 2012. Lessons from 15 years of human elephant conflict mitigation: management considerations involving biological, physical and governance issues in Africa. *Pachyderm*, 51: 60-74.

Hogg, J.T.; Forbes, S.H.; Steele, B.M.; Luikart, G. 2006. Genetic rescue of an insular population of large mammals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273: 1491-1499.

INCAPER (Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural). 2021. Disponível em: <https://meteorologia.incaper.es.gov.br/mapas-de-chuva-acumulado-mensal-e-anual>.

Inskip, C.; Zimmermann, A. 2009. Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx*, 43: 18-34.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). 2007. Reserva Biológica de Sooretama. Plano operativo de prevenção e combate aos incêndios florestais da Reserva Biológica de Sooretama. Brasília.

Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA). 2019. IEMA: mapeamento ES: 2012-2015. Vitória: Geobases. Disponível em: <https://imsva91-ctp.trendmicro.com:443/wis/clicktime/v1/query?url=https%3a%2f%2fgeobases.es.gov.br%2flinks%2dpara%2dmapes1215&umid=EA85B190-C702-1705-8E63-E10116E4B1BA&auth=8a8c08660fd98a755cd0b95645c09d68a33dce39-5b2bb92344b3287bf06df3370efd99adc76d6c57>.

Instituto Jones dos Santos Neves (IJSN). 2020. <http://www.ijsn.es.gov.br/mapas/>.

IPEMA (Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica). 2005. Conservação da Mata Atlântica no estado do Espírito Santo: Cobertura florestal e unidades de conservação. Instituto de Pesquisa da Mata Atlântica / Conservação Internacional Brasil / Governo do Estado do Espírito Santo. Vitória, ES.

Janzen, D.H. 1976. Tropical blackwater rivers, animals, and mast fruiting of the Dipterocarpaceae. *Biotropica*, 6: 69-103.

Jordan, N.R.; Smith, B.P.; Appleby, R.G.; van Eeden, L.M.; Webster, H.S. 2020. Addressing inequality and intolerance in human-wildlife coexistence. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 34(4): 803-810.

- Kellert, S.; Black, M.; Rush, C.; Bath, A. 1996 Human culture and large carnivore conservation in North America. *Conservation Biology*, 10: 977-990.
- Keuroghlian, A.; Eaton, D.P.; Longland, W.S. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120: 41-425.
- König, H.J.; Kiffner, C.; Kramer-Schadt, S.; Fürst, C.; Keuling, O.; Ford, A.T. 2020. Human–wildlife coexistence in a changing world. *Conservation Biology*, 34(4): 786-794.
- Kurten, E.L. 2013. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biological Conservation*, 163: 22-32.
- Lahm, S.A. 1996. A nationwide survey of crop-raiding by elephants and other species in Gabon. *Pachyderm*, 21: 69-77.
- Lakshminarayanan, N.; Karanth, K.K.; Goswami, V.R.; Vaidyanathan, S.; Karanth, K.U. 2016. Determinants of dry season habitat use by Asian elephants in the Western Ghats of India. *Journal of Zoology*, 298: 169-177.
- Lessa, I.; Guimarães, T.C.S.; Bergallo, H.G.; Cunha, A.; Vieira, E.M. 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Natureza & Conservação*, 14(2): 46-56.
- Linkie, M.; Dinata, Y.; Nofrianto, A.; Leader-Williams, N. 2007. Patterns and perceptions of wildlife crop raiding in and around Kerinci Seblat National Park. *Sumat Animal Conservation*, 10: 127-135.
- Loreau, M.; Naeem, S.; Inchausti, P.; Bengtsson, J.; Grime, J.P.; Hector, A.; Hooper, D.U.; Huston, M.A.; Raffaelli, D.; Schmid, B.; Tilman, D. Wardle, D.A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294: 804–808.
- Magioli, M.; Moreira, M.Z.; Fonseca, R.C.B.; Ribeiro, M.C.; Rodrigues, M.G.; de Barros, K.M.P.M. 2019. Human-modified landscapes alter mammal resource and habitat use and trophic structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(37): 18466-18472.
- Marchini, S.; Crawshaw Jr, P.G. 2015. Human–wildlife conflicts in Brazil: a fast-growing issue. *Human Dimensions of Wildlife*, 20(4): 323-328.

