



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Instituto de Ciências Biológicas

Departamento de Genética, Ecologia e Evolução

**Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação
e Manejo da Vida Silvestre**



Alexandre Cariêlo de Carvalho

**FATORES QUE INFLUENCIAM O USO DO HABITAT PELO TAPITI (*Sylvilagus
brasilensis*) EM UMA DAS MAIORES PROVÍNCIAS MINERÁRIAS DO MUNDO**

Belo Horizonte

2022

Alexandre Cariêlo de Carvalho

**FATORES QUE INFLUENCIAM O USO DO HABITAT PELO TAPITI (*Sylvilagus
brasilensis*) EM UMA DAS MAIORES PROVÍNCIAS MINERÁRIAS DO MUNDO**

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

Orientador: Dr. Rodrigo Lima Massara

Belo Horizonte

2022

043

Carvalho, Alexandre Cariêlo de.

Fatores que influenciam o uso do habitat pelo tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*) em uma das maiores províncias minerárias do mundo [manuscrito] / Alexandre Cariêlo de Carvalho. – 2022.

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

Orientador: Dr. 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. Coelhos. 3. Distribuição Animal. 4. Biodiversidade. 5. Habitat. 6. Espécies Introduzidas. 7. Eucalyptus. 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

DECLARAÇÃO

DECLARAMOS, para os devidos fins, que o aluno deste Programa, Alexandre Cariêlo de Carvalho, cumpriu todos os créditos e atividades acadêmicas obrigatórias e obteve o título de Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, em virtude de aprovação em defesa de Dissertação, a saber:

Banca Examinadora:

Doutor(a) Rodrigo Lima Massara - Presidente da banca

Doutor(a) Roberta Montanheiro Paolino - Membro Titular

Doutor(a) Flávio Henrique Guimarães Rodrigues - Membro Titular

Título: "Fatores que influenciam o uso do habitat pelo tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*) em uma das maiores províncias minerárias do mundo".

Autor(a): Alexandre Cariêlo de Carvalho

Orientador(a): Doutor(a) Rodrigo Lima Massara

Data: 30 de junho de 2022, às 14:00 horas, por videoconferência.

Belo Horizonte, 8 de setembro de 2022.

PAULO ENRIQUE CARDOSO PEIXOTO
Coordenador PPG-ECMVS



Documento assinado eletronicamente por **Paulo Enrique Cardoso Peixoto, Coordenador(a) de curso de pós-graduação**, em 08/09/2022, às 09:35, 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 **1742692** e o código CRC **F9CD7C00**.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais, Maria Cristina e José Maria. A minha mãe por ser sempre porto seguro e fonte incondicional de afeto e dedicação. Maria, mulher que dedicou sua vida a cuidar dos filhos e da família mesmo nunca tendo pedido nada em troca, sempre forte, espirituosa e de uma ternura que não cabe nesse planeta. Sempre preocupada com a formação educacional dos filhos. Muito obrigado, mãe! A meu pai, que mesmo se fazendo de “cara durão e destemido”, quase um “Charles Bronson” do sul de Minas, sempre externou sua preocupação para com o futuro dos filhos e a importância da educação e dos estudos. Foi com “Zé” Maria que comecei a perceber as sutilezas fantásticas e intrigantes dos rios e florestas. Muito obrigado, pai!

Agradeço aos meus irmãos, Carolina e Gustavo, por sempre terem me apoiado em todo o meu caminho até aqui, nunca se furtando em ajudar quando necessário, sendo ombro amigo e acolhedor. Somos “esteio de aroeira” meus irmãos e companheiros de jornada de vida! Muito obrigado por serem essas pessoas fantásticas que a genética colocou no meu caminho...

Sou eternamente grato à minha esposa, companheira e amiga de todas as horas, Gláucia Dalboni. Sempre empenhada a ajudar e a me apoiar. Sempre esteve ao meu lado nesta aventura alucinante, porém enormemente enriquecedora, que foi o mestrado. Dedico também a você esta conquista, minha também companheira de viagem terrestre e além. Muito obrigado!

Agradeço à galera do laboratório de Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre do PPG UFMG. Muito obrigado Rodrigo Lima Massara, meu orientador, pessoa fantástica e extremamente competente. Muito obrigado pela atenção com que lidou com as situações adversas que passei, pela sua paciência de $\Psi(\text{Jó+Buda+Gandhi+BobMarley+Jesus})$ que demonstrou durante todo o processo. Obrigado também à Ludmila Hufnagel e Marcela Frias pelos conselhos e explicações no decorrer desta dissertação, vocês foram de suma importância para mim!

Agradeço também à minha psicóloga Raquel Costa Paiva, que diante dos apertos do mestrado, dos problemas gerados pela pandemia da COVID-19 e das angústias, sempre possuía palavras de serenidade e inspiração. Muito obrigado, Raquel!

Dedico este trabalho também à Turma do Manguê de São Vicente de Minas, minha terra natal, por serem parceiros insubstituíveis da minha jornada de vida.

“No começo pensei que estivesse lutando para salvar seringueiras, depois pensei que estava lutando para salvar a Floresta Amazônica. Agora, percebo que estou lutando pela humanidade.”

Chico Mendes

RESUMO

As alterações humanas na biosfera terrestre ameaçam os habitats naturais colocando em risco as espécies silvestres de animais e plantas, suas interações ecológicas e os serviços ecossistêmicos proporcionados pelo meio ambiente como um todo. Dada a intensidade das alterações humanas no planeta, o termo antropoceno foi proposto para caracterizar a atual época geológica dominada pelos humanos. O Quadrilátero Ferrífero (QF), a sudeste do estado de Minas Gerais, Brasil, é um exemplo de região afetada pelas atividades humanas há séculos e que é responsável por prover serviços ecossistêmicos fundamentais para a região de maior adensamento humano do estado de Minas Gerais, a capital Belo Horizonte e cidades do entorno. Nesta região, os habitats naturais estão entrecortados por uma matriz antrópica, restringindo as espécies silvestres em remanescentes nativos cada vez menores. O tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*), espécie presente no QF, é um herbívoro exclusivo e o único representante nativo dos lagomorfos no Brasil. A espécie é responsável por uma gama de serviços ecossistêmicos, como ciclagem de nutrientes presentes em suas fezes, atuam na dinâmica populacional de plantas por meio do pastoreio e dispersão de sementes, influenciam na composição de espécies por meio da relação predador-presa e exercem influência sobre as populações de invertebrados que recorrem às suas fezes para se alimentar ou reproduzir. Combinando o método de armadilhas fotográficas (AFs) com modelos de ocupação, avaliamos como e quais variáveis naturais (i.e., corpos hídricos e fitofisionomias de mata, cerrado e campo rupestre) e antrópicas (i.e., eucalipto, mineração, pastagem, estradas pavimentadas ou não pavimentadas e estrada de ferro e urbanização) influenciariam a probabilidade de ocupação (Ψ) e detecção (p) do tapiti no QF. Nenhuma das variáveis influenciou a probabilidade de ocupação do tapiti ($w_+ < 0,50$), que foi baixa ($\Psi = 0,21$; IC-95% = 0,10 – 0,32), indicando que a espécie está restrita a poucos habitats naturais e, portanto, gerando uma grande incerteza acerca da presença a longo prazo da espécie no QF. Já a probabilidade de detecção correlacionou positivamente com a distância para as plantações de *Eucalyptus* ($w_+ = 0,65$), sugerindo que o tapiti use com menor intensidade áreas nativas circundadas por *Eucalyptus*, o que pode estar relacionado com a ausência de sub-bosque destas áreas e, portanto, uma menor disponibilidade de recursos e refúgios para a espécie. A probabilidade de detecção também correlacionou negativamente com a distância para as áreas de pastagem ($w_+ = 0,57$), sugerindo que o tapiti use com mais intensidade áreas nativas circundadas por pastos, o que pode estar relacionado com uma maior disponibilidade de

recursos para o tapiti, como é o caso de gramíneas exóticas invasoras que podem estar inclusive sendo dispersas pelo tapiti para outras localidades e, portanto, aumentando suas distribuições na região. O presente estudo é o primeiro a avaliar quantitativamente a influência de variáveis da paisagem na probabilidade de ocupação e detecção do tapiti. Acreditamos que nosso estudo possa contribuir no direcionamento de medidas de mitigação e estratégias de conservação do tapiti em um cenário de intensa conversão dos habitats nativos, demonstrando, por exemplo, a necessidade do manejo das plantações de eucalipto e dos pastos para um respectivo aumento da distribuição da espécie e para que os serviços ecossistêmicos desempenhados por ela fiquem restritos (mudar restritos) aos ambientes nativos do QF.

Palavras-chave: Coelho, distribuição espacial, hotspots de biodiversidade, espécies invasoras, *Eucalyptus*, conversão dos habitats nativos.

ABSTRACT

Human changes in the terrestrial biosphere threaten natural habitats, putting at risk wild animal and plant species, their ecological interactions and the ecosystem services provided by the environment as a whole. Given the intensity of human changes on the planet, the term Anthropocene was proposed to characterize the current geological epoch dominated by humans. The Iron Quadrangle (QF), southeast of the state of Minas Gerais, Brazil, is an example of a region affected by human activities for centuries and which is responsible for providing essential ecosystem services for the region with the highest human density in the state of Minas Gerais, the capital Belo Horizonte and surrounding cities. In this region, the natural habitats are intersected by an anthropic matrix, restricting wild species to smaller and smaller native remnants. The tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*), a species present in the QF, is an exclusive herbivore and the only representative of lagomorphs in Brazil. The species is responsible for a range of ecosystem services, such as cycling of nutrients present in its feces, acting on the population dynamics of plants through grazing and seed dispersal, influencing species composition through the predator-prey relationship and exerting influence on populations of invertebrates that use their feces to feed or reproduce. Combining the camera traps (AFs) method with occupation models, we evaluated how and which natural (i.e., water bodies and forest, cerrado and rupestrian fields) and anthropogenic (i.e., eucalyptus, mining, pasture, paved and unpaved roads and railroad and urbanization) would influence the probability of occupation (Ψ) and detection (p) of the tapiti in the QF. None of the variables influenced the probability of occupation of the tapiti ($w^+ < 0.50$), which was low ($\Psi = 0.21$; 95%CI = 0.10 – 0.32), indicating that the species is restricted to a few natural habitats and, therefore, generating great uncertainty about the long-term presence of the species in the QF. On the other hand, the detection probability correlated positively with the distance for *Eucalyptus* plantations ($w^+ = 0.65$), suggesting that the tapiti uses with lower intensity native areas surrounded by *Eucalyptus*, which may be related to the absence of understory in these areas and, therefore, a lower availability of resources and refuges for the species. The detection probability also correlated negatively with the distance to pasture areas ($w^+ = 0.57$), suggesting that the tapiti uses native areas surrounded by pastures more intensively, which may be related to a greater availability of resources for the tapiti, as is the case of invasive exotic grasses that may even be being dispersed by the tapiti to other locations and, therefore, increasing their distribution in the region. The present study is the first to quantitatively

evaluate the influence of landscape variables on the probability of occupation and detection of the tapiti. We believe that our study can contribute to the direction of mitigation measures and strategies for the conservation of tapiti in a scenario of intense conversion of native habitats, demonstrating, for example, the need to manage *Eucalyptus* plantations and pastures for a respective increase in distribution of the species and so that the ecosystem services performed by it are restricted to the native environments of the QF.

