



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS (UFMG)
Instituto de Ciências Biológicas (ICB)

Ana Clara Leandro

**USO DO HABITAT E DENSIDADE POPULACIONAL DE *KERODON RUPESTRIS*
(RODENTIA) EM AFLORAMENTOS ROCHOSOS EM ÁREAS DE MATA SECA NO
NORTE DE MINAS GERAIS**

Belo Horizonte
2025

Ana Clara Leandro

**USO DO HABITAT E DENSIDADE POPULACIONAL DE *KERODON RUPESTRIS*
(RODENTIA) EM AFLORAMENTOS ROCHOSOS EM ÁREAS DE MATA SECA NO
NORTE DE MINAS GERAIS**

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

Orientador: Prof. Dr. Adriano Pereira Paglia.

Co-orientadores: Dr. Rodrigo Lima Massara; Dra. Marcela de Frias Barreto.

Belo Horizonte, MG

2025

043

Leandro, Ana Clara.

Uso do habitat e densidade populacional de *Kerodon rupestris* (Rodentia) em afloramentos rochosos em áreas de mata seca no norte de Minas Gerais [manuscrito] / Ana Clara Leandro. – 2025.

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

Orientador: Prof. Dr. Adriano Pereira Paglia. Coorientadores: Dr. Rodrigo Lima Massara; Dra. Marcela de Frias Barreto.

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. *Kerodon Rupestris*. 3. Dinâmica Populacional. 4. Habitat. I. Paglia, Adriano Pereira. II. Massara, Rodrigo Lima. III. Barreto, Marcela de Frias. IV. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. V. 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 485

Entrada: 2023/2

Ana Clara Leandro

No dia 16 de setembro de 2025, às 14:00 horas, sala 236, bloco I3, 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) Ana Clara Leandro, orientando(a) do Professor Adriano Pereira Paglia, intitulada: **“Uso do habitat e densidade populacional de Kerodon rupestris (Rodentia) em afloramentos rochosos em áreas de mata seca no norte de Minas Gerais”**. Abrindo a sessão, o(a) Presidente da Comissão, Doutor(a) Adriano Pereira Paglia, 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: Adriana Bocchiglieri (UFSE), Roberta Montanheiro Paolino (USP) 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:

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;

Reprovação da dissertação (marcar se é a primeira ou segunda reprovação): *primeira reprovação segunda reprovação

*Conforme o disposto no Artigo 80 da Resolução Complementar do CEPE/UFMG Nº 02/2017, de 04 de julho de 2017, caso seja a primeira reprovação, poderá ser concedido, a critério do Colegiado de Curso, um prazo para a realização de nova defesa de tese.

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, 16 de setembro de 2025.

Assinaturas dos Membros da Banca Examinadora



Documento assinado eletronicamente por **Roberta Montanheiro Paolino, Usuário Externo**, em 30/09/2025, às 16:40, 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 **Adriana Bocchiglieri, Usuário Externo**, em 30/09/2025, às 18:23, 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 **Adriano Pereira Paglia, Professor do Magistério Superior**, em 08/10/2025, às 10:28, 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 **4601707** e o código CRC **9746ED02**.

Referência: Processo nº 23072.215282/2025-66

SEI nº 4601707

AGRADECIMENTOS

Chegar até aqui foi um caminho cheio de desafios, aprendizados e, principalmente, de muitas pessoas que caminharam ao meu lado. A todas elas, minha mais profunda gratidão.

Agradeço, em primeiro lugar, a Deus, Nossa Senhora e Santa Clara, e espíritos de luz por terem me iluminado, protegido e guiado durante todo o percurso.

Agradeço aos meus pais e irmãos, por todo amor, apoio e por sempre acreditarem em mim. Ao meu namorado, pelo apoio e carinho nos momentos difíceis. Às minhas sobrinhas, que são fonte constante de alegria e inspiração. E também a todos os meus familiares que de alguma forma contribuíram no meu processo.

Aos meus orientadores, minha sincera gratidão: ao Adriano, por ter aberto as portas do laboratório e me possibilitado participar do projeto com os mocós; ao Massara, por toda ajuda nos momentos em que mais precisei, a paciência e disponibilidade para me auxiliar e; e à Marcela, por ter me acompanhado durante essa jornada. Obrigada por cada orientação, incentivo e palavra de apoio.