Marchini, S.; Macdonald, D.W. 2012. Predicting ranchers' intention to kill jaguars: case studies in Amazonia and Pantanal. *Biological Conservation*, 147(1): 213-221.

Mayer, J.J.; Wetzel, R.M. 1987. *Tayassu pecari*. *Mammalian Species*, 293: 1-7.

McNeely, J.A.; Schroth, G. 2006. Agroforestry and biodiversity conservation: traditional practices, present dynamics, and lessons for the future. *Biodiversity Conservation*, 15: 549-554.

McShea, W.J. 2012. Ecology and management of white-tailed deer in a changing world. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1249: 45-56.

Mech, D.; Boitani, L. 2003. *Wolves: behavior, ecology and conservation*, University of Chicago Press, Chicago, IL.

Mohd-Azlan, J. 2006. Mammal diversity and conservation in a secondary forest in peninsular Malaysia. *Biodiversity & Conservation*, 15: 1013-1025.

Naughton-Treves, L. 1998. Predicting patterns of crop damage by wildlife around Kibale National Park, Uganda. *Conservation Biology*, 12: 156-68.

Naughton-Treves, L.; Mena, J.L.; Treves, A.; Alvares, N.; Radeloff, V.C. 2003. Wildlife survival beyond park boundaries: the impact of slash-and-burn agriculture and hunting on mammals in Tambopata, Peru. *Conservation Biology*, 17: 1106-1117.

Nchanji, A. 2002. Crop damage around northern Banyang-MBO wildlife sanctuary. In: Hill, C.M., Osborn, V., Plumptre, A.J. (Eds.). *Human–Wildlife Conflict: Identifying the Problem and Possible Solutions*. Albertine Rift Technical Report Series, vol. 1. Wildlife Conservation Society, Bronx, NY, pp. 68-78.

Noss, A.J.; Cuéllar, R.L.; Barrientos, J.; Maffei, L.; Cuéllar, E.; Arispe, R.; Rúmiz, D.; Rivero, K. 2003. A Camera trapping and radio telemetry study of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivian Dry Forest. *Tapir Conservation*, 12:24-32.

Nyhus, P.J. 2016. Human–wildlife conflict and coexistence. *Annual Review of Environment and Resources*, 41: 143-171.

O'Farrill, G.; Galetti, M.; Campos-Arceiz, A. 2013. Frugivory and seed dispersal by tapirs: an insight on their ecological role. *Integrative Zoology*, 8: 4-17.

Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Kindt, R.; Legendre, P.; O'hara, R.G.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Henry, M.; Stevens, H.; Wagner, H. 2013. *VEGAN*: Community Ecology Package. R package version 2.0-6. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Oliver, T.H.; Heard, M.S.; Isaac, N.J.; Roy, D.B.; Procter, D.; Eigenbrod, F.; Freckleton, R.; Hector, A.; Orme, C.D.L.; Petchey, O.L.; Proenc, A.V.; Raffaelli, D.; Suttle, K. B.; Mace, G.M.; Martín-López, B.; Woodcock, B.A.; Bullock, J.M. 2015. Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends in Ecology and Evolution*, 30: 673-684.

Peixoto, A.L.; Silva, I.M. 1997. Tabuleiro forests of northern Espírito Santo, South-eastern Brazil. *In*: Davis, S.D.; Heywood, V.H.; Hamilton, A.C. (Eds.). *Centres of Plant Diversity. A Guide and Strategy for Their Conservation*. Vol. 3. The Americas. WWF/International for the Conservation of Nature, Cambridge, UK, pp. 369-372.

Peixoto, A.L.; Silva, I.M.; Pereira, O.J.; Simonelli, M.; Jesus, R.M. de.; Rolim, S.G. 2008. Tabuleiro Forests North of the Rio Doce: Their Representation in the Vale do Rio Doce Natural Reserve, Espírito Santo, Brazil. *In*: Thomas, W.W. (Ed). *The Atlantic Coastal Forest of northeastern Brazil*. The New York Botanical Garden., New York, pp. 319-350.

Peres C.A.; Lake I. R. 2003. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon Basin. *Conservation Biology*, 17(2): 521-535.