Keywords: Rabbit, spatial distribution, biodiversity hotspots, invasive species, *Eucalyptus*, conversion of native habitats.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização dos sítios de armadilhas fotográficas (AFs) instaladas nas fitofisionomias naturais de mata, cerrado e campo rupestre do Quadrilátero Ferrífero (QF), Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil, com o objetivo de amostrar o tapiti (*S. brasiliensis*). As fitofisionomias naturais se encontram em tons de verde, enquanto as áreas de uso antrópico se encontram em branco no mapa.....11

Figura 2. Probabilidade de detecção do tapiti no Quadrilátero Ferrífero, estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil, em função da distância para a) eucalipto e b) pastagem, conforme estimativas.....17

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Média (e valores mínimo e máximo) das variáveis de distância utilizadas para modelar a probabilidade de ocupação (Ψ) e detecção (p) do *Silvilagus brasiliensis* no Quadrilátero Ferrífero (QF), estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil14

Tabela 2. Resultado da modelagem da probabilidade de ocupação (Ψ) e detecção (p) do tapiti no Quadrilátero Ferrífero (QF), estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Estão evidenciados apenas os 11 modelos melhor ranqueados ($\Delta AICc \leq 2$). Ψ foi modelado em função da menor distância entre cada sítio amostral e áreas de eucalipto (euc), áreas de pastagem (pas), áreas urbanas (urb), áreas de mineração (min), estradas pavimentadas, não pavimentadas e estradas de ferro (est), corpos d'água (agu) e habitats ou fitofisionomias naturais (hab - fitofisionomia mata, cerrado e campo rupestre). p foi modelado em função das mesmas variáveis ambientais utilizadas para modelar Ψ , com adição da variável esforço (esf - número de dias que as câmeras operaram em cada ocasião de amostragem de cada sítio)16

Tabela 3. Pesos cumulativos de AICc (w_+) das variáveis utilizadas para modelar as probabilidades de ocupação (Ψ) e detecção (p) do tapiti no Quadrilátero Ferrífero (QF), Estado de Minas Gerais. O modelo mais parcimonioso que inclui cada variável de interesse foi utilizado para extrair a estimativa do efeito das variáveis (parâmetros β) e os valores dos erros padrões e intervalos de confiança de 95% associados. A variável Habitat se refere ao conjunto mata+cerrado+campo rupestre e, portanto, w_+ é único para todo o conjunto.....16

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1 INTRODUÇÃO..... | 13 |
| 2 MATERIAIS E MÉTODOS..... | 17 |
| 2.1 Área de estudo | 17 |
| 2.2 Delineamento amostral..... | 19 |
| 2.3 Modelando a probabilidade de ocupação e detecção do tapiti em função de variáveis ambientais | 20 |
| 2.4 Análise dos dados | 22 |
| 3 RESULTADO | 23 |
| 4 DISCUSSÃO | 26 |
| 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 32 |
| MATERIAL SUPLEMENTAR | 42 |
| S1 – Variáveis preditoras e resultados das análises de correlação de Pearson..... | 42 |

1 INTRODUÇÃO

Os humanos têm modificado os ambientes naturais há milhares de anos, porém, a partir da aceleração do uso e ocupação do solo, os efeitos dessas modificações foram intensificados (VITOUSEK; MOONEY, 1997; IPCC, 2021). Mais da metade da biosfera terrestre foi alterada pelas ações humanas (ELLIS, 2011; IPBES, 2021). Devido ao intenso efeito antrópico nos ecossistemas, o termo Antropoceno foi proposto por Crutzen & Stoermer (2000) para caracterizar a atual época geológica dominada pelos humanos. As atividades humanas intensificadas, principalmente a partir do século XX como a industrialização, a urbanização e a agropecuária, geraram perda e fragmentação dos habitats nativos moldando a paisagem em um padrão de mosaico (ELLIS, 2011). Neste contexto, habitats antrópicos de diferentes tipos se intercalaram entre áreas naturais e confinaram as comunidades silvestres em fragmentos de habitats cada vez menores e mais distantes entre si, entrecortados por uma matriz não natural (HADDAD *et al.*, 2015).

A distância entre os remanescentes de habitats nativos e o tipo de matriz antrópica podem limitar a dispersão e aumentar o tempo de permanência das espécies na matriz, aumentando as chances de mortalidade, reduzindo a taxa de reprodução (FAHRIG, 2002) e gerando efeitos negativos na diversidade genética (RODRIGUES-CASTRO *et al.*, 2022). A diminuição dos habitats nativos pode impossibilitar a permanência de populações viáveis, diminuir a abundância dos organismos e aumentar as chances de extinções locais das espécies (HADDAD *et al.*, 2015). De fato, acredita-se que devido aos impactos gerados pela humanidade, uma sexta extinção em massa em 4,5 bilhões de anos da história da terra já esteja em curso (CEBALLOS *et al.*, 2015).

A diminuição da biodiversidade é um efeito intrínseco da perda e fragmentação dos habitats causada por distúrbios antropogênicos (DIRZO *et al.*, 2014; COELHO *et al.*, 2020). Atualmente, 485 espécies enfrentam altos riscos de extinção em 174 países, sendo que 161 dessas espécies estão ameaçadas diretamente pelos atuais padrões de uso da terra (IPBES, 2019). A diminuição da diversidade animal segue uma taxa sem precedentes (CEBALLOS; HERILICH; RAVEN, 2020). De um montante de 29.400 espécies de vertebrados terrestres avaliados, Ceballos; Herilich; Raven (2020) constataram que 515 espécies se encontram com

populações menores que 1.000 indivíduos, o que representa um perigo de extinção eminente. Dessas espécies, 74 são mamíferos.

No Brasil, o principal indutor antropogênico de ameaça à biodiversidade é a agropecuária, tanto pela fragmentação proporcionada por áreas com uso consolidado, quanto pela perda de habitats gerada por sua expansão (ICMBIO; MMA, 2018). Mais de 30% do território brasileiro é ocupado pela atividade agropecuária, sendo esta composta por plantios de commodities, criação de gado e silvicultura (MAPBIOMAS, 2020). No que se refere à Mata Atlântica e ao Cerrado, a segunda maior ameaça para a biodiversidade é, respectivamente, a expansão urbana e a produção de energia (ICMBIO; MMA, 2018). O exemplo mais claro da fragmentação em áreas já consolidadas pela agropecuária é a Mata Atlântica, que sofreu por séculos com a expansão agrícola e a extração vegetal. O bioma possui atualmente apenas 13% de sua distribuição original (SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2020) e este montante é extremamente fragmentado e com remanescentes nativos bastante reduzidos, sendo mais de 80% representados por manchas com menos de 50ha (RIBEIRO *et al.*, 2009). É o bioma com maior adensamento humano do país e onde estão localizados os maiores centros urbanos, sendo que mais de 70% da população brasileira reside no domínio Mata Atlântica (MAPBIOMAS, 2020). O cerrado é o segundo maior bioma do país, ocupando 23,9% do território nacional (IBGE/MMA, 2004). Aproximadamente 44,2% do bioma já foi alterado por atividades antrópicas, como plantações, pastagem para criação de animais, mineração, silvicultura e áreas urbanas (MAPBIOMAS, 2020). Tanto o Cerrado quanto a Mata Atlântica apresentam elevadas taxas de endemismo e riqueza de espécies que estão sob alto grau de ameaça, sendo considerados *hotspots* da biodiversidade (MITTERMEIER *et al.*, 2004).

O gênero *Sylvilagus* (GRAY, 1867), coelho americano, possui 22 espécies catalogadas até o momento (IUCN, 2021) e sua área de ocorrência se estende do sudoeste do Canadá até o norte da Argentina (SILVA *et al.*, 2019). Especificamente, o tapiti (*S. Brasiliensis*) é um mamífero terrestre com atividade crepuscular e noturna (BLEKE *et al.*, 2012; DIAS *et al.*, 2019; REIS; FILHO & SILVEIRA, 2011), que ocorre desde o sul do México até ao norte da Argentina, e de leste a oeste das faixas litorâneas da América do Sul (AMCELA *et al.* 2008; RUEDAS, *et al.*, 2017). É potencialmente o mamífero terrestre de pequeno e médio porte com maior distribuição geográfica (RUEDAS *et al.*, 2017). Porém, é de se suspeitar, em termos ecológicos, de uma distribuição tão grande para uma única espécie terrestre de pequeno e

médio porte. Ruedas *et al.* (2017) salientam que a área de ocorrência aceita até o momento para o *S. Brasiliensis (latu sensu)* se estende por várias paisagens diferentes com variáveis ecológicas distintas, incluindo áreas acima de 4.000 - 4.500m na Colômbia, Venezuela, Peru e Equador, e que apenas uma revisão meticulosa que considere análises morfológicas, cromossômicas e moleculares podem elucidar a distribuição geográfica da espécie. No Brasil, o tapiti ocorre nos biomas Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado, Caatinga, Pantanal e Pampa (PAGLIA *et al.*, 2012; DANTAS *et al.*, 2016; JÚNIOR *et al.*, 2005). Visto a ampla distribuição aceita até o momento e o número de subespécies atribuídas ao tapiti (35-37+) (RUEDAS *et al.*, 2017), há de se supor que a espécie ocorra nos mais variados tipos de habitats como floretas tropicais (CHAPMAN; CEBALLOS, 1990), campos, áreas de transição, bordas de cursos d'água e zonas alagadas (REIS; FILHO & SILVEIRA, 2011). O tapiti apresetta dimorfismo sexual, sendo a fêmea maior que o macho (CHAPMAN; CEBALLOS, 1990; REIS; FILHO & SILVEIRA, 2011), podendo pesar até 1,2kg. (PAGLIA *et al.*, 2012). Os coelhos silvestres escavam o chão dos habitats naturais, produzindo tocas e sistemas de túneis, portanto, são considerados engenheiros de ecossistemas (DELIBES-MATEO; FERREIRA; VILLAFUERTE, 2008). Também são herbívoros exclusivos, sendo fundamentais para a manutenção da diversidade vegetal da floresta pela predação de sementes e plântulas, e para a regeneração das matas através da dispersão de sementes e estruturação das comunidades vegetais (DELIBES-MATEO; FERREIRA; VILLAFUERTE, 2008; WRIGHT *et al.*, 2000). Os coelhos selvagens, como o tapiti, possuem o hábito de defecar em latrinas, as quais são importantes fontes de alimentos para invertebrados e para a germinação de sementes (DELIBES-MATEO; FERREIRA; VILLAFUERTE, 2008). Nas fezes dos coelhos silvestres são encontradas concentrações de N e P compatíveis com esterco de animais criados em fazendas, o que influencia diretamente na fertilidade do solo (WILLOT; MILLER; INCOLL, 2000). Além disso, o tapiti é considerado uma presa em potencial para diversas espécies (ARAGONA; SETEZ *et al.*, 2001; CALOURO, 1999; FONSECA, *et al.*, 2015, FRANCESCHINI, 2020; HERNÁNDEZ-GUZMÁN; PAYÁN; MONOROY-VILCHIS,, 2011; PORFIRIO *et al.*, 2016), portanto, a perda ou diminuição de suas comunidades pode impactar na estrutura da cadeia trófica local. Mesmo que esteja surgindo alguma “luz no fim do túnel” ou “da toca” para se elucidar o enigmático tapiti, o fato é que a espécie segue ainda muito carente de dados ecológicos e cercado por dúvidas filogenéticas (SILVA *et al.* 2019).