Aos meus parceiros de todos os campos, Falcão e Lua, que enfrentaram comigo o calor, as trilhas e os desafios do trabalho de campo com dedicação e companheirismo. Além disso, agradeço ao Falcão por toda ajuda durante o processo, nos momentos de desespero. Agradeço aos dois, por terem me auxiliado em um dos piores momentos do campo, e principalmente por terem me acompanhado e apoiado nesse momento.

Aos amigos do laboratório, que tornaram o dia a dia mais leve e colaboraram em diversas etapas do trabalho, aos amigos da UFMG e aos amigos de vida, que estiveram ao meu lado mesmo à distância, oferecendo apoio e carinho nos momentos mais difíceis.

Agradeço também aos coordenadores do programa, Paulinho (anterior) e Rafa (atual), bem como ao secretário da pós, Fred, por todo suporte prestado ao longo do curso e pela paciência em esclarecer tantas dúvidas.

Agradeço também à Ana Clara do passado, que não desistiu mesmo após um ano sem bolsa, enfrentando diversos desafios para permanecer no mestrado.

Por fim, agradeço à CAPES pelo apoio financeiro por meio da bolsa concedida durante um ano, fundamental para a realização deste trabalho.

A todos vocês, meu muito obrigada.

Resumo

Espécies com habitat restrito tendem a ser mais sensíveis às variações ambientais, pois frequentemente dependem de condições e recursos específicos para sobreviver e se reproduzir. Algumas apresentam exigências ainda mais rigorosas, necessitando de microecossistemas compostos por combinações específicas de múltiplos fatores, como é o caso do mocó, *Kerodon rupestris*. Essa espécie de roedor herbívoro, endêmico da Caatinga, é altamente especializado e adaptado a afloramentos rochosos. Neste estudo, investigamos os fatores ambientais que influenciam a intensidade de uso do habitat pela espécie e avaliamos sua densidade populacional em duas áreas do norte de Minas Gerais: o Parque Estadual da Mata Seca (PEMS) e um Lajedo da Usina adjacente a um complexo de energia solar. Utilizamos armadilhas fotográficas e amostragem por distância em transecções lineares para avaliar o efeito de fendas rochosas (i.e., abrigos), densidade vegetal, sazonalidade, abundância de predadores e impacto da usina fotovoltaica sobre a densidade e intensidade do uso do habitat por *K. rupestris*. Encontramos uma correlação positiva entre a presença de fendas rochosas e a intensidade de uso do habitat, sugerindo que essas estruturas funcionam como refúgio contra predadores e oferecem microhabitats mésicos em um ambiente semiárido. Em contrapartida, variáveis como densidade vegetal, sazonalidade e predação não apresentaram influência significativa, possivelmente em razão da plasticidade comportamental da espécie e à disponibilidade consistente de abrigos. A instalação da usina fotovoltaica também não influenciou o padrão de uso do habitat, provavelmente porque os afloramentos rochosos permaneceram preservados. Não foram observadas diferenças significativas na densidade populacional entre as áreas, com exceção da estação chuvosa no PEMS, quando houve redução na densidade populacional possivelmente relacionada a dinâmicas populacionais ou dispersão de indivíduos entre lajedos. Acreditamos que a conservação dos afloramentos rochosos seja crucial para a persistência da espécie, mesmo em paisagens modificadas. Nossos resultados também indicam uma possível resiliência de *K. rupestris* frente a pequenos distúrbios antrópicos, desde que seus microhabitats essenciais sejam preservados. Este estudo reforça a necessidade de integrar critérios ecológicos no planejamento de empreendimentos em áreas semiáridas e a urgência de aprofundar o conhecimento sobre os mecanismos que regulam a dinâmica populacional da espécie, especialmente em contextos de paisagens antropizadas.

Palavras-chave: ecologia populacional; caviidae; modelos de ocupação; empreendimentos fotovoltaicos; semiárido brasileiro.

