

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

VICTORIA OLIVEIRA CONCEIÇÃO

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DOS ATRIBUTOS DA PAISAGEM NO USO DO
HABITAT PELO JAGUARUNDI (*HERPAILURUS YAGOUAROUNDI*)
NO SUDESTE DO BRASIL**

Belo Horizonte

2022

VICTORIA OLIVEIRA CONCEIÇÃO

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DOS ATRIBUTOS DA PAISAGEM NO USO DO
HABITAT PELO JAGUARUNDI (*HERPAILURUS YAGOUAROUNDI*) NO SUDESTE
DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

Orientador: Rodrigo Lima Massara

Belo Horizonte

2022

043

Conceição, Victoria Oliveira.

Avaliação da influência dos atributos da paisagem no uso do habitat pelo Jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) no Sudeste do Brasil [manuscrito] / Victoria Oliveira Conceição. – 2022.

42 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Rodrigo Lima Massara.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

1. Ecologia. 2. Felidae. 3. Habitat. I. Massara, Rodrigo Lima. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. III. Título.

CDU: 502.7



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE



Ata da Defesa de Dissertação

Nº 427
Entrada: 2020/1

Victoria Oliveira Conceição

No dia 28 de abril de 2022, às 14:00 horas, , teve lugar a defesa de dissertação de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, de autoria do(a) mestrando(a) Victoria Oliveira Conceição, intitulada: **“Avaliação da influência dos atributos da paisagem no uso do habitat pelo jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) no sudeste do Brasil”**. Abrindo a sessão, o(a) orientador(a) e Presidente da Comissão, Doutor(a) Rodrigo Lima Massara , após dar a conhecer aos presentes o teor das normas regulamentares do trabalho final, passou a palavra para o(a) candidato(a) para apresentação de seu trabalho. Estiveram presentes a Banca Examinadora composta pelos Doutores: Miriam Perilli (Instituto de Pesquisas Ecológicas), Ana Carolina Srbek de Araujo (UVV) e demais convidados. Seguiu-se a arguição pelos examinadores, com a respectiva defesa do(a) candidato(a). Após a arguição, apenas os senhores examinadores permaneceram no recinto para avaliação e deliberação acerca do resultado final, sendo a decisão da banca pela:

- (X) Aprovação da dissertação, com eventuais correções mínimas e entrega de versão final pelo orientador diretamente à Secretaria do Programa, no prazo máximo de 30 dias;
- () Reavaliação da dissertação com avaliação pelos membros da banca do documento revisado, sem nova defesa, no prazo máximo de 30 dias, sob possibilidade de reprovação;
- () Reformulação da dissertação com indicação de nova defesa em data estabelecida a critério do Colegiado em observância às Normas Gerais da Pós-graduação na UFMG e ao Regimento do PPG-ECMVS;
- () Reprovação

Nada mais havendo a tratar, o Presidente da Comissão encerrou a reunião e lavrou a presente ata, que será assinada por todos os membros participantes da Comissão Examinadora.

Belo Horizonte, 28 de abril de 2022.

Assinaturas dos Membros da Banca Examinadora



Documento assinado eletronicamente por **Rodrigo Lima Massara, Usuário Externo**, em 29/04/2022, às 11:26, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ana Carolina Srbek de Araújo, Usuária Externa**, em 02/05/2022, às 09:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Miriam Lucia Lages Perilli, Usuário Externo**, em 05/05/2022, às 11:44, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1419070** e o código CRC



71F579D2.

*Dedico este trabalho a todos os sobreviventes da
COVID-19, em especial, ao meu amado pai.*

AGRADECIMENTOS

Finalizar esta dissertação não foi trabalho fácil. Começar o mestrado e ter uma pandemia anunciada na primeira semana de aula deixou tudo de cabeça para baixo. Com certeza não estava nos meus planos fazer uma pós-graduação “à distância” e tudo o que eu esperava dos dois anos de mestrado foi por água abaixo. Eu não teria chegado até aqui sozinha, então, primeiramente, agradeço aos meus pais, Marlene e Jorge, por serem meu porto seguro não importa a distância ou a situação. Obrigada por me mostrarem que com amor e perseverança tudo dá certo. Obrigada por me apoiarem, cuidarem de mim e me darem o espaço necessário para crescer, aprender e viver. Sem vocês eu nada seria. Agradeço ao meu irmão, Vinicius, e minha cunhada, Karol, por sempre me apoiarem.

Agradeço especialmente meu orientador Rodrigo Massara, que me recebeu de braços abertos na UFMG e no Laboratório de Ecologia e Conservação (LEC). Obrigada por todos os ensinamentos e por ter me socorrido mais vezes do que consigo contar. Agradeço especialmente por todas as palavras de encorajamento e elogios que me fez ao longo desses dois anos. Suas palavras fizeram toda a diferença para que eu conseguisse chegar ao fim dessa jornada da forma mais saudável possível.

Agradeço à FAPEMIG pelo fornecimento da minha bolsa acadêmica, sem a qual a conclusão deste projeto se tornaria inviável.

Agradeço aos Laboratórios de Ecologia e Conservação da UFMG (LEC) e da USP (FFCLRP – LAEC) por terem cedido os dados necessários para que essa dissertação fosse realizada. Em especial aos professores Adriano Paglia e Adriano Chiarello e seus alunos Ludmila Hufnagel e Nielson Pasqualotto, por toda a ajuda e disponibilização para responder os diversos e-mails que trocamos durante esse período.

Agradeço à Miriam Perilli, Ana Carolina Srbek e Flávio Rodrigues por terem aceitado participar da banca de defesa dessa dissertação.

Agradeço aos meus amigos. Agradeço às meninas do ECMVS: Anelise, Renata e Dani. O convívio foi muito mais virtual do que presencial e sou muito grata por terem me acolhido e compartilhado os “surto” do mestrado comigo. Agradeço ao meu quarteto favorito: Ana, Brunna

e Jessica, obrigada por se fazerem presentes mesmo tão distante! Poder compartilhar as angústias e vitórias com vocês tornou minha vida muito mais leve. Agradeço ao meu amigo Luiz Otávio pelas sessões de fofoca e atualizações sobre vida, por ter mantido um pouco da normalidade nesses anos nada normais! Agradeço ao meu amigo Túlio, sempre disponível para conversar ou tomar um drink e falar sobre qualquer coisa sem ver o tempo passar. Obrigada pela amizade leve e de confiança, é muito bom saber que posso contar com você. Agradeço à Adrielli, Bruna, Carol, Camila, Natália e Samuel (chocolate) pela amizade sincera, pelas conversas boas e pela presença. Cada um de vocês faz uma diferença enorme na minha vida!

Agradeço à Bia, Paula, Júlia, Janice, Mozart, dona Maria e seu José por serem família. Mesmo com meus pais tão longe, nunca me sinto só em Minas. Obrigada pelo acolhimento e amor de sempre.

Agradeço ao Arthur, por ser uma constante tão importante e a tanto tempo em minha vida. A primeira pessoa para quem eu corro independente da situação. Obrigada por ser você.

E, por fim, agradeço ao meu amor, João, por todo o apoio, incentivo, compreensão e carinho que foram essenciais nessa reta final.

A todos que fizeram e fazem parte da minha história: meu muitíssimo obrigada.

“Happiness can be found even in the darkest of times if one only remembers to turn on the light.”

- Albus Dumbledore

RESUMO

Atividades antrópicas estão diretamente associadas com a fragmentação e a perda de habitat, criando um mosaico de diferentes usos da terra que causam perda de biodiversidade. O jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) é uma espécie de felino neotropical que pode ser encontrada nos principais biomas brasileiros, sendo que alguns estudos indicam que a espécie é adaptável a uma variedade de tipos de habitat, podendo inclusive ser tolerante a perturbações antrópicas. Nós usamos armadilhas fotográficas e modelos de ocupação para avaliar os atributos da paisagem que poderiam influenciar a probabilidade de ocupação do habitat pelo jaguarundi em 13 paisagens da Mata Atlântica e do Cerrado brasileiro, contemplando tanto a escala local de heterogeneidade dos pontos amostrados, quanto a porcentagem de vegetação nativa existente na escala de cada paisagem, e explorando os fatores que poderiam influenciar a probabilidade de detecção da espécie. A probabilidade de ocupação da espécie não foi influenciada por nenhum atributo antrópico, sendo que a espécie usou as localidades independente do tipo de atividade antrópica circundante, o que por um lado reforça uma certa tolerância da espécie à fatores externos. Entretanto, a probabilidade de ocupação correlacionou-se positivamente com a área de formação florestal em um buffer de 100 metros ao redor das localidades amostradas, sugerindo que uma quantidade mínima de floresta é necessária para que a espécie esteja presente. A probabilidade de detecção da espécie foi maior na estação chuvosa quando comparada com a estação seca, o que pode estar relacionado com uma distribuição mais homogênea de suas presas durante a estação chuvosa. Neste período, as águas são mais abundantes e não ficam restritas aos locais mais úmidos e, portanto, permite que o jaguarundi fique menos restrito a locais específicos, se movimentando mais e aumentando a probabilidade de ser registrado pelas câmeras. Apesar de nossos achados sugerirem uma adaptação do jaguarundi a uma variedade de tipos de habitats, são necessários estudos que relacionem como a distribuição da espécie varia em diferentes graus de intensidade e tipos de atividades antrópicas, avaliando os limiares ecológicos (*e.g.*, quantidade de vegetação nativa e distância para impactos) necessários para a ocorrência da espécie, e que avaliem também as relações interespecíficas com as espécies nativas e exóticas.

Palavras-chave: modelagem de ocupação, uso do habitat, conversão do habitat, Felidae, detecção imperfeita

ABSTRACT

Anthropogenic activities are directly associated with fragmentation and habitat loss, creating a mosaic of different land uses that cause biodiversity loss. The jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) is a neotropical cat that can be found in the main Brazilian biomes, and some studies indicate that the species is adaptable to a variety of habitat types, and may even be tolerant to human disturbances. We used camera traps and occupancy models to assess landscape attributes that could influence the habitat occupancy probability by jaguarundi in 13 landscapes of the Atlantic Forest and Brazilian Cerrado, considering both the local scale of heterogeneity of the sampled points and the percentage of native vegetation existing at the scale of each landscape, and exploring the factors that could influence the probability of detection of the species. The probability of occupancy of the species was not influenced by any anthropic attribute, and the species used the locations regardless of the type of surrounding anthropic activity, which on the one hand reinforces a certain tolerance of the species to external factors. However, the probability of occupancy was positively correlated with the area of forest formation in a buffer of 100 meters around the sampled locations, suggesting that a minimum amount of forest is necessary for the species to use the habitats. However, the occupancy probability was positively correlated with the forest formation area in a 100-meter buffer around the sampled locations, suggesting that a minimum amount of forest is necessary for the species to be present. The detection probability of the species was higher in the rainy season when compared to the dry season, which may be related to a more homogeneous distribution of its prey during the rainy season. During this period, water is more abundant and less restricted to the more humid places and, therefore, it allows the jaguarundi to be less restricted to specific places, moving more and increasing the probability of being recorded by the cameras. Although our findings suggest an adaptation of the jaguarundi to a variety of habitat types, studies that relate how the species distribution varies in different degrees of intensity and types of anthropic activities, evaluating the ecological thresholds (*e.g.*, amount of native vegetation and distance to impacts) necessary for the occurrence of the species, and that also evaluate the interspecific relationships with native and exotic competing species are needed.