Price, S.A.; Gittleman, J.L. 2007. Hunting to extinction: biology and regional economy influence extinction risk and the impact of hunting in artiodactyls. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1620): 1845-1851.

R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.

Rao, K.S.; Maikhuri, R.K.; Nautiyal, S.; Saxena, K.G. 2002. Crop damage and livestock depredation by wildlife: a case study from Nanda Devi Biosphere Reserve, India. *Journal of environmental management*, 66(3): 317-327.

Retamosa, M.I.; Humberg, L.A.; Beasley, J.C.; Rhodes Jr, O.E. 2008. Modelling wildlife damage to crops in northern Indiana. *Human-Wildlife Conflicts*, 2: 225-239.

Reyna-Hurtado, R.; Beck, H.; Altrichter, M.; Chapman, C.A.; Bonnell, T.R.; Keuroghlian, A.; Desbiez, A.L.; Moreira-Ramírez, J.F.; O'Farrill, G.; Fragoso J.; Naranjo E.J. 2016. What ecological and anthropogenic factors affect group size in white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*)? *Biotropica*, 48(2): 246-254.

Rivero, K.G., Rumiz, B.; Taber, A.B. 2005. Differential habitat use by two sympatric brocket deer species (*Mazama americana* and *Mazama gouazoubira*) in seasonal Chiquitano Forest of Bolívia. *Mammalia*, 69:169-183.

Rolim, S.G.; Menezes, L.D.; Srbek-Araujo, A.C. 2016. Floresta atlântica de tabuleiro: diversidade e endemismos na reserva natural vale. Belo Horizonte: Editora Rupestre, 498.

Salafsky, N. 1992. Mammalian use of a buffer zone agroforestry system bordering Gunung Palung National Park, West Kalimantan. M.S. Thesis. Duke University, Chapel Hill, North Carolina.

Schuetz, P.; Wagner, A.P.; Wagner, M.E.; Creel, S. 2013. Occupancy patterns and niche partitioning within a diverse carnivore community exposed to anthropogenic pressures. *Biological Conservation*, 158: 301-312.

Smith, E.; van Belle, G. 1984. Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, 40: 119-129.

Sorrentino, M. 2008. Educação ambiental, participação e organização de cidadãos. *Em Aberto*, 10(49): 47-56.

Spitz, F.; Lek, S. 1999. Environmental impact prediction using neural network modelling: an example in wildlife damage. *Journal of Applied Ecology*, 36: 317-326.

Srbek-Araujo, A.C.; Kierulff, M.C.M. 2016. Mamíferos de médio e grande porte das florestas de Tabuleiro do norte do Espírito Santo: grupos funcionais e principais ameaças. In: Rolim, S.G.; de Menezes, L.F.T.; Srbek-Araujo, A.C. (Eds.), *Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale*. pp. 469-479.

Srbek-Araujo, A.C.; Rocha, M. F.; Peracchi, A.L. 2014. A mastofauna da Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Ciência & Ambiente*, 49: 153-167.

Thiollay, J.M. 1995. The role of traditional agroforests in the conservation of rain forest bird diversity in Sumatra. *Conservation Biology*, 9: 335-353.

Thirgood, S.; Woodroffe, R.; Rabinowitz, A. 2005. The impact of human-wildlife on human lives and livelihoods. In: *People and wildlife: conflict or coexistence* (eds. R. Woodroffe; S. Thirgood; A. Rabinowitz). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 13-26.

Thurfjell, H.; Ball, J.P.; Ahlén P.A.; Kornacher, P.; Dettki, H.; Sjöberg, K. 2009. Habitat use and spatial patterns of wild boar *Sus scrofa* (L.): agricultural fields and edges. *European Journal of Wildlife Research*, 55: 517-523.

Title, P.O.; Bemmels, J.B. 2018. ENVIREM: an expanded set of bioclimatic and topographic variables increases flexibility and improves performance of ecological niche modeling. *Ecography*, 41(2): 291-307.

Tobler, M.W.; Janovec, J.P.; Cornejo, F. 2010. Frugivory and Seed dispersal by the Lowland Tapir *Tapirus terrestris* in the Peruvian Amazon. *Biotropica*, 42(2): 215-222.