Abstract

Species with restricted habitats tend to be more sensitive to environmental variations, as they often depend on specific conditions and resources to survive and reproduce. Some exhibit even more rigorous requirements, needing microecosystems composed of specific combinations of multiple factors, as is the case of the mocó, *Kerodon rupestris*. This herbivorous rodent species, endemic to the Caatinga, is highly specialized and adapted to rocky outcrops. In this study, we investigated the environmental factors that influence habitat use intensity by the species and assessed its population density in two areas of northern Minas Gerais: Mata Seca State Park (PEMS) and a Usina Rock Outcrop adjacent to a solar energy complex. We used camera traps and distance sampling along line transects to evaluate the effect of rock crevices (i.e., shelters), vegetation density, seasonality, predator abundance, and the impact of the photovoltaic plant on the density and habitat use intensity of *K. rupestris*. We found a positive correlation between the presence of rock crevices and habitat use intensity, suggesting that these structures function as refuges against predators and provide mesic microhabitats in a semiarid environment. Conversely, variables such as vegetation density, seasonality, and predation showed no significant influence, possibly due to the species' behavioral plasticity and the consistent availability of shelters. The installation of the photovoltaic plant also did not influence habitat use patterns, likely because rocky outcrops remained preserved. No significant differences in population density were observed between the areas, except during the rainy season in PEMS, when a reduction in population density occurred, possibly related to seasonal dynamics or the dispersal of individuals among rock formations. We believe that the conservation of rocky outcrops is crucial for the persistence of the species, even in modified landscapes. Our results also indicate a possible resilience of *K. rupestris* to small anthropogenic disturbances, as long as its essential microhabitats are preserved. This study reinforces the need to integrate ecological criteria into the planning of projects in semiarid areas and highlights the urgency of deepening knowledge about the mechanisms that regulate the species' population dynamics, especially in anthropized landscapes.

Keywords: population ecology; caviidae; occupancy models; photovoltaic developments; brazilian semiarid.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das áreas de estudo de densidade populacional e uso do habitat no norte de Minas Gerais, realizado entre julho/24 a março/25. Em vermelho está o Parque Estadual da Mata Seca e em verde o Habitat Crítico, com os respectivos limites.

Figura 2 – Áreas de estudo utilizadas para amostragem. (a) Lajedo da Usina, localizado no município de Janaúba (MG), inserido em área privada adjacente ao Complexo Solar Fotovoltaico e classificado como Habitat Crítico pela IFC. (b) Lajedo da Lua, situado no Parque Estadual da Mata Seca, município de Manga (MG).

Figura 3 - Esquema do método de ponto quadrante utilizado para estimar a densidade de vegetação. A partir de um ponto central (armadilha fotográfica), a área foi dividida em quatro quadrantes (Q1–Q4) e, em cada um deles, mensurada a distância da árvore mais próxima ao ponto central e o DAP.

Figura 4- Esquema de contabilização das fendas nos lajedos amostrados. A densidade de abrigos foi estimada pela contagem do número de fendas presentes em uma área de 5 × 5 m em cada um dos quatro quadrantes.

Figura 5 - Localização dos 24 sítios de armadilhas fotográficas nas duas áreas de amostragem para avaliar os fatores que influenciam a intensidade de uso do habitat pelo roedor *Kerodon rupestris* no Norte de Minas Gerais. Em vermelho está o Parque Estadual da Mata Seca e em verde o Habitat Crítico, com os respectivos lajedos amostrados imediatamente ao lado direito de cada uma delas.

Figura 6 - Probabilidade de detecção (\pm IC-95%) do roedor *Kerodon rupestris* nos lajedos do Norte de Minas Gerais em função da quantidade de fendas. Os valores da variável “quantidade de fendas” estão padronizados (z-score).

Figura 7- Densidade populacional do roedor *Kerodon rupestris* em duas áreas de amostragem no norte de Minas Gerais (Lajedo da Usina, em laranja; e PEMS, em azul) e em duas estações do ano, seca e chuvosa. As barras verticais representam os intervalos de confiança de 95% para as estimativas de cada densidade. * diferença estatística significativa.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Resultados das análises de densidade populacional de *Kerodon rupestris*, apresentando o modelo de detecção e o ajuste que melhor se adequaram aos dados, o truncamento aplicado e os intervalos de distância selecionados para cada área e estação. O truncamento corresponde a 5% das maiores distâncias, conforme recomendado por Buckland et al. (2015). O símbolo (-) indica que não houve necessidade de ajuste do intervalo de distância.