Key-words: occupation modeling, habitat use, habitat conversion, Felidae, imperfect detection

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Mapa representando os pontos amostrais distribuídos ao longo das 13 paisagens amostradas para o jaguarundi nos estados de Minas Gerais e São Paulo.....	14
Figura 2 – Probabilidade de ocupação do jaguarundi (95% CI) em função da área de formação florestal no buffer de 100 metros.	23

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Nome, data, número de armadilhas, número médio de dias que as armadilhas operaram e esforço das armadilhas nas treze paisagens do sudeste do Brasil amostradas entre 2008 e 2020 para registrar mamíferos de médio e grande porte	16
Tabela 2 – Modelos de seleção das classes de atributos da paisagem nos três buffers mensurados (500m, 250m e 100m) para o <i>Herpailurus yagouaroundi</i> em 13 paisagens de Mata Atlântica e Cerrado no Sudeste brasileiro.....	20
Tabela 3 – Modelos de seleção para variáveis que podem influenciar as probabilidades de detecção (p) e ocupação (Ψ) do <i>Herpailurus yagouaroundi</i> em 13 paisagens de Mata Atlântica e Cerrado no Sudeste brasileiro.....	22

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	10
2 MATERIAIS E MÉTODOS	13
2.1 Área de Estudo.....	13
2.2 Coleta de Dados e Delineamento Amostral.	14
2.3 Análise da Paisagem.	17
2.4 Análise Estatística	19
3 RESULTADOS	20
4 DISCUSSÃO.....	23
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	27
APÊNDICES	32

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, as taxas de extinção são notavelmente altas, sugerindo um processo de extinção em massa em andamento, e essa perda de biodiversidade é um dos aspectos mais preocupantes da crise ambiental, sendo uma consequência da destruição de habitats naturais causada principalmente por atividades antrópicas (Wilcox e Murphy, 1985; Myers *et al.*, 2000; Canale *et al.*, 2012; Ceballos *et al.*, 2015). Essas atividades, como a agricultura e pecuária, estão diretamente associadas com a fragmentação e a perda de habitat, criando um mosaico de diferentes usos da terra em paisagens dominadas pelo homem (Bennett *et al.*, 2006). Tais paisagens são, frequentemente, intercaladas por áreas urbanizadas, estradas, corpos d'água e remanescentes de vegetação nativa, oferecendo uma variedade de habitats com elementos antropogênicos que podem ou não ser utilizados por diferentes espécies de mamíferos (Daily *et al.*, 2003; Bennett *et al.*, 2006).

Esses mosaicos são comuns nos biomas brasileiros, sendo a Mata Atlântica um dos biomas mais afetados pelas atividades antrópicas. Este bioma foi reduzido a fragmentos pequenos e isolados, restando hoje menos de 20% da sua cobertura vegetal original que está distribuída, em sua maior parte (83,4%), em fragmentos que não chegam a ter 50 hectares (Ribeiro *et al.*, 2009). Atualmente, portanto, os remanescentes dessa floresta tropical estão imersos em uma matriz antrópica onde predominam a agricultura, a pecuária, a especulação imobiliária, empresas de geração de energia (SOS Mata Atlântica e INPE, 2020). O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro e, assim como a Mata Atlântica, também é considerada um hotspot de biodiversidade global (Myers *et al.*, 2000; Klink e Machado, 2005), sendo caracterizado como uma grande área de savana rica em espécies e que cobre cerca de 23% do território nacional (Ratter *et al.*, 1997; Ribeiro e Walter, 1998). Com o aumento de políticas de incentivo para a ocupação do interior do país, esse bioma vem sendo explorado intensamente para o desenvolvimento da agropecuária e, com isso, mais de metade da área do Cerrado já foi transformada em pastos, plantações e outros usos (Klink e Machado, 2005).

É possível que paisagens heterogêneas sejam capazes de sustentar uma variedade considerável de espécies de mamíferos, principalmente espécies com hábitos generalistas, uma vez que estas são capazes de utilizar diferentes habitats e recursos alimentares (Gehring e Swihart, 2003; Dotta e Verdade, 2007). Diferentes espécies de mamíferos carnívoros têm sido encontradas em diferentes tipos de paisagens, as quais variam em grau e intensidade de uso por atividades

humanas (Crooks, 2002; Dotta e Verdade, 2007, 2011; Magioli *et al.*, 2016). Entretanto, a transformação do habitat natural é uma ameaça importante à essas espécies, já que elas necessitam de grandes áreas para sobreviver (Woodroffe e Ginsberg, 1998) e podem ser influenciadas de maneiras distintas, sendo então necessários estudos sobre esses animais para compreender os requisitos ecológicos e a tolerância de cada espécie à alterações das paisagens (Michalski *et al.*, 2007).

Um desses animais é o jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*), uma espécie de felino neotropical de pequeno porte (< 7 kg) (Oliveira, 1998; Lucherini *et al.*, 2004) que possui a cabeça proporcionalmente pequena em relação ao seu tamanho e orelhas redondas, podendo apresentar três diferentes padrões de pelagem: preto-acastanhada, cinza e amarelo-avermelhada (Oliveira, 1998; Giordano, 2015). A dieta dos jaguarundis é composta principalmente por mamíferos, representando quase 60% das suas presas (*e.g.*, pequenos roedores), seguidos por invertebrados (em sua maioria, artrópodes – 21%), pássaros (11%) e répteis (9%) (Giordano, 2015). O jaguarundi apresenta uma ampla distribuição, desde as planícies orientais e ocidentais do México até o centro da Argentina, e pode ser encontrado tanto em florestas tropicais quanto em campos e savanas, porém, assim como todos os felinos silvestres, apresenta tamanhos populacionais naturalmente pequenos (Oliveira, 1998; Coronado-Quibrera, 2011; Caso *et al.*, 2015; Espinosa *et al.*, 2018). No Brasil, a espécie pode ser encontrada em todos os biomas, incluindo Cerrado, Pantanal, Mata Atlântica e Floresta Amazônica (Oliveira, 1998; Michalski e Peres, 2005; Lyra-Jorge *et al.*, 2007, Stone *et al.*; 2009; Melo *et al.*, 2012). Embora seja encontrado em várias regiões, os estudos sobre a área de vida do jaguarundi são escassos, apresentando valores que variam desde 8,5 km² a 94,1 km² para machos e de 1,4 km² a 40,2 km² para fêmeas (Oliveira *et al.*, 2010). A sua ampla distribuição e a falta de informações suficientes sobre a espécie colocam o jaguarundi na categoria de “*Least Concern*” pela IUCN e no Brasil é considerado “Vulnerável” (Caso *et al.*, 2015).

O jaguarundi é um importante regulador das suas populações de presas, contribuindo para o equilíbrio de comunidades animais e vegetais (Terborgh, 1992; Oliveira, 1998; Giordano, 2015). Alguns estudos indicam que a espécie é adaptável a uma variedade de tipos de habitat, podendo ser tolerante a perturbações no ambiente, e até preferir habitats em áreas de borda (Oliviera, 1998; Caso, 2013; Caso *et al.*, 2015; Giordano, 2015; Coronado-Quibrera *et al.*, 2019). Contudo, esses estudos ainda são incipientes, o que mostra a necessidade de melhor avaliar se a espécie é

realmente favorecida por fatores antrópicos. Por exemplo, por ser diurna (Oliviera, 1998; Giordano, 2015; Konecny, 1989), diferentemente da grande maioria dos felinos, os impactos oriundos das atividades antrópicas e da presença humana podem ser potencializados e, portanto, a espécie poderia até ser mais influenciada do que as demais. Além do mais, o conhecimento da distribuição, dos atributos ambientais e dos fatores relacionados ao processo de antropização que podem estar associados à presença do jaguarundi é necessário para a elaboração de planos de conservação eficientes para a espécie. Dito isso, é necessário entender a influência das paisagens antrópicas sobre o padrão de distribuição espacial do jaguarundi para que seja possível propor medidas de conservação da espécie e das suas paisagens naturais que coexistam com a ocorrência de atividades antrópicas.

Neste contexto, o objetivo desse trabalho foi avaliar quais atributos de uso e cobertura do solo da paisagem influenciam a probabilidade de ocupação do habitat pelo jaguarundi em diferentes paisagens do sudeste do Brasil, contemplando tanto a escala local de heterogeneidade dos pontos amostrados dentro das paisagens, quanto a porcentagem de vegetação nativa existente na escala de cada paisagem. Hipotetizamos que a probabilidade de ocupação do habitat por jaguarundi varia entre os pontos amostrais (*i.e.*, armadilhas fotográficas em áreas de vegetação nativa e áreas silvicultura) e de acordo com a qualidade de cada um deles. Especificamente, esperávamos encontrar uma relação negativa entre a probabilidade de ocupação do habitat por jaguarundi e uma maior área de silvicultura, pastagem e agricultura circundando os pontos amostrais. Alternativamente, esperávamos encontrar uma relação positiva entre a probabilidade de ocupação do habitat por jaguarundi e uma maior área de formação florestal, formação savânica, formação campestre e afloramento rochoso. Por fim, esperávamos encontrar uma relação positiva entre uma porcentagem de área natural na escala da paisagem e a probabilidade de ocupação do habitat pelo jaguarundi. Entretanto, como o grau de magnitude com que cada uma destas variáveis influencia o uso do habitat pela espécie pode variar, também exploramos quais destas variáveis foram mais determinantes e, portanto, direcionaram a distribuição da espécie no atual cenário de conversão dos habitats nativos nos biomas Mata Atlântica e Cerrado.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A coleta de dados foi realizada em treze paisagens diferentes no Sudeste Brasileiro, sendo três no nordeste do estado de São Paulo e as demais no estado de Minas Gerais (Figura 1; Apêndices I e II).

Em São Paulo, as paisagens estudadas estão na transição entre o Cerrado e a Mata Atlântica, sendo compostas por, no mínimo, uma reserva natural cada mais um buffer adicional de 5km ao redor dos seus limites. A paisagem 1, que aqui será chamada de JES, é composta por duas Unidades de Conservação (UC): a Estação Ecológica de Jataí (JES - maior e mais bem protegido remanescente de Cerrado do estado de São Paulo) e a Estação Experimental de Luiz Antônio (LAES). A paisagem 2 (CPF) é composta por Reservas Legais (RL) e Áreas de Proteção Permanente (APP) da Fazenda “Cara Preta”, propriedade de uma empresa de papel. E a paisagem 3 (CSF) é composta pela UC Floresta Estadual de Cajuru (CSF) e por APPs e RLs da Fazenda “Dois Córregos” (DCF). A paisagem 1 (JES) é composta principalmente por monoculturas de cana-de-açúcar, já as paisagens 2 (CPF) e 3 (CSF) são compostas principalmente por plantações de eucalipto e são mais fragmentadas do que a paisagem 1, porém a floresta nativa (“cerradão”) é o habitat predominante nas três paisagens (Pasqualotto *et al.*, 2021).