Uma ferramenta que pode auxiliar na elucidação de incertezas sobre a distribuição e/ou uso do hábitat pelo tapiti, que leva em consideração variáveis ambientais e antrópicas, por exemplo, são os modelos de ocupação (MACKENZIE *et al.*, 2002). Os modelos de ocupação também levam em consideração que a probabilidade de detectar a espécie em localidades onde ela ocorre é imperfeita (< 1 ou 100%), ou seja, contemplando as falsas ausências nas análises (MACKENZIE *et al.*, 2002). Isso é importante, pois a probabilidade de detectar uma espécie geralmente não é perfeita, principalmente para aquelas de hábitos mais crípticos ou elusivos (MACKENZIE *et al.*, 2002), como é o caso do tapiti. Portanto, estimar a probabilidade de detecção é fundamental para ter uma estimativa não enviesada das variáveis que podem influenciar a ocorrência ou a probabilidade de ocupação da espécie em localidades específicas (MACKENZIE *et al.*, 2002). Vários trabalhos que utilizam a modelagem de ocupação vêm sendo publicados nos últimos anos (MASSARA *et al.*, 2018; SEMPER-PASCUAL *et al.*, 2020, DOSER *et al.*, 2022), inclusive com outras espécies de *Sylvilagus* sp. (MACKENZIE; KENDALL, 2002; SCHARINE *et al.*, 2011; TESTERMAN; HAPEMAN, 2022) e espécies invasoras de leporídeos no Brasil, como é o caso do *Lepus europaeus* (PASCOALOTTO *et al.*, 2020).

O Quadrilátero Ferrífero (QF), região foco deste trabalho, é uma das maiores províncias minerárias do mundo, com 7.000 km², e está localizado em uma região de transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado, na parte centro sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil (SPIER *et al.*, 2019; DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016). Além da mineração, outra atividade antrópica comum no QF é a expansão urbana (SONTER *et al.*, 2015). Ambas seguem uma tendência de crescimento, ameaçando a qualidade dos habitats, a conservação da biodiversidade e os serviços ecossistêmicos providos pelas espécies nativas, como a segurança hídrica, a retenção de sedimentos e o estoque de carbono (SONTER *et al.*, 2015; DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016).

O presente estudo é o primeiro a avaliar quantitativamente a influência de variáveis da paisagem na probabilidade de ocupação e detecção do tapiti. Entretanto, como as informações ecológicas sobre a espécie se mostram difusas até o momento na literatura, cheias de incertezas, até mesmo no aspecto filogenético (SILVA, 2019), preferimos não fazer previsões direcionadas para cada uma das variáveis avaliadas. Neste contexto, combinando o método de armadilhas fotográficas com modelos de ocupação, o presente estudo buscou investigar de

forma exploratória como e quais variáveis antrópicas (i.e., eucalipto, mineração, pastagem, estradas pavimentadas ou não pavimentadas e estrada de ferro e urbanização) e naturais (i.e., corpos hídricos e fitofisionomias de mata, cerrado e campo rupestre) influenciariam a probabilidade de ocupação e detecção do tapiti no QF. Acreditamos que nosso estudo possa contribuir no direcionamento de medidas de mitigação e estratégias de conservação do tapiti em um cenário de intensa conversão dos habitats nativos.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O QF se encontra na porção centro sul do estado de Minas Gerais, região sudeste do Brasil (Figura 1). É delimitado a norte pela Serra do Curral, a sul pela Serra de Ouro Branco, a oeste pela Serra da Moeda, e a Leste pelas Serras do Gandarela e Caraça. Grande parte dos recursos minerais do Brasil são extraídos no QF, dos quais se destacam jazidas de minério de ferro de alto teor, ouro, manganês, bauxita e gemas preciosas (LOBATO & COSTA, 2018). A região é responsável por aproximadamente 60% da produção nacional bruta de minério de ferro (ANM, 2020). Além da importância mineral, a região do QF possui sítios de interesse histórico, cultural e turístico, como ruínas que datam do século XXVII, sítios arqueológicos (AZEVEDO *et al.*, 2012; SILVA, 2007), trilhas para turismo de aventura (SILVA, 2007) e centros históricos importantes, como Ouro Preto e Mariana. Parte da capital do estado de Minas Gerais, Belo Horizonte, se encontra inserida no QF.

O clima no QF é subtropical de altitude, com invernos secos e verões chuvosos, com índices pluviométricos médio anuais variando entre 1.400 mm a 2.000 mm (DAVIS; PINTO; PINTO, 2005). O relevo apresenta considerável variação altitudinal entre 586 a 2.087 m, formado por cristas rochosas, escarpas, superfícies fortemente onduladas e colinas (DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016). Estes fatores geológicos proporcionam uma grande quantidade de variações ambientais locais, como diferenças de umidade e temperatura.

Por estar inserido em uma região de transição entre a Mata Atlântica e o Cerrado, o QF apresenta um verdadeiro mosaico de fitofisionomias, permitindo que variadas características ecológicas, como vegetação (DO CARMO *et al.*, 2018), umidade, temperatura e habitats

(JACOBI; DO CARMO, 2008) se entrelaçam em uma paisagem altamente biodiversa (DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016). Devido à sua importância ecológica o QF é parte integrante da Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço, reconhecida pela UNESCO em 2005. A fitofisionomia do QF é representada por campos sujos, campos limpos, cerrados, florestas semidecíduas e campos rupestres (DO CARMO *et al.*, 2018). Os campos rupestres ocorrem principalmente acima de 900 m, apresentando vegetação associada a afloramentos quartzíticos e hematíticos ou campos ferruginosos (MAGALHÃES, 1966; RIZZINI, 1979; SILVEIRA *et al.*, 2016). As florestas estacionais semidecíduas e matas ripárias constituem as porções florestais do QF, e seus cerrados são formados por campos sujos e Cerrado *sensu stricto* (GIULIETTI; PIRANI; HARLEY, 1997; GONTIJO, 2008; JACOBI; DO CARMO, 2008).

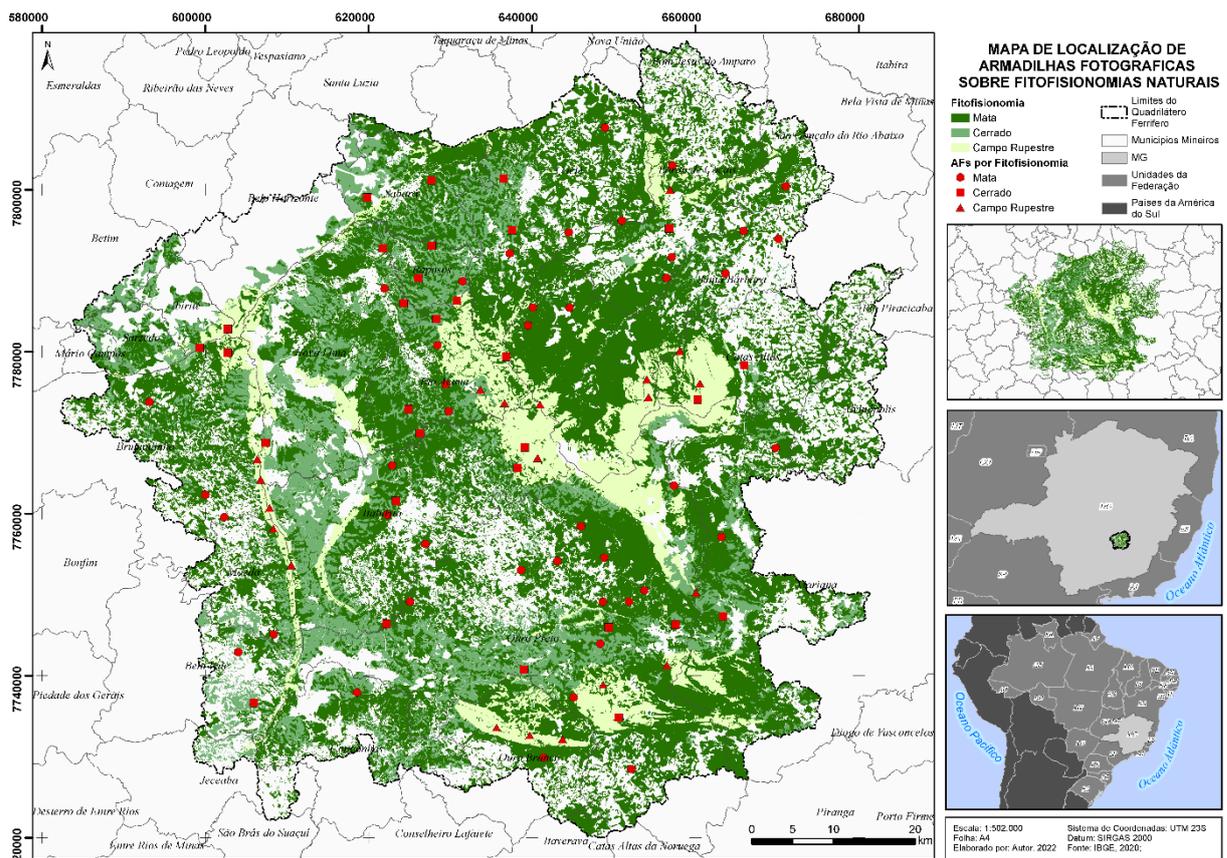


Figura 1. Localização dos sítios de armadilhas fotográficas (AFs) instaladas nas fitofisionomias naturais de mata, cerrado e campo rupestre do Quadrilátero Ferrífero (QF), Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil, com o objetivo de amostrar o tapiti (*S.*

brasiliensis). As fitofisionomias naturais se encontram em tons de verde, enquanto as áreas de uso antrópico se encontram em branco no mapa.

Especificamente sobre a diversidade de mamíferos de médio e grande porte, um estudo recente que utilizou o método de AFs demonstrou que 29 espécies de mamíferos silvestres estão presentes no QF (MAIA, 2017). Dentre estas espécies, algumas estão ameaçadas em nível nacional, como a anta (*Tapirus terrestris*), o gato-do-mato-pequeno (*Leopardus guttulus*), o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e a onça-parda (*Puma concolor*) (MMA, 2022). Em outro estudo minucioso realizado em áreas protegidas do QF, que levou em consideração diversos métodos diretos e indiretos de levantamento de dados, a riqueza de mamíferos de médio e grande porte (incluindo os primatas) do QF foi representada por 45 espécies (MORCATTY; EL BIZRI; CARNEIRO, 2013).

Apesar da ameaça ambiental causada pelas atividades antrópicas em séculos de ocupação humana, o QF ainda apresenta ~70% de sua área coberta por habitats nativos e ~30% de áreas antrópicas como mineração, agropecuária, silvicultura e urbanização (DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016). Porém, as áreas nativas sofrem pressão direta das áreas antrópicas, pois 25,24% das áreas de floresta são consideradas áreas de borda, mais que o montante de interiores de floresta (19,24%) do QF (DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016).

2.2 Delineamento amostral

Para a amostragem de *S. brasiliensis* aleatorizamos, de modo estratificado e de acordo com a disponibilidade de cada tipo de fitofisionomia de interesse, 93 sítios de armadilhas fotográficas (AFs) no QF, utilizando o programa ArcGis 10.5 (ESRI, versão 2016), sendo instaladas 43 Afs em áreas de mata, 30 AFs em áreas cerrado e 20 AFs em áreas de campo rupestre (Figura 1). Para aleatorização dos sítios de amostragem recorreremos ao shape de cobertura vegetal e uso da terra desenvolvido por Duarte; Ribeiro; Paglia (2016), utilizando o programa ArcGIS 10.5 (ESRI, versão 2016). O shape de Duarte; Ribeiro; Paglia (2016) foi produzido a partir de uma imagem *LandSat* de 2013 com resolução de 30 metros e 82% de acurácia total.