Treves, A., Wallace, R.B., Naughton-Treves, L., Morales, A. 2006. Co-managing human-wildlife conflicts: a review. *Human Dimensions of Wildlife*, 11: 383-396.

Tsunoda, H.; Enari, H. 2020. A strategy for wildlife management in depopulating rural areas of Japan. *Conservation Biology*, 34(4): 819-828.

Tweheyo, M.; Hill, C.M.; Obua, J. 2005. Patterns of crop raiding by primates around the Budongo Forest Reserve, Uganda. *Wildlife Biology*, 11(3): 237-247.

Van Aarde, R.; Ferreira, S.; Jackson, T.; Page, B.; De Beer, Y.; Gough, K.; Guldmond, R.; Junker, J.; Olivier, P.; Ott, T.; Trimble, M. 2008. Elephant population biology and ecology. In: *Elephant Management: A Scientific Assessment of South Africa* (Scholes, R.J.; Mennell, K.). Eds. Witwatersrand University Press, Johannesburg, South Africa. 84-145 pp.

Verissimo, D. 2013. Influencing human behaviour: an underutilised tool for biodiversity management. *Conservation Evidence*, 10(1): 29-31.

Waters, S. 2015. Crop-raiding Baird's Tapir provoke diverse reactions from subsistence farmers in Belize. *Tapir Conservation*, 24(3): 8-10.

Webber, C.E.; Sereivathana, T.; Maltby, M.P.; Lee, P.C. 2011. Elephant crop-raiding and human–elephant conflict in Cambodia: crop selection and seasonal timings of raids. *Oryx*, 45: 243-251.

Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.

Wood, S.N. 2011. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society (B)*, 73(1): 3-36.

Woodroffe, R., 2000. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation*, 3: 165-173.

Woodroffe, R.; Thirgood, S.; Rabinowitz, A. 2005. *People and Wildlife: conflict or coexistence?* Cambridge University Press, Cambridge.

Wright, S.J.; Zeballos, H.; Domínguez, I.; Gallardo, M.M.; Moreno, M.C.; Ibáñez, R. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a Neotropical forest. *Conservation Biology*, 14:227-239.

Zeilhofer, P.; Cezar, A.; Tôrres, N.M.; de Jácomo, A.T.A.; Silveira, L. 2014. Jaguar *Panthera onca* habitat modeling in landscapes facing high land-use transformation pressure-findings from Mato Grosso, Brazil. *Biotropica*, 46: 98-105.

Zimmermann, A.; McQuinn, B.; Macdonald, D.W. 2020. Levels of conflict over wildlife: Understanding and addressing the right problem. *Conservation Science and Practice*, 2(10): e259.

APÊNDICES

Tabela Suplementar 1: Seleção de modelo baseado no critério de informação para os modelos aditivos generalizados (MAG) entre as variáveis das propriedades rurais no entorno da Rebio de Sooretama e os encontros com ungulados nas mesmas. A seleção do “melhor” (menor AIC) modelo está indicada pelos valores em negrito.

Contagem/ (Intercept)	Contagem/ dRebio	Contagem/ %cultivo	Contagem/ %mata	df	logLik	AICc	delta	peso
-1,64	+	+	+	7	-181,1	378,0	0	7,69E+14
-1,59	+	+		5	-185,3	381,1	3,0	1,69E+14
-1,61	+		+	7	-184,3	383,6	5,6	4,74E+14
-1,56	+			3	-189,3	386,0	8,00	1,42E+12
-1,53		+	+	4	-196,4	401,5	23,5	6,09E+08
-1,50			+	3	-199,4	406,1	28,0	6,33E+07
-1,44		+		2	-204,1	413,7	35,7	1,39E+04
-1,42				0	-207,4	416,7	38,7	3,01E+05

Material Suplementar 2: Termo de consentimento e questionário semi-estruturado aplicado aos proprietários rurais no entorno da Reserva Biológica de Sooretama, norte do estado do Espírito Santo.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM
BIOLOGIA ANIMAL - PPGBAN**

TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO

O(A) Sr.(a) _____ foi convidado(a) a participar da pesquisa intitulada “INTERAÇÕES ENTRE MAMÍFEROS SILVESTRES E COMUNIDADES HUMANAS LOCAIS EM UMA PAISAGEM NA MATA ATLÂNTICA”, sob a responsabilidade da Dra. DANIELLE DE OLIVEIRA MOREIRA.