No estado de Minas Gerais, a região do Quadrilátero Ferrífero (QF – paisagem 4) e o Parque Estadual da Serra do Ouro Branco (PEOB – paisagem 5) também são áreas de transição entre o Cerrado e a Mata Atlântica. O QF é impactado principalmente pela mineração e pela expansão urbana, com sua área nativa sendo caracterizada por Mata Atlântica, campos rupestres e cerrado típico (ICMBIO, 2010). A PEOB, por ser uma área protegida, é caracterizado por áreas nativas, sendo constituído por campos rupestres e importantes remanescentes de Mata Atlântica. O Parque Estadual Serra do Cabral (PESC – paisagem 6) é caracterizado pelo bioma Cerrado e apresenta uma vegetação constituída principalmente por veredas, matas e cerrado típico. As paisagens 7-13 correspondem a áreas do bioma Mata Atlântica, com a vegetação classificada como floresta estacional semidecidual (SOS Mata Atlântica, 2011) e inclui quatro parques estaduais: Parque Estadual do Itacolomi (PEIT – paisagem 7), Rio Doce (PERD – paisagem 8), Serra do Brigadeiro (PESB – paisagem 9), Sete Salões (PESS – paisagem 10); e três Reservas Particular do

Patrimônio Natural (RPPN): Feliciano Miguel Abdala (RPPN FMA – paisagem 11), Mata do Sossego (RPPN MS – paisagem 12) e Fazenda Macedônia (RPPN FM – paisagem 13).

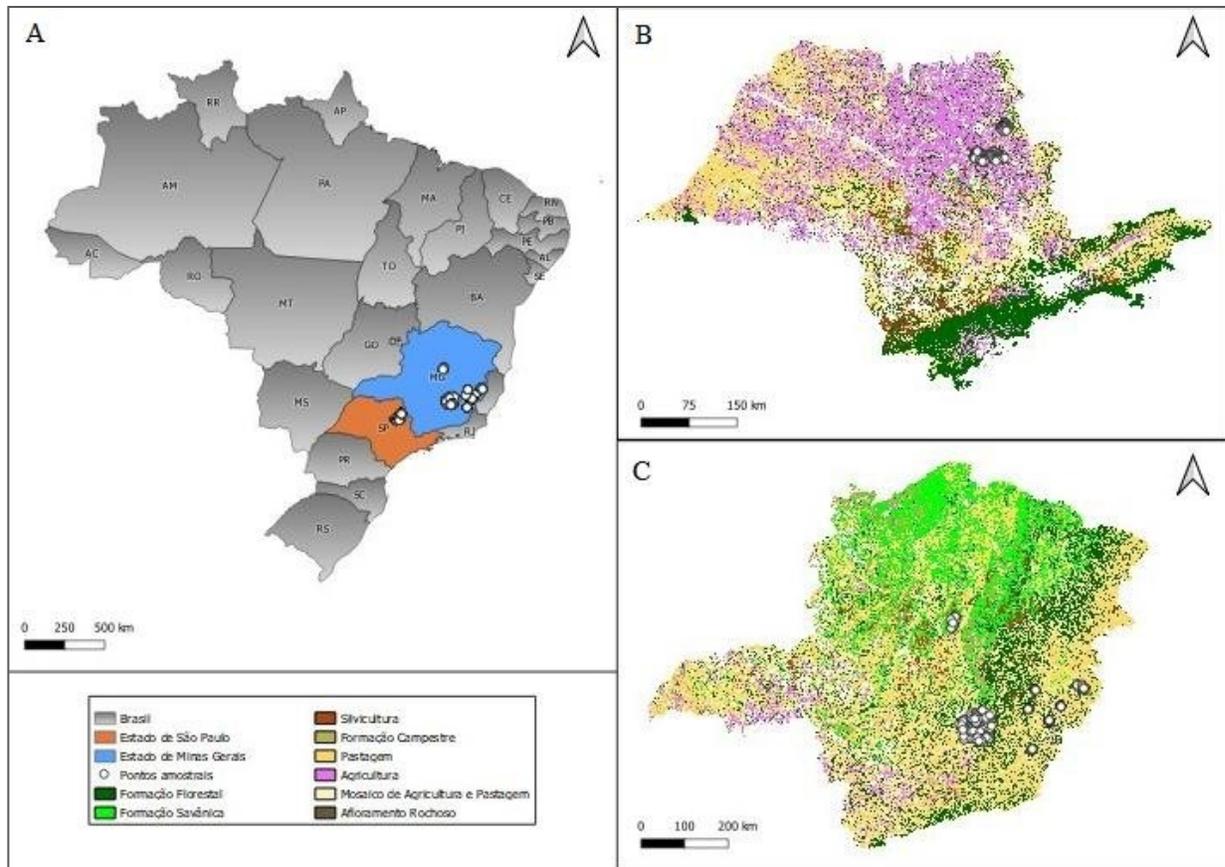


Figura 1. Mapa representando os pontos amostrais distribuídos ao longo das 13 paisagens amostradas para o jaguarundi no Brasil (A); no estado de São Paulo (B); e no estado de Minas Gerais (C). Sistema de coordenadas geográficas: SIRGAS 2000. Fonte: IBGE (2020).

2.2 Coleta de Dados e Delineamento Amostral

Os dados base das paisagens 1-3 foram cedidos pelo Laboratório de Ecologia e Conservação (FFCLRP - LAEC) da Universidade de São Paulo (USP) e os dados base das paisagens 4-13 foram cedidos pelo Laboratório de Ecologia e Conservação (LEC) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). O jaguarundi foi registrado por meio de armadilhas fotográficas (Bushnell - NatureView, Bushnell - TrophyCam, Bushnell - NatureView HD, Ecotone SGM 5220, Reconyx - HC 500 ou Tigrinus© - modelo convencional). A coleta de dados nas paisagens 1, 2 e 3 foi restrita à estação seca, com o objetivo de ter melhores condições de acesso aos pontos amostrais. Os pontos amostrais foram definidos a partir da sobreposição de uma grade regular de

células de 200 hectares sobre cada uma das três paisagens, considerando o centro de cada célula como um local (ou ponto de amostragem) potencial para amostragem. Todos os pontos dentro das UC's foram amostrados e um número similar de pontos amostrais foi selecionado aleatoriamente nos buffers de 5 km ao redor das UCs cada paisagem. Cada ponto amostral consistia de 1 armadilha fotográfica e no total foram amostrados 105 pontos na paisagem 1 (52 dentro da UC e 53 dentro do buffer de 5 km), 53 pontos na paisagem 2 (25 dentro da UC e 28 dentro do buffer de 5 km) e 50 pontos na paisagem 3 (24 dentro da UC e 26 dentro do buffer de 5 km) (tabela 1). Nos casos em que não foi possível acessar a localização exata dos pontos selecionados dentro das UCs, as armadilhas fotográficas foram colocadas o mais próximo possível das coordenadas GPS originais e, nos casos dos pontos amostrais selecionados aleatoriamente (*i.e.*, no buffer de 5 km), quando estavam situados dentro de pastagens ou plantações de cana-de-açúcar, estes foram realocados para o ponto mais próximo com vegetação nativa, mantendo as armadilhas fotográficas posicionadas em direção ao tipo de cobertura do solo original que foi escolhido aleatoriamente. As armadilhas fotográficas foram programadas para funcionar ininterruptamente (24h/dia) durante 30 dias. Devido ao número limitado de armadilhas (N= 18), 18 pontos foram selecionados e amostrados durante os 30 dias; ao fim desses 30 dias, as armadilhas fotográficas foram removidas, baterias e cartões de memória trocados e, então, reinstaladas em outros 18 pontos até que todos os 208 pontos fossem amostrados.

Para a paisagem 4 foram amostrados 147 pontos aleatorizados em áreas de Mata, Cerrado e Campo Rupestre (tabela 1). Cada ponto amostral foi aleatorizado com uma distância mínima de 2 km entre eles e consistia de uma armadilha fotográfica programada para funcionar 24 horas por dia com um intervalo de 30 segundos entre disparos. Os pontos foram amostrados em três momentos distintos, variando entre os meses de maio e novembro, mas sempre priorizando a estação seca, nos anos de 2015, 2016 e 2017. Devido a problemas de logísticas, alguns pontos foram amostrados em apenas um ano, enquanto outros pontos foram amostrados 2 ou 3 anos seguidos.

Nas paisagens 5, 6, 7 e 10 cada ponto amostral foi aleatorizado com uma distância mínima de 2 km entre eles e consistia em uma armadilha fotográfica programada para funcionar 24 horas por dia com um intervalo de 15 segundos entre disparos. Na paisagem 5 foram instaladas 19 armadilhas fotográficas, porém 1 armadilha foi danificada pelo fogo e não foi possível recuperar

as imagens (tabela 1). Na paisagem 6, foram instaladas 20 armadilhas fotográficas, das quais 2 armadilhas foram perdidas (uma foi furtada e a outra oxidou devido à umidade) (tabela 1). Na paisagem 7, foram instaladas apenas 14 armadilhas fotográficas devido à dificuldade de acesso aos pontos. Das 14 armadilhas, apenas 1 não funcionou (tabela 1).

Nas paisagens 8, 9, 10, 11, 12 e 13 foram aleatorizados 20 pontos amostrais separados por uma distância mínima de 1 km (tabela 1). Cada ponto amostral consistia de duas armadilhas fotográficas configuradas para funcionar por 24 horas por dia, com intervalo de cinco minutos entre as fotos. Devido ao número limitado de armadilhas (N=10), 5 pontos foram selecionados e amostrados durante os 20 dias; ao fim desses 20 dias, as armadilhas fotográficas foram removidas, baterias e filmes trocados e, então, reinstaladas em outros 5 pontos até que todos os 20 pontos fossem amostrados. Os pontos foram amostrados em dois momentos diferentes entre os anos de 2008 e 2012, sendo uma vez entre os meses de abril e setembro (estação seca) e outra vez entre os meses de outubro e março (estação chuvosa).

A paisagem 10 foi amostrada por meio de dois desenhos amostrais distintos, motivo pelo qual aparece duas vezes anteriormente. Além do mais, para as paisagens que foram amostradas em mais de um momento (paisagens 4, 8, 9, 10, 11, 12 e 13), quando não foi possível colocar a armadilha fotográfica no mesmo ponto em que foi amostrado pela primeira vez, seja por dificuldade de acesso ao local ou por outro motivo logístico, consideramos como pontos distintos aqueles em que houve uma mudança de no mínimo 30 metros entre o ponto original e o novo ponto. Consideramos como pontos distintos porque mesmo mudanças sutis na alteração ou deslocamento das armadilhas fotográficas em uma mesma localidade podem ocasionar em detecções independentes (Kolowski *et al.*, 2021; Tucker *et al.*, 2021).