Os sítios foram aleatorizados com uma distância mínima de 2.000 m entre eles para minimizar as chances de dependência dos registros. Quando o sítio amostral se encontrava em local

inacessível a instalação da AF foi realizada com no máximo 100 m de diferença das coordenadas originais aleatorizadas pelo programa ArcGis 10.5 e mantendo a fitofisionomia a qual a câmera foi aleatorizada. Em cada sítio foi instalada uma AF, sendo que as marcas variavam entre os modelos Bushnell – TrophyCam, Bushnell - NatureView HD e Ecotone SGM 5220. As AFs foram instaladas a 40cm do chão, em árvores presentes nos sítios amostrais. Cada AF foi configurada para registros fotográficos com 30 segundos entre disparos e com o sensor passivo (disparos apenas quando algo se movia em frente aos sensores). As AFs funcionaram 24 horas durante um período de amostragem de 60 dias consecutivos nos meses de maio a setembro (período predominantemente de estiagem/seco) de 2016. Alternamos as AFs entre os sítios de amostragem dentro do QF devido ao número limitado destes equipamentos. Isto é, sempre que um conjunto de câmeras primeiramente instaladas completavam 60 dias de amostragem outros sítios eram acessados e a instalação realizada. Reproduzimos este procedimento até que os 93 sítios de amostragem fossem cobertos pelas AFs.

2.3 Modelando a probabilidade de ocupação e detecção do tapiti em função de variáveis ambientais

A probabilidade de ocupação (Ψ) é definida como a probabilidade do sítio i ser ocupado pela espécie foco do estudo (*S. brasiliensis*), enquanto que a probabilidade de detecção (p) é definida como a probabilidade da espécie ser detectada na ocasião t do sítio i , dado que o sítio está ocupado (MACKENZIE *et al.*, 2002). Ambos os parâmetros podem ser modelados em função de variáveis preditoras (MACKENZIE *et al.*, 2002). A probabilidade de detecção pode variar em função de variáveis metodológicas (i.e., esforço amostral), mas também espacialmente de acordo com características específicas dos sítios amostrais, o que pode resultar em um maior uso de uma localidade ocupada pela espécie (BAILEY; SIMONS; POLLOCK, 2004). Portanto, interpretamos a probabilidade de detecção como um *proxy* para a intensidade ou a frequência de uso das localidades pelo tapiti (MASSARA *et al.*, 2018).

Para avaliar a influência dos atributos da paisagem na probabilidade de ocupação (Ψ) e detecção (p) do tapiti, utilizamos os shapes de Duarte; Ribeiro; Paglia (2016) e os importamos para o programa GoogleEarth Pro 7.3.4.8573 (GOOGLE LLC, versão 2022) sobre uma imagem raster do satélite *LandSat/Copérnicus* 8 de 2016 com resolução de 30 metros. Para mensurar a menor distância entre os sítios amostrais e corpos d'água, assim como entre os

sítios amostrais e as variáveis antrópicas (áreas de eucalipto, áreas de mineração, áreas de pastagem, áreas urbanas, estradas pavimentadas ou não pavimentadas, e estradas de ferro) (Tabela 1), utilizamos a ferramenta “régua”. Para a mensuração das distâncias foi considerada a “distância topográfica”, que leva em consideração a elevação do terreno. Não foram consideradas nas medições as estradas dentro de propriedades rurais, tendo em vista que elas são usadas com mínima intensidade e de forma esporádica; neste caso, foi considerada a menor distância do sítio amostral até as estradas principais (pavimentadas ou não) que ligam cidades, vilarejos e propriedades rurais. Para a variável corpos d’água foram considerados os corpos d’água do shape de Duarte; Ribeiro; Paglia (2016) e outros cursos d’água visíveis na imagem de satélite, mas que não foram contemplados no shape. Consideramos também como áreas urbanas, além das cidades presentes no shape de Duarte; Ribeiro; Paglia (2016), os vilarejos com mais de 5 residências que poderiam ser visualizados na imagem de satélite.

Para avaliar se os tipos de habitats (ou fitofisionomias) nativos poderiam influenciar a probabilidade de ocupação e detecção do tapiti, utilizamos uma variável categórica para diferenciar as AFs que foram instaladas nas fitofisionomias mata, cerrado e campo rupestre.

Por fim, devido a problemas no equipamento, as AFs não funcionaram uniformemente em todos os sítios amostrais, portanto, usamos o número de dias que cada AF operou em cada ocasião de amostragem de cada sítio como variável preditora para modelar a probabilidade de detecção do tapiti. O esforço amostral total seria de 5.580 câmeras-dia, porém, devido a problemas apresentados pelas AFs, o esforço amostral total foi de 5.244 câmeras-dia.

Avaliamos se as variáveis preditoras estariam altamente correlacionadas ($|r| > 0.70$; Dormann et al., 2013), mas não encontramos forte correlação entre elas ($|r| < 0.32$ em todos os casos) (Material Suplementar – S1)

Tabela 1. Média (e valores mínimo e máximo) das variáveis de distância utilizadas para modelar a probabilidade de ocupação (Ψ) e detecção (p) do *Silvilagus brasiliensis* no Quadrilátero Ferrífero (QF), estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil.

| Covariáveis | Distância (metros) | | |
|---|--------------------|--------|--------|
| | Média | Mínima | Máxima |
| Distância para plantação de <i>Eucalyptus</i> | 3413 | 25 | 35138 |
| Distância para áreas de mineração | 3355 | 367 | 13324 |

| | | | |
|----------------------------------|------|-----|------|
| Distância para áreas de pastagem | 792 | 20 | 7109 |
| Distância para áreas urbanas | 1557 | 180 | 8353 |
| Distância para estradas | 137 | 11 | 3994 |
| Distância para corpos d'água | 569 | 58 | 5259 |

2.4 Análise dos dados

Dividimos o período de amostragem de 60 dias em 10 ocasiões de seis dias para compor os históricos de detecção do tapiti em cada sítio amostral. Especificamente, os históricos de detecção foram compostos pela detecção (1) ou não (0) do tapiti em cada uma das 10 ocasiões de amostragem de cada sítio. Essa matriz de detecção foi importada para o Programa MARK (WHITE; BURNHAM, 1999), onde usamos o modelo de ocupação single-season para avaliar as variáveis que poderiam influenciar a probabilidade de ocupação e detecção do tapiti (MACKENZIE *et al.*, 2002). Esse modelo possui como premissa que a população é fechada, isto é, que não ocorreu colonização ou emigração da espécie nos sítios amostrais entre as ocasiões de amostragem (MACKENZIE *et al.*, 2002), o que achamos que não aconteceu devido ao curto período amostral em cada ponto (i.e., 60 dias).

Para a estratégia de seleção de modelos usamos todas as combinações aditivas possíveis entre as variáveis de interesse para Ψ e p , já que o nosso objetivo era avaliar quais as variáveis seriam mais determinantes por influenciar a probabilidade de ocupação e detecção do tapiti (DOHERTY; WHITE; BURNHAM, 2012). Em outras palavras, essa estratégia nos permitiu construir um conjunto de modelos balanceado, que nos possibilitou interpretar os pesos cumulativos de AICc (w_+) para cada variável (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Consideramos as variáveis com $w_+ \geq 0,50$ (ou 50%) como tendo forte influência nos parâmetros dos modelos (BARBIERI; BERGER, 2004). Para evitar modelos super parametrizados, limitamos as combinações em até no máximo quatro variáveis por modelo.

Mesmo com uma distância de 2.000 m entre sítios amostrais, avaliamos por falta de independência entre as detecções de tapiti usando o teste goodness-of-fit disponível no Programa Presence 2.13.18 (HINES, 2006), que foi desenvolvido especificamente para os modelos de ocupação single-season para avaliar a sobredispersão ou a falta de ajuste dos dados (i.e., $\hat{c} > 1$ e $p < 0.05$) (MACKENZIE; BAILEY, 2004). Este teste foi feito a partir de

10.000 simulações por bootstrap usando um dos modelos mais parametrizados, ou seja, com o maior número de parâmetros β .

3 RESULTADO

Obtivemos um total de 155 registros de tapiti durante todo o período de amostragem nos 93 sítios de AFs, porém, considerando o número de registros a cada seis dias, i.e., de acordo com as nossas ocasiões de amostragem, o número de registros total foi 68. Desses 68 registros, 33 ocorreram na fitofisionomia de mata, 32 no cerrado e três no campo rupestre. Dentre os 93 sítios de AFs instaladas no QF, apenas 16 detectaram a presença do tapiti (ocupação naïve: $16/93 = 0.17$).

O teste goodness-of-fit não revelou sobredispersão dos dados ($X^2 = 916,87$; $P = 0,95$; $\hat{c} = 0,79$). A modelagem de ocupação single-season no Programa MARK (WHITE; BURNHAM, 1999) resultou em 1942 modelos. Como tivemos incerteza na seleção de modelos ((i.e., 11 modelos com $\Delta AICc \leq 2$ (Tabela 2)), utilizamos o “model-averaging” (ou a média ponderada a partir do modelos) incorporado no Programa MARK (WHITE; BURNHAM, 1999) para calcular as estimativas da probabilidade de ocupação (Ψ) e detecção (p) do tapiti para o QF, que resultaram em $\hat{\Psi} = 0,21$ (IC-95% = 0,10 – 0,32) e $\hat{p} = 0,32$ (IC-95% = 0,08 – 0,57). Nenhuma variável influenciou a probabilidade de ocupação do tapiti ($w_+ < 0.50$; Tabela 3). Já a probabilidade de detecção do tapiti correlacionou-se positivamente com a distância para plantações de eucaliptos ($w_+ = 0,65$; Tabela 3; Figura 2a) e negativamente com a distância para pastagens ($w_+ = 0,57$; Tabela 3; Figura 2b).

Tabela 2. Resultado da modelagem da probabilidade de ocupação (Ψ) e detecção (p) do tapiti no Quadrilátero Ferífero (QF), estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Estão evidenciados apenas os 11 modelos melhor ranqueados ($\Delta AICc \leq 2$). Ψ foi modelado em função da menor distância entre cada sítio amostral e áreas de eucalipto (euc), áreas de pastagem (pas), áreas urbanas (urb), áreas de mineração (min), estradas pavimentadas e não pavimentadas, estradas de ferro (est), corpos d’água (agu) e hábitats ou fitofisionomias naturais (hab - fitofisionomia mata, cerrado e campo rupestre). p foi modelado em função das mesmas variáveis ambientais utilizadas para modelar Ψ , com adição da variável esforço (esf - número de dias que as câmeras operaram em cada ocasião de amostragem de cada sítio).

| Modelos | AICc | Δ AICc | AICc Weights | Likelihood | Parâmetros | Desvio | -2Llog |
|--------------------------------------|-------------|---------------------------------|-------------------------|-------------------|-------------------|---------------|---------------|
| { $\psi(\cdot)$ p(euc+pas)} | 325.19 | 0.00 | 0.02 | 0.99 | 4 | 316.74 | 316.74 |
| { $\psi(\text{urb})$ p(euc+pas)} | 326.17 | 0.97 | 0.01 | 0.61 | 5 | 315.48 | 315.48 |
| { $\psi(\text{min})$ p(euc+pas)} | 326.38 | 1.19 | 0.01 | 0.55 | 5 | 315.69 | 315.69 |
| { $\psi(\text{euc})$ p(euc+pas)} | 326.55 | 1.35 | 0.01 | 0.50 | 5 | 315.86 | 315.86 |
| { $\psi(\cdot)$ p(euc+min+pas)} | 326.68 | 1.48 | 0.01 | 0.47 | 5 | 315.99 | 315.99 |
| { $\psi(\text{min+urb})$ p(euc+pas)} | 326.76 | 1.56 | 0.01 | 0.45 | 6 | 315.78 | 313.78 |
| { $\psi(\cdot)$ p(esf+euc+pas)} | 326.87 | 1.68 | 0.01 | 0.43 | 5 | 316.18 | 316.18 |
| { $\psi(\text{est})$ p(euc+pas)} | 326.01 | 1.81 | 0.00 | 0.40 | 5 | 316.32 | 316.32 |
| { $\psi(\text{pas})$ p(euc+pas)} | 326.13 | 1.93 | 0.00 | 0.37 | 5 | 316.44 | 316.44 |
| { $\psi(\cdot)$ p(euc+pas+est)} | 326.18 | 1.98 | 0.00 | 0.37 | 5 | 316.49 | 316.49 |
| { $\psi(\cdot)$ p(euc+pas+agu)} | 326.18 | 1.98 | 0.00 | 0.37 | 5 | 316.49 | 316.49 |