JUSTIFICATIVA

Este estudo trará informações úteis para os produtores rurais e contribuirá com a conservação da biodiversidade de mamíferos da Reserva Biológica (Rebio) de Sooretama.

OBJETIVOS

Investigar se existem conflitos entre a comunidade humana e a de mamíferos de médio e grande porte e os impactos das interações na região de influência da Rebio de Sooretama.

PROCEDIMENTOS

Entrevistaremos os moradores e produtores rurais nas áreas próximas à Rebio de Sooretama. As entrevistas ocorrerão em dois períodos. O primeiro acontecerá entre janeiro e abril de 2018, sendo também entregue para os proprietários um calendário, no qual poderão anotar as novas visitas de animais em suas propriedades. Seis meses após a primeira visita, serão feitas visitas programadas nas propriedades para buscar as informações anotadas no calendário. Uma nova entrevista será realizada entre dezembro e março 2019.

DURAÇÃO E LOCAL DA PESQUISA

Número de perguntas: 29. **Duração mínima estimada:** 30 minutos. **Duração máxima estimada:** 60 minutos.

Local: A entrevista será realizada na residência ou propriedade do entrevistado, ou outro local onde o Sr.(a) se sinta mais confortável.

RISCOS E DESCONFORTOS

Esta pesquisa pode apresentar riscos mínimos, tais como: exposição de informações pessoais, desconfortos ou constrangimentos causados pela entrevista. Nesse caso, iremos minimizá-los, de forma a não constranger em nenhum momento o (a) Sr. (a). Qualquer desconforto, o (a) Sr (a) tem todo o direito de não responder, podendo até mesmo desistir da entrevista.

BENEFÍCIOS

Com esta entrevista, poderemos conhecer as regiões que são mais afetadas pelos conflitos com animais. Essas informações serão utilizadas para a elaboração de

um conjunto de ações para direcionar os esforços de conservação dos mamíferos e minimizar os possíveis prejuízos causados nas propriedades.

GARANTIA DE RECUSA EM PARTICIPAR DA PESQUISA E/OU RETIRADA DE CONSENTIMENTO

O(A) Sr.(a) não é obrigado(a) a participar da pesquisa, podendo deixar de participar dela em qualquer momento de sua execução, sem que haja penalidades ou prejuízos decorrentes de sua recusa. Caso decida retirar seu consentimento, o(a) Sr.(a) não mais será contactado(a) pelos pesquisadores.

GARANTIA DE MANUTENÇÃO DO SIGILO E PRIVACIDADE

Os pesquisadores se comprometem a resguardar sua identidade durante todas as fases da pesquisa, inclusive após publicação.

GARANTIA DE RESSARCIMENTO FINANCEIRO

Para participar deste estudo, o (a) Sr. (a) não terá nenhum tipo de despesa, nem receberá qualquer vantagem financeira. Caso ocorrer alguma despesa para participação na pesquisa, haverá ressarcimento.

GARANTIA DE INDENIZAÇÃO

O (A) Sr.(a) tem garantia do direito de buscar indenização, caso se sentir prejudicado pela pesquisa. De acordo com o item IV.4.c da Res. CNS 466/12, não se deve exigir do participante da pesquisa, sob qualquer argumento, renúncia ao direito à indenização por dano decorrente da pesquisa.

ESCLARECIMENTO DE DÚVIDAS

Em caso de dúvidas sobre a pesquisa ou para relatar algum problema, o(a) Sr.(a) pode contactar a pesquisadora **DANIELLE DE OLIVEIRA MOREIRA, no endereço Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, Av. Fernando Ferrari, nº 514, Vitória, ES CEP: 29.075-910, pelo telefone (27) 99590-3359 ou pelo email daniomoreira@gmail.com.**

Em caso de denúncias e ou intercorrências na pesquisa, entre em contato com o **Comitê de ética em Pesquisa / Campus Goiabeiras: pelo telefone (27) 3145-9820, pelo e-mail cep.goiabeiras@gmail.com, pessoalmente ou pelo correio, no seguinte endereço: Av. Fernando Ferrari, 514, Campus Universitário, sala 07 do Prédio Administrativo doCCHN, Goiabeiras, Vitória - ES, CEP 29.075-910.**

Eu, _____,
declaro que fui verbalmente informado(a) e esclarecido(a) sobre o presente documento, entendendo todos os termos acima expostos, e que voluntariamente aceito participar deste estudo. Também declaro ter recebido uma via deste Termo de Consentimento Livre e Esclarecido, de igual teor, assinada pelo(a) pesquisador(a) principal ou seu representante, rubricada em todas as páginas.