Tabela 1 – Nome, data, número de pontos de amostragem, número médio de dias que as armadilhas operaram e esforço acumulado (armadilhas-dia) das armadilhas nas treze paisagens do sudeste do Brasil amostradas entre 2008 e 2020 para registrar mamíferos de médio e grande porte.

continua

Paisagem	Nome	Data	Número de pontos de amostragem	Número médio de dias que operaram	Esforço acumulado
1	JES	04/2013 a 09/2013	105	30	3150
2	CPF	04/2014 a 09/2014	53	32	3696
3	CSF	04/2014 a 09/2014	50	32	1600

Tabela 1 – Nome, data, número de armadilhas, número médio de dias que as armadilhas operaram e esforço (armadilhas /dia) das armadilhas nas treze paisagens do sudeste do Brasil amostradas entre 2008 e 2020 para registrar mamíferos de médio e grande porte.

continuação					
4	QF	05/2015 a 07/2015	147	100	14700
		05/2016 a 07/2016			
		08/2017 a 10/2017			
5	PEOB	07/2019 a 11/2019	18	62	1116
6	PESC	02/2020 a 06/2020	18	86	1548
7	PEIT	07/2019 a 11/2019	13	85	1105
8	PERD	03/2009 a 06/2009	20	28	560
		06/2010 a 08/2010			
9	PESB	05/2011 a 08/2011	20	40	800
		10/2011 a 01/2012			
10	PESS	10/2008 a 01/2009	26	39	1014
		07/2009 a 10/2009			
		01/2020 a 10/2020			
11	RPPNFMA	04/2008 a 07/2008	22	32	704
		11/2009 a 02/2010			
12	RPPNMS	07/2008 a 10/2008	20	40	800
		02/2010 a 05/2010			
13	RPPNFM	01/2011 a 04/2011	20	39	780
		04/2012 a 07/2012			

JES – Estação Ecológica de Jataí (SP); CPF – Fazenda Cara Preta (SP); CSF – Floresta Estadual de Cajuru (SP); QF – Quadrilátero Ferrífero (MG); PEOB – Parque Estadual Serra do Ouro Branco (MG); PESC – Parque Estadual Serra do Cabral (MG); PEIT – Parque Estadual do Itacolomi (MG); PERD – Parque Estadual do Rio Doce (MG); PESB – Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (MG); PESS – Parque Estadual de Sete Salões (MG); RPPNFMA – Reserva Particular do Patrimônio Natural Feliciano Miguel Abdala (MG); RPPNMS – Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata do Sossego (MG); RPPNFM – Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Macedônia (MG).

2.3 Análise da Paisagem

Os atributos da paisagem foram analisados utilizando os softwares QGIS versão 3.16.4 (QGIS, 2021) e GRASS GIS versão 7.8.5 (GRASS, 2021). Para a obtenção das classes de uso e cobertura do solo foram utilizadas como base cartográfica imagens em formato raster de uso e cobertura do solo dos estados de São Paulo e Minas Gerais pertencentes à plataforma do projeto MapBiomas (MapBiomas, 2021), referentes aos anos de coleta dos dados (*i.e.*, 2008-2017, 2019 e 2020). Foram feitos três buffers – 500m, 250m e 100m – ao redor dos pontos amostrais, utilizando a ferramenta de geoprocessamento “buffer” do QGIS. Esses buffers foram escolhidos por estarem dentro da área de vida da espécie e por não irem muito além da área efetivamente amostrada pelas armadilhas fotográficas. O arquivo raster foi recortado utilizando a máscara do buffer e submetido à ferramenta “r.report” do GRASS GIS para obter a área de cada classe de uso e cobertura do solo dentro dos buffers. Esse procedimento foi realizado para todos os pontos com o mapa do seu

respectivo ano como base, sendo que para os pontos que foram amostrados mais de uma vez, foi realizada a média da área de cada atributo.

Foram detectados 16 tipos de vegetação e uso do solo: : 1) formação florestal (*i.e.*, no cerrado: vegetação com predomínio de espécies arbóreas, com formação de dossel contínuo - Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão -, além de florestas estacionais semidecíduais; e na mata atlântica: Floresta Ombrófila Densa, Aberta e Mista e Floresta Estacional SemiDecidual, Floresta Estacional Decidual e Formação Pioneira Arbórea.), 2) formação savânica (*i.e.*, no cerrado: formações savânicas com estratos arbóreo e arbustivo-herbáceos definidos - Cerrado Sentido Restrito: Cerrado denso, Cerrado típico, Cerrado ralo e Cerrado rupestre -; e na mata atlântica: Savanas, Savanas-Estépicas Florestadas e Arborizadas), 3) silvicultura (e.g. *Eucalyptus* sp., *Pinus* sp. e *Araucaria* sp.), 4) campo alagado e área pantanosa, 5) formação campestre, 6) pastagem, 7) monocultura de cana, 8) mosaico de agricultura e pastagem, 9) área urbanizada, 10) outras áreas não vegetadas (superfícies não permeáveis e solo exposto em áreas naturais ou de cultivo), 11) afloramento rochoso, 12) mineração, 13) cursos d'água (rio, lago ou oceano), 14) outras lavouras temporárias, 15) monocultura de café e 16) monocultura de citrus. Para a análise, foram excluídas as classes pouco representativas (campo alagado e área pantanosa, área urbanizada, outras áreas não vegetadas, mineração e cursos d'água) e as classes referentes a atividades de agricultura foram unidas em uma classe única, “agricultura”, resultando em oito categorias totais: 1) formação florestal, 2) formação savânica, 3) silvicultura, 4) formação campestre, 5) pastagem, 6) mosaico de agricultura e pastagem, 7) afloramento rochoso e 8) agricultura (*i.e.*, monocultura de cana, café e citrus e outras lavouras temporárias). Para medir a porcentagem da área natural (incluindo todos os atributos naturais da paisagem: formação florestal, formação savânica, formação campestre e afloramento rochoso) na escala das paisagens foi calculado um raio de 2,77 km a partir da área de vida média do *H. yagouaroundi* ($24,2 \pm 20,4$ SD km², Oliveira 2010), o qual foi utilizado para criar um buffer ao redor do Mínimo Polígono Convexo (MPC) dos pontos amostrados em cada paisagem. Dentro da área representada pelo MPC mais o buffer foi mensurado a porcentagem de área natural.

Avaliamos por autocorrelação ($|r| \geq 0,70$) entre as variáveis a partir do teste de correlação de Pearson, mas não houve forte correlação entre elas (Dormann *et al.*, 2013), com exceção entre as mesmas variáveis medidas em diferentes níveis de buffers (Apêndice III). Para estas, todos os

níveis de buffer para cada variável estavam correlacionados, com exceção da área de savana e pasto entre alguns níveis de buffers.

2.4 Análise estatística

Para avaliar se os atributos mensurados na escala do ponto e a porcentagem de área natural na escala da paisagem influenciaram a probabilidade de ocupação de *H. yagouaroundi* nos pontos amostrais, foi utilizado o modelo de ocupação *single-season* (Mackenzie *et al.*, 2002) no Programa Mark (White e Burnham, 1999). Esse modelo possui dois parâmetros que podem ser modelados em função de variáveis preditoras: Ψ e p . Ψ é a probabilidade do ponto i estar ocupado pela espécie, enquanto p é a probabilidade da espécie ser detectada no ponto i e na ocasião de amostragem t , dado que a espécie está presente no ponto. Como o período de amostragem em alguns pontos foi mais longo, interpretamos a probabilidade de ocupação como probabilidade de uso, de modo a relaxar a premissa de população fechada do modelo *single-season* (MacKenzie *et al.*, 2002). As variáveis ambientais, tanto mensuradas na escala do ponto, quanto na escala da paisagem, foram utilizadas para modelar Ψ . Já para modelar p e ter uma estimativa não enviesada dos fatores que estão influenciando Ψ , utilizamos a estação do ano (*i.e.*, seca vs. chuvosa), já que durante o período mais seco os indivíduos poderiam se locomover mais para encontrar os recursos que estão mais escassos e, portanto, serem mais fotografados pelas câmeras (Dillon e Kelly, 2008; Pasa *et al.*, 2021); e o esforço amostral (*i.e.*, número de dias que as câmeras operaram) por ponto.

Combinamos nossos dias de amostragem em 29 ocasiões de 10 dias, onde os históricos foram construídos a partir da detecção (1) ou não (0) da espécie em cada ocasião de cada ponto. Foi utilizado o Critério de Informação de Akaike, ajustado para pequenas amostras (AICc) (Burnham e Anderson, 2002) para selecionar os melhores modelos ($\Delta \text{AICc} \leq 2$), com as variáveis mais bem ranqueadas sendo as determinantes e mais prováveis por influenciar as probabilidades de ocupação e detecção da espécie (Burnham e Anderson, 2002).

Inicialmente, avaliamos qual escala de buffer (100 m, 250 m ou 500 m), na qual as classes de atributos da paisagem na escala do ponto foram mensuradas, mais se ajustava aos dados, modelando cada buffer por vez em Ψ e mantendo uma estrutura mais parametrizada (contendo todas variáveis) em p . Em seguida, levamos os buffers melhores ranqueados para cada classe de atributo para a análise subsequente. Usando uma estrutura fixa de um modelo mais parametrizado

em Ψ , foram construídas estruturas de modelos diferentes com apenas uma variável para p (Lebreton *et al.*, 1992). Feito isso, fixamos a variável mais explicativa ($\Delta AICc \leq 2$) para p em um único modelo e construímos diferentes estruturas de modelo com apenas uma variável para Ψ . Por fim, identificamos os modelos que forneceram o melhor suporte para as variáveis que influenciaram as probabilidades de ocupação e detecção da espécie-alvo.

Para avaliar a sobredispersão (\hat{c}), que pode ser interpretado como falta de independência entre as observações dos pontos, realizamos o teste de goodness-of-fit específico para a análise de ocupação single-season a partir do modelo mais parametrizado usando o programa PRESENCE (Mackenzie e Bailey, 2004).

3 RESULTADOS

De um total de 549 pontos amostrais distribuídos ao longo das 13 paisagens amostradas, *H. yagouaroundi* foi registrado 63 vezes em 51 pontos diferentes (ocupação naïve = $51/549 = 0,09$), sendo 15 registros na paisagem 4 (QF), 11 registros na paisagem 1 (JES), 7 registros na paisagem 10 (PESS), 11 (RPPNFMA) e 13 (RPPNFM), 4 registros na paisagem 12 (RPPNMS), 3 registros na paisagem 8 (PERD), 2 registros na paisagem 2 (CPF), 6 (PESC) e 9 (PESB), 1 registro na paisagem 3 (CSF), 5 (PEOB) e 7 (PEIT). Para a primeira análise, onde selecionamos as variáveis mais bem ranqueadas dentro da escala dos buffers, obtivemos que os modelos com silvicultura e afloramento rochoso foram melhores ajustados no buffer de 500m, os com formação campestre e agricultura no buffer de 250m, e os com formação florestal, formação savânica, pastagem e mosaico de agricultura e pastagem no buffer de 100m (tabela 2). O teste goodness-of-fit (GOF) não revelou evidência de sobredispersão significativa ($\hat{c} = 0,0025$; $\chi^2 = 22315,44$; $p = 0,71$), o que indica independência das observações da espécie entre os pontos amostrados.