Tabela 3. Pesos cumulativos de AICc (w_+) das variáveis utilizadas para modelar as probabilidades de ocupação (Ψ) e detecção (p) do tapiti no Quadrilátero Ferrífero (QF), Estado de Minas Gerais. O modelo mais parcimonioso que inclui cada variável de interesse foi utilizado para extrair a estimativa do efeito das variáveis (parâmetros β) e os valores dos erros padrões e intervalos de confiança de 95% associados. A variável HÁbitat se refere ao conjunto mata+cerrado+campo rupestre e, portanto, w_+ é único para todo o conjunto.

| Variáveis | w_+ (%) | Parâmetros β | | | | |
|---|-----------------|--------------------|------------------------|-----------------------|------------------------|------------------------|
| | | Estimativa | Erro padrão | Mínimo 95%CI | Máximo 95%CI | |
| Ocupação do Tapiti (Ψ) | | | | | | |
| Var. antrópicas | Área urbana | 23,88 | $-0,15 \times 10^{-3}$ | $0,14 \times 10^{-3}$ | $-0,44 \times 10^{-3}$ | $0,13 \times 10^{-3}$ |
| | Mineração | 20,77 | $0,10 \times 10^{-3}$ | $0,98 \times 10^{-4}$ | $-0,91 \times 10^{-4}$ | $0,29 \times 10^{-3}$ |
| | Eucalipto | 18,09 | $-0,50 \times 10^{-4}$ | $0,58 \times 10^{-4}$ | $-0,16 \times 10^{-3}$ | $0,63 \times 10^{-4}$ |
| | Estrada | 15,74 | $0,21 \times 10^{-3}$ | $0,31 \times 10^{-3}$ | $-0,41 \times 10^{-3}$ | $0,83 \times 10^{-3}$ |
| | Pastagem | 14,07 | $0,96 \times 10^{-3}$ | $0,17 \times 10^{-3}$ | $-0,24 \times 10^{-3}$ | $0,43 \times 10^{-3}$ |
| Var. naturais | Corpo d'água | 12,67 | $0,39 \times 10^{-4}$ | $0,28 \times 10^{-3}$ | $-0,51 \times 10^{-3}$ | $0,59 \times 10^{-3}$ |
| | Mata | | 0,57 | 0,85 | -1,10 | 2,24 |
| | Habitat Cerrado | 10,29 | 1,10 | 0,86 | -0,59 | 2,72 |
| | Campo rupestre | | -2,02 | 0,75 | -3,51 | -0,59 |
| Deteção do Tapiti (p) | | | | | | |
| Var. antrópicas | Eucalipto | 65,70 | $0,92 \times 10^{-4}$ | $0,35 \times 10^{-4}$ | $0,21 \times 10^{-4}$ | $0,16 \times 10^{-3}$ |
| | Pastagem | 57,89 | $-0,26 \times 10^{-3}$ | $0,11 \times 10^{-3}$ | $-0,49 \times 10^{-3}$ | $-0,37 \times 10^{-4}$ |
| | Mineração | 19,93 | $-0,61 \times 10^{-4}$ | $0,71 \times 10^{-4}$ | $-0,20 \times 10^{-3}$ | $0,78 \times 10^{-4}$ |
| | Área urbana | 15,02 | $0,59 \times 10^{-5}$ | $0,11 \times 10^{-3}$ | $-0,22 \times 10^{-3}$ | $0,24 \times 10^{-3}$ |
| | Estrada | 14,37 | $0,98 \times 10^{-4}$ | $0,20 \times 10^{-3}$ | $-0,29 \times 10^{-3}$ | $0,49 \times 10^{-3}$ |
| Var. naturais | Mata | | 2,04 | 0,79 | 0,49 | 3,59 |
| | Habitat Cerrado | 31,92 | 1,98 | 0,79 | 0,43 | 3,54 |
| | Campo rupestre | | -2,40 | 0,75 | -3,89 | -0,92 |
| | Corpo d'água | 13,09 | $-0,10 \times 10^{-3}$ | $0,21 \times 10^{-3}$ | $-0,53 \times 10^{-3}$ | $-0,32 \times 10^{-3}$ |
| | Esforço | 14,88 | 17,85 | 4,08 | 9,84 | 25,86 |

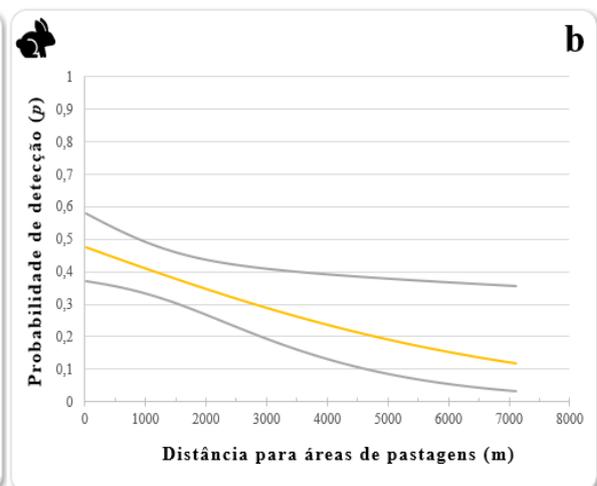
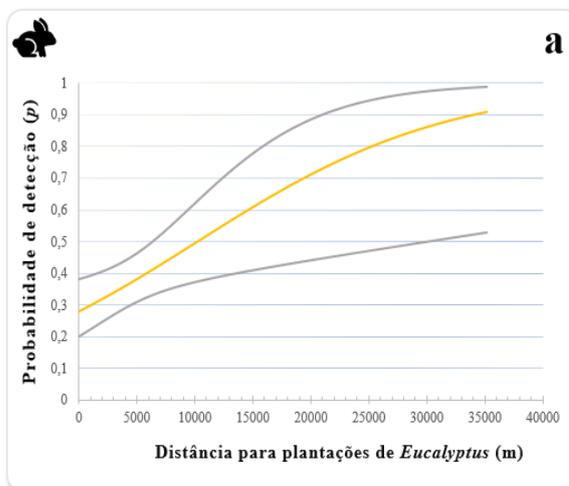


Figura 2. Probabilidade de detecção do tapiti no Quadrilátero Ferrífero, estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil, em função da distância para a) eucalipto e b) pastagem, conforme estimativas dos modelos mais parcimoniosos que inclui cada variável. Linhas cinzas representam o mínimo e máximo de intervalos de confiança 95% associados.

4 DISCUSSÃO

Nossas análises demonstraram valores muito baixos de probabilidade de ocupação ($\Psi = 0,21$ ou 21%) do tapiti para o QF, sendo que nenhuma das variáveis avaliadas influenciaram este parâmetro. Em outras palavras, a espécie está restrita a apenas 21% (ou ~ 20 sítios) dos 93 sítios amostrados no QF. Isso indica que a espécie ocorre em poucas localidades e está sujeita a intensas pressões antrópicas, o que coloca uma grande incerteza acerca do futuro a longo prazo do tapiti na região. O QF é uma região onde a transformação dos ambientes naturais é muito intensa e apesar de ainda apresentar ~70% de sua área coberta por habitats nativos, a região sofre uma grande pressão das atividades que circundam essas áreas de vegetação nativa, destacando-se a mineração, a agropecuária, a silvicultura e a constante especulação imobiliária (DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016). Esse contexto atual da paisagem do QF faz com que as espécies nativas fiquem isoladas em manchas de vegetação entremeadas por habitats antrópicos, os quais exercem grande efeito de borda. Pode ser, portanto, que a presença do tapiti esteja restrita em alguns poucos pontos onde a espécie ainda consegue ocupar, principalmente aqueles rodeados por pastos.

De fato, nossos achados demonstraram que o tapiti usou mais intensamente e, provavelmente, por isso foi mais detectado nos sítios mais próximos de áreas de pasto. Áreas de pastagem tem por finalidade a alimentação de animais de criação (i.e., *Bos taurus*; *Equus caballus*) e são dominadas por monoculturas de espécies de gramíneas não nativas do Brasil, principalmente espécies de *Brachiaria* spp. Gramíneas são mais palatáveis para os coelhos silvestres (DELIBES-MATEO; FERREIRA; VILLAFUERTE, 2008), representando a maior parte de sua dieta (HUDSON *et al.*, 2005). Neste contexto, sítios próximos às pastagens podem estar sendo mais intensamente usados pelo tapiti que, inclusive, é um herbívoro exclusivo. Além do mais, as espécies de *Brachiaria* cultivadas no Brasil são perenes (EMBRAPA, 2022), o que também pode potencializar o comportamento de forrageamento do tapiti, representando farto alimento por todo o ano. Além disso, coelhos silvestres selecionam seu ambiente de forrageamento mediante a presença de arbustos e plantas mais próximas do

solo por se assemelharem a sub-bosques, que são essenciais para diminuir a percepção de risco de predação (ABU BAKER; EMERSON & BROWN, 2015). A *Brachiaria* é uma gramínea de crescimento cespitoso ou decumbente (SEIFERT, 1984), ou seja, que forma touceiras próximas ao solo ou se deitam sobre ele, respectivamente. Portanto, áreas de pastagens dominadas por *Brachiaria* podem influenciar na seleção de hábitat de forrageamento do tapiti mediante a sensação de segurança. Ou seja, áreas de pastagens, mesmo sendo consideradas uma matriz antrópica, seriam duplamente atrativas para o tapiti porque aumentam a sensação de segurança e proporcionam abundância de alimento.

Entretanto, é preocupante que a intensidade de uso do hábitat pelo tapiti aumente por influência de áreas de pastagem. Tendo em vista que o QF apresenta ~14% de área dominada por pastagens e ~70% por áreas nativas (DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016), essa maior frequência de uso em hábitats de pastagens pode acarretar em diminuição dos serviços ecossistêmicos desempenhados pelo tapiti nos hábitats naturais do QF e potencializar, alternativamente, a invasão de espécies exóticas em outras localidades da região. Coelhos silvestres influenciam na manutenção da organização, funcionamento e diversidade ecológica (DELIBES-MATEO; FERREIRA; VILLAFUERTE, 2008) onde ocorrem. Neste contexto, os coelhos promovem a ciclagem de nutrientes presentes em suas fezes que são depositadas em latrinas, atuam na dinâmica populacional de plantas por meio do pastoreio e dispersão de sementes, influenciam na composição de espécie por meio da relação predador-presa e exercem influência sobre as populações de invertebrados que recorrem às suas fezes para se alimentar ou reproduzir (DELIBES-MATEO; FERREIRA; VILLAFUERTE, 2008). Todas estas relações ecológicas podem estar ameaçadas caso o tapiti prefira uma matriz antrópica para forrageamento em detrimento de áreas nativas. O fato dos coelhos silvestres serem dispersores de sementes (DELIBES-MATEO; FERREIRA; VILLAFUERTE., 2008; HUDSON *et al.*, 2005), e estando eles mais propensos a se alimentarem de *Brachiaria*, por exemplo, pode facilitar a introdução dessa espécie exótica em áreas nativas ou diminuir a dispersão e controle populacional de espécies de plantas nativas por meio da predação em ambientes naturais. Outro fator que se refere à alimentação e pode afetar diretamente as populações de tapiti é o fato de algumas espécies de *Brachiaria*, como é o caso da *Brachiaria decumbens*, ter demonstrado ser tóxica para coelhos em cativeiro quando consumida em grandes quantidades (UTIUMI *et al.*, 2018), o que pode influenciar negativamente na abundância do tapiti no QF. Finalmente, áreas de matriz, como é o caso das pastagens,

umentam as chances de mortalidade das espécies (FAHRIG, 2002). Uma maior exposição à matriz antrópica, portanto, pode colocar em risco as populações de tapiti, as espécies que recorrem a ele como presa e também aquelas que tem suas fezes como fonte de alimento e reprodução, como é o caso dos invertebrados.