LOCAL:

DATA:

Participante da pesquisa/Responsável legal

Na qualidade de pesquisador responsável pela pesquisa "TÍTULO", eu Danielle de

Oliveira Moreira, declaro ter cumprido as exigências do(s) item(s) IV.3 e IV.4 (se pertinente), da Resolução CNS 466/12, a qual estabelece diretrizes e normas regulamentadoras de pesquisas envolvendo seres humanos.

LOCAL:

DATA:

Pesquisador

QUESTIONÁRIO

IDENTIFICAÇÃO

ID-Bloco:		Latitude:	Longitude:	Data:
Localidade:				
Nome:				
Gênero (M/F):		Idade:	Tempo de residência:	
Função:			Telefone:	
Área da propriedade:			Início da entrevista:	Término:
OBSERVAÇÕES:				

ECOLOGIA E INTERAÇÃO

Quais animais você vê dentro da sua propriedade? (Todas as perguntas estão relacionadas com a propriedade do entrevistado)

Espécie	Ela visita frequentemente? ¹	Em quais meses você a viu no último ano? (1-12 meses) ²	Ela causou danos? Qual animal doméstico/cultivo sofreu dano?	Quais meses ela causou danos? (1-12).	Quantas vezes ela causou danos na estação chuvosa no último ano? Meses?	E na estação seca? Meses?	Como você a identificou? ³

¹Frequência: nunca (0); uma vez ao ano (1); uma vez ao mês (12); uma vez por semana (52); todos os dias (365).

²Para ajudar a lembrar o entrevistador de quais meses, pergunte sobre épocas do ano que tem feriado, comemorações, aniversários, festas locais, etc.

³Avistamento (A); Pegada (P); Ferida no animal doméstico (F)

⁴Inicial (recém plantado) = 0; Médio (ainda não atingiu o porte final) = 1; Avançado (produz flores e frutos) = 2

ECONÔMICA

Atividade Agropecuária	Qual é o número de cabeças ou tamanho da sua lavoura (ha)?	Qual é o estágio da sua lavoura? ⁴	Quando houve perda do cultivo, em que estágio ele estava? ⁴	Quanto você perdeu(n ou área) no último ano?	Quanto você perdeu na estação chuvosa passa da? E na seca passada?	Quanto foi o seu prejuízo econômico?(R\$)
Gado						
Porcos						
Aves						
Cavalos						
Cabras						
Ovelhas						
Outros animais:						
Café						
Mamão						
Cacau						
Seringa						
Mandioca						
Pimenta						
Mandioca						
Maraujá						

⁴ Inicial (recém plantado) = 0; Médio (ainda não atingiu o porte final) = 1; Avançado (produz flores e frutos) = 2

PERCEPÇÃO

Quais animais você considera como pragas?	Você tem medo de alguma dessas espécies?	O que você faz quando vê uma dessas espécies na sua propriedade?	Você já adotou alguma medida para afastar essas espécies da sua propriedade?	Caso não tenha adotado ainda, qual foi o motivo?
		Enxota?	Cercas de arame?	Falta de dinheiro? Não tem interesse?
		Joga algo em direção a ela? Nada?	Cercas elétricas?	Acha que não vai dar certo? Acha que não é necessário?
			Galinheiros?	
			Vigias?	

ROTEIRO DE ENTREVISTA CONFLITOS EM SOORETAMA

Áreas de estudo e perguntas-chave a serem incluídas no questionário para as entrevistas com proprietários, moradores e trabalhadores da área de estudo.