Tabela 2. Modelos de seleção das classes de atributos da paisagem nos três buffers mensurados (500m, 250m e 100m) para o *Herpailurus yagouaroundi* em 13 paisagens de Mata Atlântica e Cerrado no Sudeste brasileiro

continua

Modelo	$\Delta AICc$	AICc w	Model Likelihood	No. Par.	Deviance
Formação Florestal					
p (esforço+estação) Ψ (flo_100m)	0,00	0,72	1,00	5	590,73
p (esforço+estação) Ψ (flo_250m)	2,65	0,19	0,26	5	593,38
p (esforço+estação) Ψ (flo_500m)	4,38	0,08	0,11	5	595,11

Tabela 2. Modelos de seleção das classes de atributos da paisagem nos três buffers mensurados (500m, 250m e 100m) para o *Herpailurus yagouaroundi* em 13 paisagens de Mata Atlântica e Cerrado no Sudeste brasileiro

continuação

Formação Savânica					
p (esforço+estação) Ψ (sav_100m)	0,00	0,41	1,00	5	604,29
p (esforço+estação) Ψ (sav_250m)	0,42	0,33	0,81	5	604,71
p (esforço+estação) Ψ (sav_500m)	0,97	0,25	0,62	5	605,26
Silvicultura					
p (esforço+estação) Ψ (sil_500m)	0,00	0,57	1,00	5	603,01
p (esforço+estação) Ψ (sil_250m)	1,62	0,25	0,44	5	604,63
p (esforço+estação) Ψ (sil_100m)	2,29	0,18	0,32	5	605,30
Formação campestre					
p (esforço+estação) Ψ (cam_250m)	0,00	0,52	1,00	5	593,48
p (esforço+estação) Ψ (cam_100m)	0,64	0,38	0,73	5	594,13
p (esforço+estação) Ψ (cam_500m)	3,24	0,10	0,20	5	596,74
Pastagem					
p (esforço+estação) Ψ (past_100m)	0,00	0,58	1,00	5	602,56
p (esforço+estação) Ψ (past_250m)	1,50	0,27	0,47	5	604,06
p (esforço+estação) Ψ (past_500m)	2,73	0,15	0,25	5	605,29
Mosaico de Agricultura e Pastagem					
p (esforço+estação) Ψ (mos_100m)	0,00	0,37	1,00	5	604,93
p (esforço+estação) Ψ (mos_500m)	0,35	0,31	0,84	5	605,28
p (esforço+estação) Ψ (mos_250m)	0,37	0,31	0,83	5	605,30
Afloramento rochoso					
p (esforço+estação) Ψ (roc_500m)	0,00	0,83	1,00	5	593,19
p (esforço+estação) Ψ (roc_250m)	3,69	0,13	0,16	5	596,89
p (esforço+estação) Ψ (roc_100m)	6,03	0,04	0,05	5	599,23
Agricultura					
p (esforço+estação) Ψ (agr_250m)	0,00	0,58	1,00	5	598,29
p (esforço+estação) Ψ (agr_500m)	0,70	0,41	0,70	5	598,99
p (esforço+estação) Ψ (agr_100m)	7,26	0,01	0,03	5	605,55

Flo – Formação Florestal; *sav* – Formação Savânica; *sil* – Silvicultura; *cam* – Formação Campestre; *past* – Pastagem; *mos* – Mosaico de Agricultura e Pastagem; *roc* – Afloramento Rochoso; *agr* – Agricultura; avaliadas nos buffers de 500 metros, 250 metros e 100 metros.

Das nove variáveis avaliadas, a área de formação florestal mensurada em um buffer de 100 metros foi a única determinante por influenciar Ψ (Tabela 3), com uma relação positiva ($\beta = 0,65$)

entre a probabilidade de ocupação e a área de formação florestal (Figura 2). Já a probabilidade de detecção da espécie foi influenciada somente pela a estação do ano (Tabela 3), sendo que a probabilidade de detecção foi menor na estação seca ($p = 0,07$; $SE = \pm 0,02$) e maior na estação chuvosa ($p = 0,16$; $SE = \pm 0,03$).

Tabela 3. Modelos de seleção para variáveis que podem influenciar as probabilidades de detecção (p) e ocupação (Ψ) do *Herpailurus yagouaroundi* em 13 paisagens de Mata Atlântica e Cerrado no Sudeste brasileiro

Modelo	$\Delta AICc$	AICc w	Model Likelihood	No. Par.	Deviance
Modelando p					
p (estação) Ψ (flo+sav+sil+cam+past+mos+roc+agr+vegnat)	0,00	0,72	1,00	12	571,36
p (.) Ψ (flo+sav+sil+cam+past+mos+roc+agr+vegnat)	2,64	0,19	0,27	11	576,09
p (esforço) Ψ (flo+sav+sil+cam+past+mos+roc+agr+vegnat)	4,16	0,09	0,12	12	575,52
Modelando Ψ					
p (estação) Ψ (flo)	0,00	0,61	1,00	4	591,28
p (estação) Ψ (roc)	2,27	0,20	0,32	4	593,56
p (estação) Ψ (cam)	2,59	0,17	0,27	4	593,87
p (estação) Ψ (agr)	7,32	0,01	0,02	4	598,60
p (estação) Ψ (vegnat)	10,91	0,00	0,00	4	602,19
p (estação) Ψ (past)	11,71	0,00	0,00	4	602,99
p (estação) Ψ (sil)	12,23	0,00	0,00	4	603,56
p (estação) Ψ (.)	12,43	0,00	0,00	4	605,74
p (estação) Ψ (sav)	13,78	0,00	0,00	4	604,76
p (estação) Ψ (mos)	14,08	0,00	0,00	4	605,36

Flo – Formação Florestal; *sav* – Formação Savânica; *sil* – Silvicultura; *cam* – Formação Campestre; *past* – Pastagem; *mos* – Mosaico de Agricultura e Pastagem; *roc* – Afloramento Rochoso; *agr* – Agricultura e *vegnat* – vegetação nativa no MPC + Buffer.

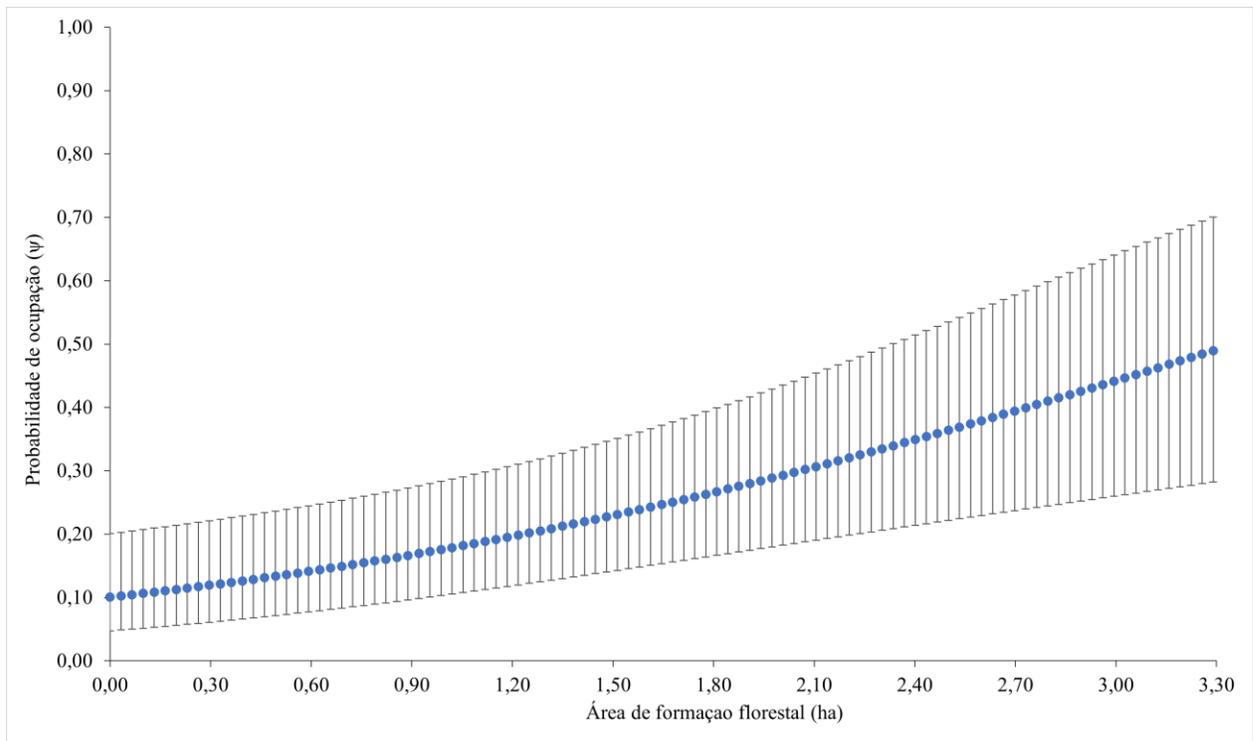


Figura 2. Probabilidade de ocupação do jaguarundi (CI-95%) em função da área de formação florestal no buffer de 100 metros.

4 DISCUSSÃO

Nossos achados demonstraram que a probabilidade de ocupação do jaguarundi foi influenciada somente pela área de formação florestal, sendo que quanto maior a área florestal dentro do buffer de 100 m ao redor do ponto amostral, maior foi a probabilidade de ocupação do jaguarundi. Em outras palavras, a probabilidade de ocupação do jaguarundi foi direcionada apenas pela área florestal em uma escala de 100 m ao redor do ponto e independente das outras variáveis avaliadas, tanto na escala do ponto quanto na escala da paisagem. Esse achado demonstra que a espécie depende de uma quantidade mínima de área de formação florestal para ocorrer. Além do mais, outro achado alarmante é que a probabilidade de ocupação da espécie foi muito baixa ao longo das paisagens amostradas. Quando a área de formação florestal dentro de 100 m de raio foi pequena (*e.g.*, < 2 ha), a probabilidade da localidade ser usada pela espécie foi muito baixa ($\Psi \sim 0,20$), e mesmo com essa probabilidade duplicando quando a área de formação florestal aumenta para 3 ha, a probabilidade de ocupação do habitat pela espécie não ultrapassou 0,50 (Figura 2). Como as áreas de formação florestal estão sendo convertidas em áreas de agricultura tanto na Mata Atlântica, quanto no Cerrado, é necessário medidas de manejo que priorizem a restauração das áreas que já foram abandonadas e a diminuição do desflorestamento em novas áreas ou fronteiras

agrícolas, de modo a minimizar os impactos oriundos da perda de habitat florestal sobre a biodiversidade (Strassburg *et al.*, 2017; Rosa *et al.*, 2021).

Por outro lado, vale ressaltar que a partir de 100 m do ponto amostral, nenhuma outra variável avaliada influenciou a probabilidade de ocupação das localidades pela espécie, nem mesmo as variáveis antrópicas. De fato, o registro da espécie em diversos habitats dentro de sua área de distribuição pode refletir uma maior capacidade em explorar uma variedade de habitats (Swihart *et al.*, 2003; Aranda, 2005; Giordano, 2015) e gerar uma falsa impressão de se tratar de uma espécie mais tolerante às mudanças nos habitats nativos do que outras espécies. Entretanto, apesar de pastos e plantações poderem ser consideradas como uma forma de cobertura do solo da qual seria possível o jaguarundi utilizar para locomoção e sítios de emboscada, grandes áreas dessas classes podem se tornar inviáveis para a ocorrência da espécie (Coronado-Quibrera, 2011), sendo, também, áreas nas quais a presença humana é mais intensa quando comparada com áreas de vegetação rasteira natural. Ou seja, apesar de ser possível que a espécie use estas áreas ou a borda das florestas para uma rápida suplementação na dieta ou, ainda, para acessar ou se deslocar para outras áreas de vegetação nativa, é provável que exista um limiar de uso.