Vale destacar ainda que o tapiti pode sofrer ameaça por predação de espécies exóticas invasoras nestas áreas de pasto, como principalmente pelo cachorro doméstico (*Canis familiaris*), uma das espécies de mamíferos carnívoros mais abundantes nas áreas naturais do Brasil e que ocorre com mais probabilidade em localidades circundadas por pasto e agricultura (PASCHOAL *et al.*, 2018), sendo inclusive detectada pelo nosso estudo. Outra espécie exótica que não foi detectada pelo nosso estudo, mas que está se expandindo rapidamente pelo Brasil devido a conversão dos habitats nativos em áreas antropizadas e que, portanto, pode competir com o tapiti, é a lebre europeia (*Lepus europaeus*), espécie que inclusive usa muito as áreas de pasto (PASQUALOTTO *et al.*, 2020)

Outra variável que influenciou a probabilidade de detecção e, portanto, a intensidade do uso das localidades pelo tapiti, foi a distância para as áreas de *Eucalyptus* spp., sendo a detecção de nossa espécie alvo maior em áreas mais distantes de *Eucalyptus*. Vários autores indicam que a riqueza de espécies de plantas e animais silvestres é menor em plantações de *Eucalyptus* quando comparadas com áreas nativas (CALVIÑO-CANCELA; RUBIDO-BARÁ; VAN ETTEN, 2012; DE QUEIROZ *et al.*, 2020; GODED *et al.*, 2019; MARTIN *et al.*, 2013; DA ROCHA *et al.*, 2012; mas veja MASSARA *et al.*, 2018), mesmo quando as áreas nativas são representadas por manchas pequenas em meio a paisagem (DA ROCHA *et al.*; 2012). Neste contexto, o *Eucalyptus* tem efeito negativo sobre a biodiversidade local (CALVIÑO-CANCELA; RUBIDO-BARÁ; VAN ETTEN, 2012; GODED *et al.*, 2019; ONAINDIA *et al.*, 2013), incluindo do sub-bosque. Por exemplo, o *Eucalyptus* deixa os solos ácidos (JACKSON, 2005) e produzem compostos alelopáticos (ZHANG; FU, 2009) que podem influenciar negativamente no estabelecimento e diversidade de plantas do sub-bosque. Outro fato é que plantações em linha, como é o caso das plantações de *Eucalyptus*, não são atraentes para os coelhos silvestres (BOND *et al.*, 2002).

Além do mais, as silviculturas de *Eucalyptus* são áreas manejadas onde ocorre extração de madeira em períodos pré-determinados e as intervenções inerentes à atividade podem levar com que o tapiti evite se aproximar das áreas de cultivo. A monocultura do *Eucalyptus* segue

três fases: preparação da área para o plantio, manutenção ou manejo e colheita (RODRIGUES; TEIXEIR; LOPES, 2021). Em todas as fases ocorre alterações nas características ambientais locais, seja em cultivos em grande escala como em sistemas mais simples (RODRIGUES; TEIXEIR; LOPES, 2021). A seguir destacamos algumas das alterações que podem vir a impactar a atividade do tapiti em áreas de plantio de *Eucalyptus*. Na fase de preparação da área pode ocorrer trânsito constante de maquinário e pessoas, eliminação da cobertura vegetal nativa (quando a plantação não se instala em áreas já antropizadas ou com uso consolidado) e subsolagem da terra (RODRIGUES; TEIXEIR; LOPES, 2021). O trânsito de equipamentos e pessoas pode afugentar a fauna silvestre, a eliminação da cobertura vegetal nativa gera redução e descaracterização de habitats silvestres e alteração do microclima (RODRIGUES; TEIXEIR; LOPES, 2021), e a subsolagem influencia diretamente nos componentes do solo como substrato, matéria orgânica e microrganismos do solo (RODRIGUES; TEIXEIR; LOPES, 2021; ZHOU *et al.*, 2019). Todos estes fatores podem influenciar na atividade do tapiti nas áreas de *Eucalyptus*, seja pelo afugentamento direto pela presença de humanos na área, vibração e ruído gerado pelo maquinário e por modificações que afetam diretamente o ambiente e, principalmente, o sub-bosque. A fase de manutenção ou manejo pode perdurar por seis a sete anos por até três ciclos mediante rebrota, sendo que após 14 a 21 anos o plantio de novas mudas deve ocorrer (RODRIGUES; TEIXEIR; LOPES, 2021) e a fase de preparação do solo repetida. O manejo dessas áreas de monocultura é realizado com aplicação de agrotóxico e biocidas (RODRIGUES; TEIXEIR; LOPES, 2021; ZHOU *et al.*, 2019) para controle de plantas e formigas, respectivamente, que podem influenciar no desenvolvimento do *Eucalyptus* jovem. O manejo, portanto, implica em controle direto do sub-bosque por anos, impedindo que ele se estabeleça ou se desenvolva, o que pode, portanto, diminuir a sensação de segurança pelo tapiti proporcionada pelo sub-bosque em plantações de *Eucalyptus*. Além disso, a utilização de herbicidas pode reduzir os habitats (RODRIGUES; TEIXEIR; LOPES, 2021) e permitir a invasão de plantas exóticas (ZHOU *et al.*, 2019) e pragas (RODRIGUES; TEIXEIR; LOPES, 2021), gerando efeito negativo duradouro na composição de plantas do sub-bosque (ZHOU *et al.*, 2019) que podem ser fontes de alimento para o tapiti. Finalmente, a fase de colheita é realizada a cada seis a sete anos com uso de maquinário pesado, como harvester (máquina de corte e limpeza de toras) e caminhões, ou motosserra, que podem gerar estresse e afugentar a fauna silvestre (RODRIGUES; TEIXEIR; LOPES, 2021). A rotação curta e o manejo intensivo em plantações de *Eucalyptus*, ou seja, quando a colheita ocorre entre cinco e sete

anos, promove um efeito negativo duradouro sobre a diversidade de espécies de plantas do sub-bosque e nutrientes do solo, permitindo que espécies exóticas povoem o sub-bosque em detrimento de espécies nativas (i.e. gramíneas nativas) (ZHOU *et al.*, 2019). Na fase de colheita também há grande fluxo de pessoas, criação de pátios para beneficiamento e estoque das toras e, em alguns casos, acampamentos para funcionários (RODRIGUES; TEIXEIR; LOPES, 2021), que são atividades que podem gerar perturbações e afugentar o tapiti. Florestas manejadas de *Eucalyptus* afetam positivamente a ocorrência da lebre europeia (*Lepus europaeus*) (PASQUALOTTO *et al.*, 2020), portanto, o aumento de áreas de silvicultura viabilizaria a invasão de lebre que pode, eventualmente, competir com o tapiti.

A baixa ocupação demonstrada pelo tapiti nos habitats naturais da área de estudo acende um alerta no que se refere às suas populações atuais e impõe grande incerteza acerca do futuro a longo prazo da espécie no QF e em outras áreas do Brasil, as quais estão sendo utilizadas majoritariamente para atividades antrópicas. No que se refere à predileção do tapiti por habitats de pastagem seria interessante que tais áreas fossem reestruturadas ecologicamente a padrões naturais com sub-bosque rico em espécies nativas e incentivo à sucessão ecológica natural. Esse esforço poderia ser mediado pela implantação de mais unidades de conservação no QF ou somando esforços tanto privados quanto governamentais. Por exemplo, no estado do Illinois, nos Estados Unidos, onde o número de coelho do leste (*S. floridanus*) diminuiu mais de 70% devido às atividades agrícolas, um projeto de recuperação de áreas de grande extensão vem sendo aplicado desde 1990, principalmente em terras privadas inscritas em programas ecológicos agrícolas de incentivo federal (SCHARINE *et al.*, 2011). No que tange as monoculturas de *Eucalyptus*, compreendemos que elas promovem emprego, renda, preservação de áreas nativas quando implementadas em áreas já antropizadas, até certo ponto, e diminuem a pressão sobre as florestas nativas no sentido de atender às necessidades da indústria madeireira sem que se assanhem os ânimos sobre as florestas nativas. Porém, as monoculturas de *Eucalyptus* também influenciam negativamente nas comunidades silvestres, inclusive o tapiti, principalmente devido ao modo como as culturas são manejadas atualmente no Brasil com retirada de sub-bosque. Uma alternativa apresentada por Zhou *et al.* (2019) é a remoção de um metro do sub-bosque em torno das árvores de *Eucalyptus* duas vezes ao ano durante os três primeiros anos da fase de plantio, o que pode controlar a competição interespecífica entre as mudas de *Eucalyptus* e as plantas do sub-bosque promovendo o crescimento do cultivo e do sub-bosque sem a necessidade de utilização de agrotóxico por

toda a extensão da plantação. Este ajuste no manejo auxiliaria na manutenção do sub-bosque favorecendo os micro-habitats para o tapiti. Por fim, o meio ambiente em todas as suas manifestações (fauna, flora, ecossistemas e relações ecológicas) fornece serviços ecossistêmicos que são indispensáveis para toda a biodiversidade, inclusive nossa espécie.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABU BAKER M.A.; EMERSON S.E.; & BROWN J.S. Foraging and habitat use of eastern cottontails (*Sylvilagus floridanus*) in an urban landscape. **Urban Ecosystems**. vol. 18. p. 977–987. 2015. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0463-7>

ANM - AGÊNCIA NACIONAL DE MINERAÇÃO. Anuário Mineral Brasileiro: principais substâncias metálicas. **Agência Nacional de Mineração**. Brasília. 35 pp. 2020.

AMCELA - MEXICAN ASSOCIATION FOR CONSERVATION AND STUDY OF LAGOMORPHS. MALPICA R.F.J. & CORDERO R.H. *Sylvilagus brasiliensis*. In: **The IUCN Red List of Threatened Species 2008** :e.T41298A10418161. doi: 10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41298A10418161.en. Acesso em: 02 mai. 2022.

ARAGONA M.; SETZ E.Z.F. Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), during wet and dry seasons at Ibitipoca State Park, Brazil. **J. Zool. Lond.** vol. 254. p. 131-136. 2001.

AZEVEDO U.R.; MACHADO M.M.M; CASTRO P.T.A.; RENGER F.E.; TREVISOL A.; BEATO D.A.C. Geoparque Quadrilátero Ferrífero (MG): proposta. **CPRM – Serviço Geológico Brasileiro**. 2012.

BAILEY L.L.; SIMONS T.R.; & POLLOCK K.H. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. **Ecological Applications**. vol. 14. p. 692–702. doi:10.1890/03-5012

BALVANERA, P.; PFAFF, A.; VIÑA, A.; GARCÍA-FRAPOLLI, E.; MERINO, L.; MINANG, P. A.; NAGABHATLA, N.; HUSSAIN, S. A.; SIDOROVICH, A. A. Chapter 2.1. Status and Trends – Drivers of Change. In: Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Brondízio, E. S., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H. T. (eds). **IPBES** secretariat, Bonn, Germany. 2019. doi: 10.5281/zenodo.3831881.

BLEKE J.G.; MOSQUERA D.; LOISELLE B.A.; SWINS K.; GUERRA J.; & ROMO D.; Tempora activity patterns of terrestrial mammals in lowland rainforest of eastern Ecuador. **Ecotropica**. vol. 12. p. 137-146. 2012.