Área	Perguntas-chave
Ecologia	<p>Quais espécies você tem visto? Onde você as tem visto?</p> <p>Em que mês você costuma ver essas espécies?</p> <p>Algum animal doméstico foi predado ou algum cultivo foi pisoteado por um animal silvestre no último ano? Quando? Qual animal doméstico/cultivo? Qual animal silvestre? Como chegou a essa conclusão (avistamento, pegadas, tipo de ferida, etc)?</p>
Interação	<p>Existem visitas frequentes das espécies na propriedade?</p> <p>Em quais meses essas espécies geralmente causam algum tipo de conflito?</p>
Econômica	<p>Quais atividades agropecuárias você desenvolve na sua propriedade? Existe rotatividade de cultivos?</p> <p>Em qual estágio se encontra a sua lavoura (inicial, médio ou avançado)?</p> <p>Quanto de área ou quantos animais domésticos foram perdidos devido aos animais silvestres?</p> <p>De quanto foi o seu prejuízo econômico?</p>
Percepção	<p>Quais animais você considera como pragas?</p> <p>Quais dessas espécies você gostaria que desaparecesse?</p> <p>Você tem medo de uma dessas espécies?</p>
Atitudes	<p>O que você faz quando vê uma dessas espécies na sua propriedade?</p> <p>Você já adotou alguma medida para afastar ou expulsar essas espécies da sua propriedade?</p> <p>Caso não tenha adotado ainda, qual foi o motivo?</p> <p>Você sugere mais medidas para que os conflitos sejam minimizados?</p>

Perguntas completas para a entrevista de conflitos em Sooretama com os proprietários

ECOLOGIA E INTERAÇÃO

- 1) Quais animais silvestres frequenta a sua propriedade? (Todas as perguntas estão relacionadas com a propriedade do entrevistado)
- 2) Onde eles costumam frequentar na sua propriedade? (e.g. estrada, no cafezal...)
- 3) Eles visitam a sua propriedade frequentemente?¹
- 4) Em quais meses você viu esses animais na sua propriedade no último ano?²
- 5) Eles causaram danos na sua propriedade?
- 6) Qual animal doméstico ou cultivo sofreu danos na sua propriedade?
- 7) Em quais meses eles causaram danos na sua propriedade? Quantas vezes esses animais causaram danos nesta estação? (Pedir uma estimativa)
- 8) Em quais mesesesses animais causaram danos nesta estação?
- 9) Quantas vezes eles causaram danos na estação chuvosa passada?
- 10) Em quais meses eles causaram danos na estação chuvosa passada?
- 11) Quantas vezes eles causaram danos na estação seca passada?
- 12) Em quais meses eles causaram danos na estação seca passada?
- 13) Como você identificou essas espécies?³
- 14) Quando houve perda do cultivo, em que estágio ele estava?⁴

¹Frequência: nunca (0); uma vez ao ano (1); uma vez ao mês (12); uma vez por semana (52); todos os dias (365).

²Para ajudar a lembrar o entrevistador de quais meses, pergunte sobre épocas do ano que tem feriado, comemorações, aniversários, festas locais, etc.

³Avistamento (A); Pegada (P); Ferida no animal doméstico (F)

⁴Inicial (recém plantado) = 0; Médio (ainda não atingiu o porte final) = 1;
Avançado (produz flores e frutos) = 2

ECONOMIA

- 15) Qual é o número de cabeças (N) ou tamanho da sua lavoura (ha)?
- 16) Existe rotatividade de cultivo?
- 17) Qual é o estágio da sua lavoura?
- 18) Quanto você perdeu (n ou área) por causa de animais silvestres no último ano?
- 19) Quanto você perdeu por causa de animais silvestres nesta estação?
- 20) Quanto você perdeu na estação chuvosa passada?
- 21) Quanto você perdeu na estação seca passada?
- 22) Quanto foi o seu prejuízo econômico?(R\$)

PERCEPÇÃO

- 23) Quais animais você considera como pragas?
- 24) Você tem medo de uma dessas espécies? (N=0/ S=1)
- 25) O que você faz quando vê uma dessas espécies na sua propriedade?
- 26) Você já adotou alguma medida para afastar essas espécies da sua propriedade?
- 27) Caso não tenha adotado ainda, qual foi o motivo?
- 28) O que você sugere para que os danos sejam minimizados?