Por exemplo, uma maior probabilidade de ocorrência da espécie em diferentes localidades correlacionou positivamente com a quantidade de área de formação florestal existente dentro de um buffer de pelo menos 100 m circundando estas localidades, já que áreas florestais dentro dos buffers de 250 m e 500 m ao redor dos pontos amostrais não se mostraram um filtro biológico importante para direcionar a probabilidade de ocupação da espécie. Por um lado, isso pode indicar que a espécie seja mais tolerante à fatores externos, não necessitando de um grande tamponamento de habitat nativo para ocorrer e, portanto, ocorrendo mesmo em fragmentos menores, o que explica inclusive o registro da espécie em áreas antropizadas. Por outro lado, são necessários estudos que relacionem como a distribuição da espécie varia em diferentes graus de intensidade e tipos de atividades antrópicas, avaliando os limiares ecológicos (*e.g.*, quantidade de vegetação nativa, quantidade de matriz antrópica e distância para impactos) necessários para a ocorrência da espécie, além de levar em conta outros fatores não avaliados nesse presente estudo, como a presença de competidores nativos (*i.e.*, jaguatirica; Oliveira *et al.*, 2010) e exóticos (cães domésticos; Paschoal *et al.*, 2016; Paschoal *et al.*, 2018; Gálvez *et al.*, 2021), e o conflito com as comunidades humanas que circundam os fragmentos.

Vale ressaltar, por exemplo, que apesar da silvicultura não ter influenciado a probabilidade de ocupação do jaguarundi, um estudo realizado por Massara *et al.* (2018), indicou que a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), outra espécie de felino neotropical, frequentou locais circundados por plantações de eucalipto, seja por possuírem recursos alimentares para esta espécie (*i.e.*, roedores e marsupiais que frequentam o sub-bosque) ou por permitirem o deslocamento entre fragmentos florestais. Contudo, chama a atenção de que este resultado pode estar relacionado com o cenário no qual o estudo de Massara *et al.* (2018) foi realizado, ou seja, em reservas compostas majoritariamente por manchas de florestas nativas, ocasionalmente separadas por eucaliptos. Porém, em outras regiões, como no estado de São Paulo, as plantações de eucalipto são muito maiores, e a presença de jaguatiricas foi muito menor nas paisagens agrícolas do que em florestas nativas (Dotta e Verdade, 2011). Isso indica, portanto, a necessidade de estudos de telemetria e de dieta, por exemplo, para entender quando e como estas espécies estão utilizando estes locais. Alternativamente, uma presença frequente de jaguatiricas nos eucaliptos pode também inibir o uso por jaguarundis, já que a primeira espécie é uma forte competidora da segunda (Oliveira *et al.*, 2010), elucidando novamente a importância de levar em consideração as interações interespecíficas em futuros trabalhos com o jaguarundi.

Ao contrário do que esperávamos, a detecção do jaguarundi foi menor na estação seca do que na chuvosa. É possível que esse resultado esteja relacionado com a distribuição das presas do jaguarundi no período chuvoso, já que a distribuição de algumas espécies é mais homogênea durante a estação chuvosa, quando as águas são mais abundantes e as presas não ficam restritas aos locais úmidos como pode acontecer na estação seca (Davidson *et al.*, 2013; Valeix *et al.*, 2010). Esse fato pode aumentar as chances da espécie ser mais detectada pelas armadilhas fotográficas em diferentes localidades. Como as presas não estariam restritas a locais específicos durante a estação chuvosa, é possível supor que o jaguarundi possa ficar menos restrito a locais específicos, se movimentando mais e consequentemente sendo mais registrado pelas câmeras. Entretanto, para compreender melhor esse resultado são necessários estudos que relacionem a probabilidade de detecção do jaguarundi com a abundância (ou biomassa) de suas presas.

Pouco se sabe sobre o jaguarundi nos biomas brasileiros e o constante avanço das atividades antrópicas e destruição dos habitats pode ser uma grande ameaça para a espécie que pode acabar sumindo de áreas onde até então é encontrada. Apesar dos nossos achados demonstrarem que o jaguarundi parece ser mais tolerante à fatores externos, a espécie necessita de

requisitos mínimos de área de formação florestal para usar ou ocorrer em uma localidade, mas pela atual velocidade de conversão dos habitats nativos em habitats dominados por atividades humanas, o cenário atual para o jaguarundi não parece ser promissor. A atual taxa de destruição de áreas de formação florestal no Brasil pode inclusive corroborar as baixas estimativas de probabilidade de ocupação das localidades pela espécie encontrada pelo presente estudo. Além do mais, outros fatores que não foram mensurados no presente estudo, como interações interespecíficas e conflito com a comunidade do entorno, devem limitar o uso das localidades pela espécie e, portanto, devem ser monitorados. Por fim, entender os limiares de uso de habitat pelo jaguarundi é essencial para propor medidas de conservação, como, por exemplo, a criação de corredores ecológicos e/ou a proteção de áreas ao longo da ocorrência da espécie.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARANDA, M. *Herpailurus yagouaroundi*. Pp: 358–359. In: G. Ceballos, G. Oliva (Eds.). Los Mamíferos Silvestres de México. CONABIO - Fondo de Cultura Económica, México D. F. 2005.
- BENNET, A. F.; RADFORD, J. Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. **Biological Conservation** 133: 250- 264. 2006.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretical Approach. **Springer Verlag**, New York. 488p. 2002.
- CANALE, G. R.; Peres, C. A.; GUIDORIZZI, C. E.; GATTO, C. A. F.; KIERULFF, M. C. M. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. **PlosOne** 7:e41671. 2012.
- CASO, A. Spatial Differences and Local Avoidance of Ocelot (*Leopardus pardalis*) and Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) in Northeast Mexico. PhD thesis, Texas A&M University, Kingsville, Texas, USA. 2013.
- CASO, A., de OLIVEIRA, T.; CARVAJAL, S. V. *Herpailurus yagouaroundi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T9948A50653167. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T9948A50653167.en>. 2015.
- CEBALLOS, G.; EHRILICH, P. R.; BARNOSKY, A. D.; GARCÍA, A.; PRINGLE, R. M.; PALMER, T. M. Accelerated modern human induced species losses: entering the sixth mass extinction. **Science Advances** 1:e1400253. 2015.
- CORONADO-QUIBRERA, W. P. Distribución geográfica y ecológica del jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) en el estado de San Luis Potosí, México. MS thesis. 2011.
- CORONADO-QUIBRERA, W. P.; OLMOS-OROPEZA, G.; BENDER, L. C.; ROSAS-ROSAS, O. C.; PALACIO-NÚÑEZ, J.; TARANGO-ARÁMBULA, L. A.; HERRERA-HARO, J. G. Adaptability of the threatened jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi* Schreber, 1777) to human-altered environments in San Luis Potosí, Mexico. **Acta Zoológica Mexicana** (nueva serie), 35, 1–15. <https://doi.org/10.21829/azm.2019.3502210>. 2019.
- CROOKS, K. R. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. **Conservation Biology** 6: 488-502. 2002.
- DAILY, G. C.; CEBALLOS, G.; PACHECO, J.; SUZAN, G.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A. Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. **Conservation Biology** 17, 1814–1826. 2003.
- DAVIDSON, Z.; VALEIX, M.; VAN KESTEREN, F.; LOVERIDGE, A. J.; HUNT, J. E.; MURINDAGOMO, F.; MACDONALD, D. W. Seasonal diet and prey preference of the African lion in a waterhole-driven semi-arid savanna. **PLoS One**, 8(2), e55182. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0055182>. 2013.

- DILLON, A.; KELLY, M. J. Ocelot home range, overlap and density: Comparing radio telemetry with camera trapping. **Journal of Zoology**, 275(4), 391–398. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00452.x>. 2008.
- DORMANN, C. F.; ELITH, J.; BACHER, S.; BUCHMANN, C.; CARL, G.; CARRÉ, G.; MARQUÉZ, J. R. G.; GRUBER, B.; LAFOURCADE, B.; LEITÃO, P. J.; MÜNCKEMÜLLER, T.; MCCLEAN, C.; OSBORNE, P. E.; REINEKING, B.; SCHRÖDER, B.; SKIDMORE, A.K.; ZURELL, D.; LAUTENBACH, S. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography** 36, 27-46. 2013.
- DOTTA, G.; VERDADE, L. M. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. **Biota Neotropica** 7: 287-292. 2007.
- DOTTA, G.; VERDADE, L. M. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. **Mammalia** 75: 345–352. 2011.
- ESPINOSA, C. C.; TRIGO, T. C.; TIRELLI, F. P.; DA SILVA, L. G.; EIZIRIK, E.; QUEIROLO, D.; MAZIM, F. D.; PETERS, F. B.; FAVARINI, M. O.; DE FREITAS, T. R. Geographic distribution modeling of the margay (*Leopardus wiedii*) and jaguarundi (*Puma yagouarundi*): a comparative assessment. **Journal of Mammalogy**, 99(1), 252-262. 2018.
- GÁLVEZ, N.; INFANTE, J.; FERNANDEZ, A.; DÍAZ, J. & PETRACCA, L. Land use intensification coupled with free-roaming dogs as potential defaunation drivers of mesocarnivores in agricultural landscapes. **J. Appl. Ecol.** 2021.
- GEHRING, T. M.; SWIHART, R. K. Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. **Biol. Conserv.** 109:283-295. 2003.
- GIORDANO, A. J. Ecology and status of the jaguarundi *Puma yagouarundi*: a synthesis of existing knowledge. **Mammal Review**, 46(1), 30-43. 2015.
- GRASS Development Team, 2021. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.8.5. Open Source Geospatial Foundation. 2021.
- ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). Proposta De Criação Do Parque Nacional Da Serra do Gandarela. 2010.
- KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, 1(1), 147-155. 2005.
- KOŁOWSKI, J.M.; OLEY, J.; MCSHEA, A. J.; High-density camera trap grid reveals lack of consistency in detection and capture rates across space and time. **Ecosphere** 12, e03350. 2021.
- KONECNY, M. J. Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. **Advances in Neotropical mammalogy**, 1989, 243-264. 1989.

LEBRETON, J. D.; BURNHAM, K. P.; CLOBERT, J.; ANDERSON, D. R. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. **Ecological monographs**, v. 62, n. 1, p. 67-118, 1992.

LUCHERINI, M.; SOLER, L.; LUENGOS VIDAL, E. M. A preliminary revision of knowledge status of felids in Argentina. **Mastozoología Neotropical / J. Neotrop. Mammal.**; 11(1):7-17, 2004.

LYRA-JORGE M. C.; CIOCHETI G.; PIVELLO V. R. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of Sao Paulo State, Brazil. **Biodiversity and Conservation** 17: 1573–1580. 2007.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; LACHMAN, G. B.; DROEGE, S.; ROYLE, J. A.; LANGTIMM, C. A. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, p. 2248–2255, 2002.

MACKENZIE, D. I.; Bailey, L. L. Assessing the fit of site-occupancy models. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 9, n. 3, p. 300-318, 2004.