BURNHAM K.P.; AND ANDERSON D.R. Model Selection and Multimodal Inference. **Springer**. 488 pp. 2002

CALOURO A.M. Attempted predation on Brazilian rabbit (*Sylvilagus brasiliensis* - Lagomorpha: Leporidae) by tayra (*Eira barbara* - Carnivora: Procyonidae). **Revista Biologia Tropical** vol. 48(8), p.267-268. 2000.

CALVIÑO-CANCELA M.; RUBIDO-BARÁ M.; & VAN ETTEN E.J.B. Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? **Forest Ecology and Management**. v.270. p. 153–162. 2012. doi: 10.1016/j.foreco.2012.01.01

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P.R.; BARNOSKY, A.D.; GARCIA, A.; PRINGLE, R.M.; PALMER, T.M. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. **Science Advances**. 2015.. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P.R.; RAVEN, P.H. Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. **PNAS**. vol. 117(24). 2020. <https://doi.org/10.1073/pnas.1922686117>.

CHAPMAN J.A.; CEBALLOS G. The cottontails. Rabbits, hares and pikas: status survey and conservation action plan. **International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources**. Gland, Switzerland. p. 95-110. 1990.

COELHO, A.J.P.; MAGNANO, L.F.S.; MATOS, F.A.R.; MOTA, N.M.; DINIZ, É.S.; MEIRA-NETO, J.A.A. Effects of anthropogenic disturbances on biodiversity and biomass stock of Cerrado, the Brazilian savana. **Biodiversity and Conservation**. 2020. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02013-6>.

CRUTZEN, P.J.; STOERMER, E.F. The Anthropocene. **Global Change Newsletter**. vol. 41. p.17–18. 2000.

DANTAS A.R.C.; MENEZES F.H.; SERRA K.S.; BARBOSA E.D.O.; and FERNANDES-FERREIRA H.; First record of *Sylvilagus brasiliensis* (Linnaeus, 1758) (Lagomorpha: Leporidae) in Rio Grande do Norte state, Northeast Brazil. **Check List**. vol. 12(2). 2016. doi: [10.15560/12.2.1856](https://doi.org/10.15560/12.2.1856)

DA ROCHA P.L.B.; VIANNA B.F.; CARDOSO M.Z. DE MELO A.M.C.; COSTA M.G.C.; DE VASCONSELOS R.N.; & DANTAS T.B. (2012). What is the value of eucalyptus monocultures for the biodiversity of the Atlantic forest? A multitaxa study in southern Bahia, Brazil. **Journal of Forestry Research**. v. 24(2), p. 263–272. 2012. doi: 10.1007/s11676-012-0311-z

DAVIS E.G.; PINTO E.J.A.; PINTO M.C.F. APA Sul RMBH project: environment studies. Belo Horizonte, Brazil: **SEMAD/CPRM**; 2005.

DELIBES-MATEO M.; FERREIRA P. & VILLAFUERTE R. Key Role of European Rabbits in the Conservation of the Western Mediterranean Basin Hotspot. **Conservation biology**. vol. 22(5). p. 1106-1117. 2008. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.00993.x

DE QUEIROZ A.C.M.; RABELLO A.M.; BRAGA D.L.; SANTIAGO G.S.; ZURLO L.F.; PHILPOTT S.M.; & RIBAS C.R. Cerrado vegetation types determine how land use impacts ant biodiversity. **Biodiversity and Conservation**. v. 29. p. 2017–2034. 2020. doi: 10.1007/s10531-017-1379-8

DIAS D.M.; ALMEIDA M.O.S.; ARAÚJO-PIOVEZAN T.G. & DANTAS J.O. Spatiotemporal ecology of two Neotropical herbivorous mammals. **Papéis Avulsos de Zoologia**. vol. 59, e20165910. 2019. doi: 10.11606/1807-0205/2019.59.1.

DIRZO, R.; YUNG, H.S.; GALETTI, M.; CEBALLUS, G.; ISAAC, N.J.B.; COLLEN, B. Defaunation in the Anthropocene. **Science**. vol.345, p.401-406, 2014. doi: 10.1126/science.1251817.

DO CARMO F.F.; da MOTA R.C.; KAMINO L.; JACOBI C.M. Check-list of vascular plant communities on ironstone ranges of south-eastern Brazil: dataset for conservation. **Biodiversity data journal**. Vol. 6. ed. 27032. 2018. doi: 10.3897/BDJ.6.e27032

DOHERTY P.F.; WHITE G.C.; AND BURNHAM K.P. Comparison of model building and selection strategies. **Journal of Ornithology** 152:317–323. 2012. doi: 10.1007/s10336-010-0598-5

DOSER J.W.; LEUENBERGER W.; SILLETT T.S.; HALLWORTH M.T.; ZIPKIN E.F. Integrated community occupancy models: A framework to assess occurrence and biodiversity

using multiple data sources. **Methods Ecology and Evolution**. vol. 13. p. 919-932. 2022. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/2041-210X.13811>. Acesso em: 04 mai 2022.

DUARTE, G.T.; RIBEIRO, M.C.; PAGLIA, A.P. Ecosystem Services Modeling as a Tool for Defining Priority Areas for Conservation. **PLOS ONE**. vol. 11(5). 2016.

ELLIS, E.C. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. vol.369, p.010–1035, 2011. doi.: 10.1098/rsta.2010.0331.

EMBRAPA – GADO DE CORTE. Gramíneas forrageiras do gênero *Brachiaria*. Disponível em <<https://old.cnpgc.embrapa.br/publicacoes/ct/ct01/04especies.html#:~:text=Brachiaria%20decumbens%20cv.&text=Esp%C3%A9cie%20perene%2C%20de%200%2C6,largura%2C%20r%C3%ADgidas%20e%20esparsamente%20pilasas>>. Acesso em 22/05/2022

FONSECA P.H.M.; MARTINELLI A.G.; CAVELANI C.L.; TEIXEIRA V.P.A.; FERRAZ M.L.F. Registro de predação de *Sylvilagus brasiliensis* (Linnaeus, 1758) (Mammalia: Lagomorpha) por *Tyto furcata* (Strigiformes: Tytonidae) na região de Peirópolis, Uberaba (MG, Brasil). **Atualidades Ornitológicas**. vol. 184. 2015.

FRANCESCHINI J.V. Influência da paisagem na dieta de lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*, Illiger 1815). Orientador: Rita de Cassia Bianchi. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. São José do Rio Preto. 2020.

GODED S.; EKROOS J.; DOMÍNGUEZ J.; AZCÁRATE J.G.; GUTIÁN J.A.; & SMITH H.G. Effects of eucalyptus plantations on avian and herb species richness and composition in North-West Spain. **Global Ecology and Conservation**, v. 19. 2019. doi: 10.1016/j.gecco.2019.e00690

GONTIJO, B.M. Uma geografia para a Cadeia do Espinhaço. **Megadiversidade**. vol. 4, p. 7–15, 2008.

GIULIETTI, A.M.; PIRANI, J.R.; HARLEY, R.M. Espinhaço range region, eastern Brazil. **Centres Plant Divers**. vol.3, p.397–404, 1997.

HERNÁNDEZ-GUZMÁN A.; PAYÁN E. & MONOROY-VILCHIS O. Hábitos alimentarios del *Puma concolor* (Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Natural Puracé, Colombia. **Revista Biología Tropical**. vol. 59, n.3. 2011.

HUDSON R.; RODRÍGUES-MARTÍNEZ L.; DISTEL H.; CORDERO C.; ALTBÄCKER V; AND MARTÍNEZ-GÓMEZ A. Comparison between vegetation and diet records from the wet and dry season in the cottontail rabbit *Sylvilagus floridanus* at Ixtacuixtla, central Mexico. **Acta Theriologica**. vol. 50(3). p. 377–389. 2005. doi: 10.1007/BF03192633

IBGE/MMA - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA / MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE -. Mapa de biomas do Brasil. 2004. Disponível em: <<https://brasilemsintese.ibge.gov.br/territorio.html>>. Acesso em: 26 fev. 2022

ICMBIO/MMA - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE / MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. 1ª ed. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2018.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate change 2021: the physical science basis Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment. **Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)**. 2021.

IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. Lista vermelha da IUCN de espécies ameaçadas. Versão 2021-3. IUCN, Gland, Suíça . Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 22 mar. 2022.

JACOBI, C.M.; DO CARMO, F.F. The contribution of ironstone outcrops to plant diversity in the Iron Quadrangle, a threatened Brazilian landscape. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**. vol.37, n.4, p. 324-326, 2008.

JACKSON R.B. Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. **Science**. v. 310(5756). p. 1944–1947. 2005. doi:10.1126/science.1119282

JÚNIOR J.D.S.E.S.; OLIVEIRA J.A.; DIAS P.A.; & OLIVEIRA; T.G.D. Update on the geographical distribution and habitat of the tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*: Lagomorpha,

Leporidae) in the Brazilian Amazon. **Mammalia**. vol. 69(2). 2005. doi:10.1515/mamm.2005.022

LOBATO, L. M. & COSTA, M.A. Recursos Minerais no cenário geológico de Minas Gerais. Departamento de Geologia, Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto. p.1750-1808, 2018. On Line: <http://recursomineralmg.codemge.com.br/> . Acesso em 17 nov. 2021.

MACKENZIE D.I.; AND BAILEY L.L. Assessing the fit of site-occupancy models. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**. vol. 9. p. 300–318. 2004. doi: 10.1198/108571104X3361

MACKENZIE D.I.; & NICHOLS J.D. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. **Anim. Biodiv. and Conserv.** vol. 27(1). p. 461-467. 2004.

MACKENZIE D.I.; NICHOLS J.D.; LACHAMAN G.B.; DROEGE S.; ROYLE J.A. & LANGTIMM C.A. Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One. **Ecology**. vol. 83(8). p. 2248-2255. 2002. doi:10.2307/3072056

MACKENZIE D.I.; NICHOLS J.D., ROYLE J.A.; POLLOCK K.H.; BAILEY L.L.; AND HINES J. Occupancy Estimation and Modeling. **Oxford: Academic Press**. 2006.

MACKENZIE D.I.; KENDALL W.L. How Should Detection Probability be Incorporated Into Estimates of Relative Abundance? **Ecology**. vol. 83(9). p. 2387-2393. 2002. doi:10.1890/0012-9658(2002)083[2387:hsdpbi]2.0.co;2

MACKENZIE D.I.; J.A. ROYLE. Designing occupancy studies: General advice and allocating survey effort. **Journal of Applied Ecology**. vol. 42. p. 1105–1114. 2005. doi: 10.1111/j.1365-2664.2005.01098.x

MARTIN P.S.; GHELER-COSTA C.; LOPES P.C.; ROSALINO L.M.; & VERDADE L.M. (2012). Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**. v. 282. p. 185–195. 2012. doi: 10.1016/j.foreco.2012.07.002

MASSARA, R. L., A. M. DE O. PASCHOAL, L. L. BAILEY, P. F. DOHERTY, A. HIRSCH, AND A. G. CHIARELLO. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. **Biotropica**. vol. 50. p. 125–134. 2018.

MITTERMEIER R.A., GIL P.R., HOFFMANN M., PILGRIM J., BROOKS T., MITTERMEIER C.G., LAMOREUX J. AND DA FONSECA G.A.B. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. **Conservation International**. 392 p. 2004.