MAGIOLI, M.; FERRAZ, K. M. P. M. D. B.; SETZ, E. Z. F.; PERCEQUILLO, A. R.; RONDON, M. V. D. S. S.; KUHNEN, V. V.; CANHOTO, M. C. S.; SANTOS, K. E. A.; KANDA, C. Z. K.; FREGONEZI, G. L.; PRADO, H. A.; FERREIRA, M. K.; RIBEIRO, M. C.; VILLELA, P. M. S.; COUTINHO, L. L.; RODRIGUES, M. G. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **European journal of wildlife research**, v. 62, n. 4, p. 431-446, 2016.

MASSARA, R. L.; PASCHOAL, A. M. D. O.; BAILEY, L. L.; DOHERTY JR, P. F.; HIRSCH, A.; CHIARELLO, A. G. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. **Biotropica**, 50(1), 125-134. 2018.

MELO G. L.; SPONCHIADO J.; CACERES N. C. Use of camera-traps in natural trails and shelters for the mammalian survey in the Atlantic Forest. *Iheringia*. **Série Zoologia** 102: 88–94. 2012.

MICHALSKI, F.; CRAWSHAW JR, P. G.; DE OLIVEIRA, T. G.; FABIÁN, M. E. Efficiency of box-traps and leg-hold traps with several bait types for capturing small carnivores (Mammalia) in a disturbed area of Southeastern Brazil. **Revista de Biología Tropical**, 55(1), 315-320. 2007.

MICHALSKI F.; PERES C. A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation** 124: 383–396. 2005.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858., 2000.

OLIVEIRA, T. G. *Herpailurus yagouaroundi*. **Mammalian Species**, 578, 1–6. 1998.

- OLIVEIRA, T. G.; TORTATO, M. A.; SILVEIRA, L.; KASPER, C. B.; MAZIM, F. D.; LUCHERINI, M.; JÁCOMO, A. T. A.; SOARES, J. B. G.; MARQUES, R. V.; SUNQUIST, M. E. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland Neotropics. In: Macdonald, D.W., Loveridge, A. (Eds.), **Biology and Conservation of Wild Felids**. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom, pp. 563-584. 2010.
- PASA, J. B.; ARRAIS, R. C.; MASSARA, R. L.; PEREIRA, G.; DE AZEVEDO, F. C. C. Factors influencing the habitat use by ocelots in one of the last large Atlantic Forest remnants in southeastern Brazil. **Ecology and Evolution**, 11(9), 4631-4643. 2021.
- PASCHOAL, A. M. O.; MASSARA, R. L.; BAILEY, L. L.; KENDALL, W. L.; PAUL F. DOHERTY, J.; HIRSCH, A.; CHIARELLO, A. G.; PAGLIA, A. P. Use of Atlantic Forest protected areas by free-ranging dogs: estimating abundance and persistence of use. **Ecosphere** 7, 1-15. 2016.
- PASCHOAL, A. M. O.; MASSARA, R. L.; BAILEY, L. L.; DOHERTY, P. F.; SANTOS, P. M.; PAGLIA, A. P.; HIRSCH, A.; CHIARELLO, A. G. Anthropogenic Disturbances Drive Domestic Dog Use of Atlantic Forest Protected Areas. **Trop. Conserv. Sci.** 11, 194008291878983. 2018.
- PASQUALOTTO, N.; BOSCOLO, D.; VERSIANI, N. F.; PAOLINO, R. M.; RODRIGUES, T. F.; KREPSCHI, V. G.; CHIARELLO, A. G. Niche opportunity created by land cover change is driving the European hare invasion in the Neotropics. **Biological Invasions**, 23(1), 7-24. 2021.
- QGIS Development Team, 2021. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>. 2021.
- TUCKER, J. M.; MORIARTY, K.; ELLIS, M. M.; GOLDING, J. D. Effective sampling area is a major driver of power to detect long-term trends in multispecies occupancy monitoring. **Ecosphere** 12, e03519. 2021.
- RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of botany**, 80(3), 223-230. 1997.
- RIBEIRO, J. F.; Walter, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. Embrapa Cerrados - Capítulo em livro científico (ALICE). 1998.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONSONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.
- ROSA, M. R.; BRANCALION, P. H. S.; CROUZEILLES, R.; TAMBOSI, L. R.; PIFFER, P. R.; LENTI, F. E. B.; HIROTA, M.; SANTIAMI, E.; METZGER, J. P. HIDDEN. Destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances** 7, 1-8. 2021.
- SANTOS, F.; CARBONE, C.; WEARN, O. R.; ROWCLIFFE, J. M.; ESPINOSA, S.; LIMA, M. G. M.; AHUMADA, J. A.; GONÇALVES, A. L. S.; TREVELIN, L. C.; ALVAREZ-LOAYZA,

P.; SPIRONELLO, W. R.; JANSEN, P. A.; JUEN, L.; PERES, C. A. Prey availability and temporal partitioning modulate felid coexistence in Neotropical forests. **PLoS One**, 14(3), e0213671. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213671>. 2019.

STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; SCARAMUZZA, C. A. D. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution** 1, 0099. 2017.

STONE, A. I.; LIMA, E. M.; AGUIAR, C. F. S.; CAMARGO, C. C.; FLORES, T. A.; KELT, D. A., MARQUES-AGUIAR, S. A.; QUEIROZ, J. A. L.; RAMOS, R. M.; JÚNIOR, J. S. S. Non-volant mammalian diversity in fragments in extreme eastern Amazonia. **Biodiversity and Conservation** 18: 1685–1694. 2009.

SOS MATA ATLÂNTICA & INPE. Relatório técnico do atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica (período 2008–2010). 2011. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/>. Acesso em: 30/10/2021.

SOS MATA ATLÂNTICA & INPE. Relatório Anual de Atividades 2020. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo, Brasil. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/>. Acesso em: 08/05/2022.

SWIHART, R. K.; GEHRING, T. M.; KOLOZSVARY, M. B.; NUPP, T. E. Responses of ‘resistant’ vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. **Diversity and Distributions**, 9, 1–18. 2003.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, 283-292. 1992.

VALEIX, M.; LOVERIDGE, A. J.; DAVIDSON, Z.; MADZIKANDA, H.; FRITZ, H.; MACDONALD, D. W. How key habitat features influence large terrestrial carnivore movements: Waterholes and African lions in a semi-arid savanna of north-western Zimbabwe. **Landscape Ecology**, 25(3), 337–351. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9425-x>. 2010.

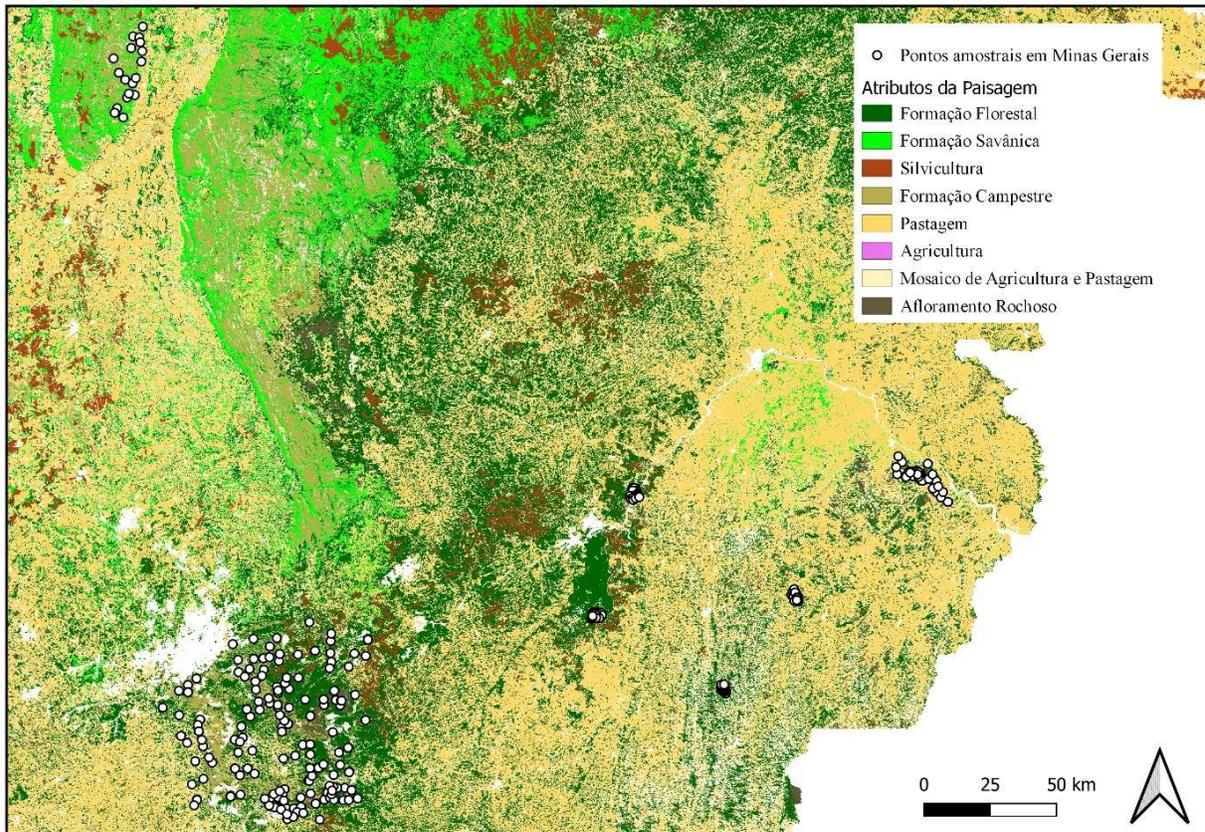
WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. **Bird study**, v. 46, S120-S139, 1999.

WILCOX, B. A.; MURPHY, D. D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **Am. Nat.** 125: 879– 887. 1985.

WOODROFFE, R.; GINSBERG, J. R. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. **Science** 280: 2126–2128. 1998.