MAGALHÃES, G. M. Sobre os cerrados de Minas Gerais. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. vol.38(supl.). p.59-70. 1966

MAIA L.H.R.D. Onde está Wally? Procurando os mamíferos em uma paisagem alterada. Orientador: Adriano Pereira Maia. Dissertação (Mestrado) – **Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais**, Belo Horizonte. 2017.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE / CONSELHO NACIONAL DE BIODIVERSIDADE (CONABIO). Lista das espécies ameaçadas – Fauna. 2022. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade/comissao-nacional-da-biodiversidade/lista_de_especies_amecadas_fauna.pdf>. Acesso em 25/05/2022

MORCATTY T.Q.; EL BIZRI H.R.; CARNEIRO H.C.S. *et al.* Habitat loss and mammalian extinction patterns: are the reserves in the Quadrilátero Ferrífero, southeastern Brazil, effective in conserving mammals? **Ecological Research**. vol. 28. p. 935–947. 2013. Doi: 10.1007/s11284-013-1076-3

ONAINDIA M.; FERNÁNDEZ DE MANUEL B.; MADARIAGA I.; & RODRÍGUEZ-LOINAZ G. (2013). Co-benefits and trade-offs between biodiversity, carbon storage and water flow regulation. **Forest Ecology and Management**. 2013 v. 289. p. 1–9. doi: 10.1016/j.foreco.2012.10.01

PAGLIA A.P.; FONSECA G.A.B.; RYLANDS A.B.; HERRMANN G.; AGUIAR L.M.S.; CHIARELLO A.G.; LEITE Y.L.R.; COSTA L.P.; SICILIANO S.; KIERLFF M.C.M.; MENDES S.L.; TAVARES V.C.; MITTERMEIER R.A. & PATTON J.L. Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2nd Edition. **Occasional Papers in Conservation Biology**, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76pp. 2012.

PASCHOAL A.M.O.; MASSARA R.L.; BAYLEI L.L.; DOHERTY P.F.JR. SANTOS P.M. PAGLIA A.P.; HIRSCH A.; CHIARELLO A.G. Anthropogenic disturbances drive domestic

dog use of atlantic forest protected areas. **Tropical Conservation Science**. v. 11. 2018. doi: 10.1177/1940082918789833

PASQUALOTTO N.; BOSCOLO D.; VERSIANI N.F.; PAOLINO R.N.; 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. **Biologic Invasions**. vol. 23. p. 7–24. 2020. doi: 10.1007/s10530-020-02353-y

PORFIRIO G.; FOSTER V.C.; FONSECA C. & SARMENTO P. Activity patterns of ocelots and their potential prey in the Brazilian Pantanal. **Mammalian Biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde**. vol. 81(5). p. 511–517. 2016. doi:10.1016/j.mambio.2016.06.006

PROJETO MAPBIOMAS – **Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. 2020**. Disponível em: < <https://mapbiomas.org/> > Acesso em: 15 fev. 2022.

REIS, N.R.; FILHO, H.O. & SILVEIRA, G. Ordem Lagomorpha. In: Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A. & Lima, I.P. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina, 2ªed, p. 151-154. 2011.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, 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**. vol.142, p.1141–1153, 2009. doi: 10.1016/j.biocon.2009.02.021.

RIZZINI, C.T. Tratado de fitogeografia do Brasil. Aspectos sociológicos e florísticos. **HUCITEC/EDUSP**. São Paulo. p.374. 1979.

RODRIGUES-CASTRO, K.G.; LEMOS, F.G.; AZEVEDO, F.C.; FREITAS-JÚNIOR, M.C.; DESBIEZ, A.L.J.; GALETTI Jr. P.M. Human highly modified landscapes restrict gene flow of the largest neotropical canid, the maned wolf. **Biodiversity and Conservation**. 2022 doi: 10.1007/s10531-022-02385-x.

RODRIGUES G.S.S.C.; TEIXEIRA G.; LOPES O.R.P. Silvicultura e impactos socioambientais. In: Eucalipto no Brasil: expansão geográfica e impactos ambientais. RODRIGUES G.S.S.C; ROSS J.L.S; TEIXEIRA G.; LOPES O.R.P; FRANCO C. (Org.). **Composer**. Fapemig / Universidade Federal de Uberlândia. 178 p. 2021.

RUEDAS L.A.; SILVA S.M.; FRENCH J.H.; PLATT II R.N.; SALAZAR-BRAVO J.; MORA J.M. & THOMPSON C.W. 2017. A prolegomenon to the systematics of South American cottontail rabbits (Mammalia, Lagomorpha, Leporidae: Sylvilagus): designation of a neotype for *S. brasiliensis*(Linnaeus, 1758), and restoration of *S. Andinus* (Thomas, 1897) and *S. tapetillus* Thomas, 1913. **Misc Pub Mus Zool Univ Mich.** vol. 205, p. 1-67. 2017.

SCHARINE P.D.; NIELSEN C.K.; SCHAUBER E.M.; RUBERT L.; AND CRAWFORD J.C. Occupancy, detection, and habitat associations of sympatric lagomorphs in early-successional bottomland forests. **Jornal of Mammalogy.** vol. 92(4). p. 880-890. 2011. doi: 10.1644/10-MAMM-A-078.1.

SEIFFERT N.F. Gramíneas forrageiras do gênero *Brachiaria*. **Circular técnica nº9 I, EMBRAPA-CNPQC.** Reimpressão. Campo Grande (MS). 74p. 1984.

SEMPER-PASCUAL A.; DECARRE J.; BAUMANN M.; CAMINO M.; BLANCO Y. DI; GÓMEZ-VALENCIA B.; KEMMERLE T. Using occupancy models to assess the direct and indirect impacts of agricultural expansion on species' populations. **Biodiversity and Conservation.** 2020. doi: 10.1007/s10531-020-02042-1

SILVA F.R. A paisagem do Quadrilátero Ferrífero, MG: Pontencial para o uso turístico da sua geologia e geomorfologia. Orientador: Vilma Lúcia Macagnam Carvalho (Mertrado) – **Programa de Pós-Graduação do Departamento de Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais.** Belo Horizonte. 2007.

SILVA S.M., RUEDAS L.A., SANTOS L.H., SILVA J. de S. & ALEIXO A. Illuminating the obscured phylogenetic radiation of South American *Sylvilagus* Gray, 1867 (Lagomorpha: Leporidae). **Journal of Mammalogy.** vol. 100(1), p.31–44. 2019. DOI:10.1093/jmammal/gyy186.

SILVEIRA, F.A.O.; NEGREIROS, D.; BARBOSA, N.P.U.; BUISSON, E.; CARMO, F.F.; CARSTENSEN, D.W.; CONCEIÇÃO, A.A.; CORNELISSEN, T.G.; ECHTERNACHT, L.; FERNANDES, G.W.; GARCIA, Q.S.; GUERRA, T.J.; JACOBI, C.M.; LEMOS-FILHO, J.P.; LE STRADIC, S.; MORELLATO, L.P.C.; NEVES, F.S.; OLIVEIRA, R.S.; SCHAEFER, C.E.; VIANA, P.L.; LAMBERS, H. Ecology and evolution of plant diversity in

the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant Soil**. vol.403, p.129–152, 2016. doi:10.1007/s11104-015-2637-8.

SONTER L.J.; DAMIAN J.B.; BRITALDO S.SF.; CHIS J.M. Global demand for steel drives extensive land-use change in Brazil's Iron Quadrangle, **Global Environmental Change**. vol. 26. p. 63-72. 2014. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.03.014.

SOS MATA ATLÂNTICA/INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica – Período 2018-2019 – Relatório técnico**. São Paulo, Brasil. 2020.

SPIER C.A.; LEVETT A. & ROSIÈRE C.A. Geochemistry of canga (ferricrete) and evolution of the weathering profile developed on itabirite and iron ore in the Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **Miner Deposita**. vol. 54. p. 983–1010. 2019. doi: 10.1007/s00126-018-0856-7

TESTERMAN K.; HAMPEMAN P. Carnivore occupancy within the early successional habitat of New England cottontails. **Journal of Fish and Wildlife Management**. 2022.

UTIUMI K.U.; ALBUQUERQUE A.S.; BURQUE F.R.S.; SONNE L.; VARASCHIN M.C.; RAYMUNDO D.L.; PECONICK A.P. Experimental poisoning by *Brachiararia decumbens* in rabbits. **Pesquisa Veterinária Brasileira**. vol. 38(10). p. 1885-1889. 2018. doi: 10.1590/1678-5150-PVB-5599

VITOUSEK, P.M.; MOONEY, H.A.; Lubchenco J.; MELILLO, J.M. Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**. vol. 277, p. 494-499. 1997. doi:10.1126/science.277.5325.494.

WILLOT S.J.; MILLER A.J.; INCOLL L.D.; and COMPTON S.G. The contribution of rabbits (*Oryctolagus cuniculus* L.) to soil fertility in semi-arid Spain. **Biology and Fertility of Soils**. vol. 31. p. 379–384. 2000. doi:10.1007/s003749900183.

WRIGHT, S. J., H. ZEBALLOS, I. DOMINGUEZ, M. M. GALLARDO, M. C. MORENO, AND R. IBÁÑEZ. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a neotropical forest. **Conservation Biology**. vol. 14. p. 227–239. 2000.

ZHANG C.; Fu S. 2009. Allelopathic effects of eucalyptus and the establishment of mixed stands of Eucalyptus and native species. **Forest Ecology and Management**. v. 258. p. 1391–1396. 2009. doi: 10.1016/j.foreco.2009.06.045

MATERIAL SUPLEMENTAR

S1 – Variáveis predictoras e resultados das análises de correlação de Pearson.

| VARIÁVEL 1 | | VARIÁVEL 2 | | CORRELAÇÃO DE PEARSON |
|--------------------------------|---|--------------------------------|--|-----------------------|
| Plantação de <i>Eucalyptus</i> | X | Mineração | | -0,073370818 |
| Plantação de <i>Eucalyptus</i> | X | Pastagem | | 0,103316085 |
| Plantação de <i>Eucalyptus</i> | X | Área urbana | | -0,176372397 |
| Plantação de <i>Eucalyptus</i> | X | Estrada | | -0,034946790 |
| Plantação de <i>Eucalyptus</i> | X | Corpo d'água | | 0,112904670 |
| Mineração | X | Plantação de <i>Eucalyptus</i> | | -0,073370818 |
| Mineração | X | Pastagem | | -0,043468423 |
| Mineração | X | Área urbana | | 0,191457184 |
| Mineração | X | Estrada | | 0,128378872 |
| Mineração | X | Corpo d'água | | 0,118254345 |
| Pastagem | X | Plantação de <i>Eucalyptus</i> | | 0,103316085 |
| Pastagem | X | Mineração | | -0,043468423 |
| Pastagem | X | Área urbana | | 0,125952850 |
| Pastagem | X | Estrada | | 0,322730779 |
| Pastagem | X | Corpo d'água | | 0,177059490 |
| Área urbana | X | Plantação de <i>Eucalyptus</i> | | -0,176372397 |
| Área urbana | X | Mineração | | 0,191457184 |
| Área urbana | X | Pastagem | | 0,125952850 |
| Área urbana | X | Estrada | | 0,131426819 |
| Área urbana | X | Corpo d'água | | 0,078082693 |
| Estrada | X | Plantação de <i>Eucalyptus</i> | | -0,034946790 |
| Estrada | X | Mineração | | 0,128378872 |
| Estrada | X | Pastagem | | 0,322730779 |
| Estrada | X | Área urbana | | 0,131426819 |
| Estrada | X | Corpo d'água | | -0,008558808 |
| Corpo d'água | X | Plantação de <i>Eucalyptus</i> | | 0,112904670 |
| Corpo d'água | X | Mineração | | 0,118254345 |
| Corpo d'água | X | Pastagem | | 0,177059490 |
| Corpo d'água | X | Área urbana | | 0,078082693 |
| Corpo d'água | X | Estrada | | -0,008558808 |