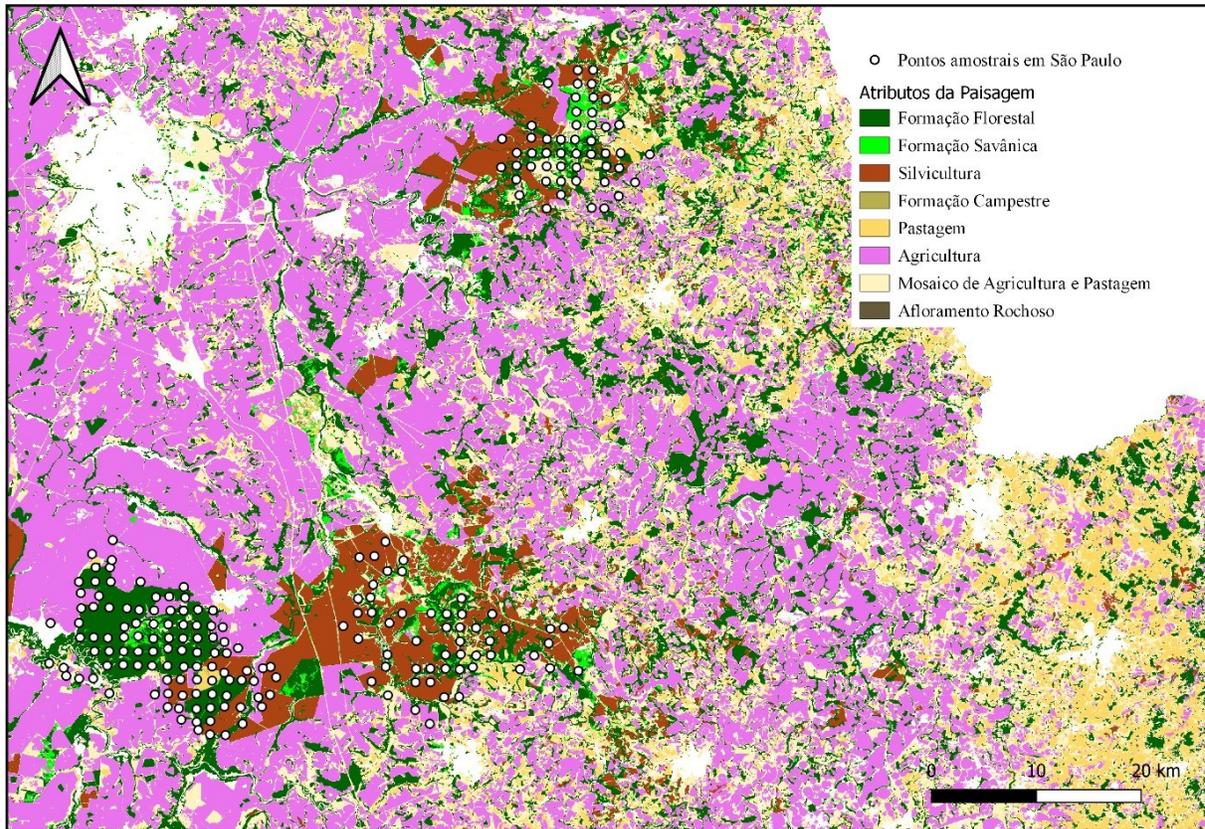
APÊNDICES

APÊNDICE I – Mapa representando os pontos amostrais distribuídos ao longo das dez paisagens amostradas no estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil.



Pontos brancos representam os pontos amostrais localizados no estado de Minas Gerais. Sistema de coordenadas geográficas: SIRGAS 2000. Fonte: MapBiomias (2020).

APÊNDICE II – Mapa representando os pontos amostrais distribuídos ao longo das três paisagens amostradas no estado de São Paulo, sudeste do Brasil.



Pontos brancos representam os pontos amostrais localizados no estado de Minas Gerais. Sistema de coordenadas geográficas: SIRGAS2000. Fonte: MapBiomias (2020).

APÊNDICE III – Teste de correlação de Pearson entre covariáveis de habitat em três buffers diferentes (100, 250 e 500 metros) consideradas para modelar a probabilidade de ocupação de jaguarundi nas 13 paisagens dos estados de Minas Gerais e São Paulo, sudeste do Brasil.

	Flo_1	Sav_1	Sil_1	Cam_1	Past_1	Mos_1	Roc_1	Agr_1	Flo_2	Sav_2	Sil_2	Cam_2	continua
Flo_1	1												
Sav_1	-0,06	1											
Sil_1	-0,32	-0,1	1										
Cam_1	-0,43	-0,06	-0,19	1									
Past_1	-0,22	0	-0,14	-0,12	1								
Mos_1	-0,26	-0,08	-0,09	-0,19	0,34	1							
Roc_1	-0,21	-0,08	-0,12	0,22	-0,13	-0,13	1						
Agr_1	-0,27	-0,1	-0,05	-0,16	-0,07	0,09	-0,1	1					
Flo_2	0,76	0,01	-0,24	-0,4	-0,09	-0,17	-0,18	-0,19	1				
Sav_2	-0,22	0,46	-0,05	0,01	0,04	-0,03	-0,1	-0,07	-0,22	1			
Sil_2	-0,3	-0,08	0,93	-0,18	-0,13	-0,09	-0,12	-0,06	-0,26	-0,07	1		
Cam_2	-0,42	-0,07	-0,18	0,92	-0,11	-0,17	0,18	-0,15	-0,41	-0,03	-0,17	1	
Past_2	-0,25	0,07	-0,11	-0,07	0,85	0,24	-0,09	-0,06	-0,17	0,11	-0,11	-0,08	
Mos_2	-0,27	-0,08	-0,07	-0,18	0,29	0,88	-0,1	0,15	-0,24	-0,02	-0,09	-0,19	
Roc_2	-0,23	-0,08	-0,11	0,23	-0,11	-0,11	0,93	-0,09	-0,2	-0,09	-0,1	0,17	
Agr_2	-0,26	-0,1	-0,05	-0,14	-0,06	0,07	-0,09	0,96	-0,2	-0,07	-0,06	-0,14	
Flo_3	0,8	0	-0,16	-0,49	-0,12	-0,22	-0,2	-0,17	0,72	-0,23	-0,17	-0,51	
Sav_3	-0,23	0,34	0,12	0	-0,02	-0,06	-0,08	-0,05	-0,21	0,74	0,11	-0,03	
Sil_3	-0,23	-0,08	0,71	-0,15	-0,1	-0,04	-0,1	-0,01	-0,2	-0,06	0,75	-0,14	
Cam_3	-0,36	-0,09	-0,17	0,84	-0,11	-0,15	0,13	-0,14	-0,37	-0,06	-0,16	0,94	
Past_3	-0,25	0,12	-0,07	0,02	0,61	0,11	-0,07	-0,04	-0,16	0,18	-0,08	-0,01	
Mos_3	-0,27	-0,08	-0,04	-0,17	0,24	0,73	-0,08	0,24	-0,24	-0,05	-0,06	-0,17	
Roc_3	-0,2	-0,07	-0,08	0,17	-0,09	-0,06	0,75	-0,07	-0,18	-0,07	-0,08	0,13	
Agr_3	-0,23	-0,08	-0,06	-0,12	-0,06	0,07	-0,08	0,84	-0,17	-0,07	-0,07	-0,12	
Veg_nat	0,08	0,12	-0,4	0,46	-0,02	-0,18	0,26	-0,33	0,03	-0,1	-0,38	0,44	

APÊNDICE III – Teste de correlação de Pearson entre covariáveis de habitat em três buffers diferentes (100, 250 e 500 metros) consideradas para modelar a probabilidade de ocupação de jaguarundi nas 13 paisagens dos estados de Minas Gerais e São Paulo, sudeste do Brasil.

	Past_2	Mos_2	Roc_2	Agr_2	Flo_3	Sav_3	Sil_3	Cam_3	Past_3	Mos_3	Roc_3	Agr_3	continuação
Past_2	1												
Mos_2	0,2	1											
Roc_2	-0,09	-0,1	1										
Agr_2	-0,06	0,11	-0,08	1									
Flo_3	-0,22	-0,28	-0,24	-0,17	1								
Sav_3	0,03	-0,03	-0,08	-0,05	-0,28	1							
Sil_3	-0,09	-0,03	-0,09	-0,02	-0,25	-0,06	1						
Cam_3	-0,08	-0,17	0,11	-0,13	-0,51	-0,08	-0,13	1					
Past_3	0,82	0,1	-0,06	-0,05	-0,28	0,07	-0,06	-0,03	1				
Mos_3	0,18	0,87	-0,09	0,2	-0,34	-0,06	-0,01	-0,17	0,08	1			
Roc_3	-0,07	-0,07	0,87	-0,06	-0,24	-0,06	-0,07	0,04	-0,05	-0,06	1		
Agr_3	-0,07	0,08	-0,07	0,88	-0,19	-0,05	-0,04	-0,11	-0,06	0,17	-0,05	1	
Veg_nat	0,04	-0,22	0,23	-0,3	-0,01	-0,13	-0,3	0,4	0,06	-0,23	0,2	-0,24	

Flo_1 – Formação Florestal no buffer de 500 metros; *sav_1* no buffer de 500m – Formação Savânica; *sil_1* – Silvicultura no buffer de 500m; *cam_1* – Formação Campestre no buffer de 500m; *past_1* – Pastagem no buffer de 500m; *mos_1* – Mosaico de Agricultura e Pastagem no buffer de 500m; *roc_1* – Afloramento Rochoso no buffer de 500m; *agr_1* – Agricultura no buffer de 500m; *Flo_2* – Formação Florestal no buffer de 250 metros; *sav_2* – Formação Savânica no buffer de 250m; *sil_2* – Silvicultura no buffer de 250m; *cam_2* – Formação Campestre no buffer de 250m; *past_2* – Pastagem no buffer de 250m; *mos_2* – Mosaico de Agricultura e Pastagem no buffer de 250m; *roc_2* – Afloramento Rochoso no buffer de 500m; *agr_2* – Agricultura no buffer de 250m; *Flo_3* – Formação Florestal no buffer de 100 metros; *sav_3* no buffer de 100m – Formação Savânica; *sil_3* – Silvicultura no buffer de 100m; *cam_3* – Formação Campestre no buffer de 100m; *past_3* – Pastagem no buffer de 100m; *mos_3* – Mosaico de Agricultura e Pastagem no buffer de 100m; *roc_3* – Afloramento Rochoso no buffer de 100m; *agr_3* – Agricultura no buffer de 100m.

Apêndice IV – Média, mínima e máxima da área em hectares (ha) para os oito tipos de uso e cobertura do solo nos buffers que mais se ajustaram aos dados na modelagem inicial.

Continua

Paisagem	Formação florestal (100 m)			Formação Savânica (100 m)			Silvicultura (500 m)			Formação Campestre (250 m)		
	Média	Mínima	Máxima	Média	Mínima	Máxima	Média	Mínima	Máxima	Média	Mínimo	Máximo
RPPNFMA	2,71	2,37	3,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
RPPNFMS	2,56	1,27	2,83	0,00	0,00	0,00	2,43	0,00	23,36	0,00	0,00	0,00
PESS	2,30	0,00	3,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PERD	2,56	1,36	2,88	0,00	0,00	0,00	0,52	0,00	4,07	0,00	0,00	0,00
RPPNFM	2,28	0,17	3,14	0,00	0,00	0,00	4,73	0,00	21,91	0,01	0,00	0,28
PESB	2,59	1,61	2,88	0,00	0,00	0,00	0,59	0,00	5,25	0,00	0,00	0,00
JES	1,74	0,00	3,06	0,06	0,00	2,09	9,04	0,00	77,15	0,01	0,00	0,48
CPF	1,06	0,00	2,74	0,40	0,00	3,06	26,70	0,00	77,23	0,03	0,00	0,81
CSF	0,92	0,00	2,74	0,35	0,00	2,98	16,98	0,00	73,29	0,42	0,00	12,32
QF	1,06	0,00	2,88	0,01	0,00	0,96	0,92	0,00	49,11	6,64	0,00	19,30
PEIT	1,81	0,00	2,77	0,01	0,00	0,08	5,01	0,00	27,30	1,23	0,00	7,73
PEOB	1,54	0,00	2,77	0,00	0,00	0,00	1,07	0,00	8,73	6,88	0,00	18,39
PESC	0,14	0,00	1,09	1,22	0,08	2,44	0,00	0,00	0,00	6,06	0,00	16,21