Tabela 2 - Resultados dos modelos construídos para avaliar a influência das variáveis sobre a probabilidade de detecção (p) do roedor *K. rupestris*. A variável “Vfendas” é a quantidade de fendas, “Vestação” é a estação do ano (seca ou chuvosa), “Vpredadores” é a quantidade de registros de predadores, “Vlocal” é o local da amostragem (PEMS ou Lajedo da Usina), “Vdens_vegetação” é a densidade de árvores por m^2 e “Vlocal*Vestagio_usina” avaliou o impacto do estágio de implantação da usina.

Tabela 3 - Comprimento percorrido nos transectos lineares (em metros) e número de observações na análise de densidade populacional do roedor *Kerodon rupestris* em cada área (Parque Estadual da Mata Seca-PEMS e Lajedo da Usina) e estação sazonal (seca e chuvosa).

Tabela 4 – Resultados do Coeficiente de variação (CV), teste de ajuste do modelo (GOF chi-p) e estimativa do fator de superdispersão (\hat{c}) para os modelos das estimativas de densidade populacional do roedor *Kerodon rupestris* em duas áreas (Parque Estadual da Mata Seca – PEMS e Lajedo da Usina) durante as estações seca e chuvosa.

SUMÁRIO

Introdução	11
Métodos	14
Área de estudo.....	14
Coleta de dados.....	16
Análises estatísticas.....	20
Resultados	23
Discussão	26
Referência	32
Anexos	39

1. Introdução

A biosfera é composta por paisagens naturalmente heterogêneas, formando um mosaico de múltiplos habitats que oferecem diferentes condições ambientais e recursos, influenciando a distribuição e a coexistência das espécies no espaço (Shmida & Wilson, 1985; Mauritzen et al., 1999; Sanderson et al., 2002). Cada espécie possui exigências ecológicas específicas para sua reprodução e sobrevivência, ocupando um espaço multidimensional denominado nicho (Hutchinson 1957). Assim, por meio de processos evolutivos e ecológicos, a composição de espécies entre comunidades pode variar, refletindo diferentes graus de especialização em relação ao habitat (Harmon et al. 2005; Jankowski et al., 2009).

Espécies especialistas dependem fortemente de fatores biológicos e ambientais bastante específicos, o que as torna geralmente restritas a determinados tipos de habitat (Harmon et al., 2005; Macey et al., 2016; Liu et al., 2024). As condições ambientais desempenham um papel determinante na utilização do ambiente por espécies de habitat restrito, influenciando diretamente sua presença, densidade e distribuição espacial (Hutchinson, 1957; Enstam & Isbell, 2004; Jackson et al., 2008; Jankowski et al., 2009). Frequentemente, essas espécies dependem de condições ambientais específicas, como temperatura, disponibilidade hídrica e composição do solo, que moldam suas estratégias de ocupação e permanência no habitat, bem como suas adaptações morfológicas e fisiológicas (Doonan & Slade, 1995; Bozinovic et al., 2007; Rosa, 2007; Jackson et al., 2008; Marquard et al., 2011; Zylstra et al., 2019; Rocha et al., 2021; Riddell et al., 2022; Semel et al., 2022). Espécies de roedores de zonas áridas, por exemplo, desenvolveram adaptações fisiológicas que incluem a redução da excreção de água na urina (Bozinovic et al., 2007; Rocha et al., 2021) e o consumo de alimentos ricos em água (Streilein, 1982a), estratégias que minimizam a perda hídrica e otimizam a ingestão de água, especialmente em períodos de escassez hídrica.

A sazonalidade também modula fortemente o uso do habitat, especialmente em ecossistemas com variações climáticas marcantes, onde a disponibilidade de recursos como alimento, água e abrigos oscila significativamente (Guo et al., 2018; Shute et al., 2021; Scherrer et al., 2016; Mallott et al., 2022). Para lidar com essas flutuações, as espécies adotam estratégias como a mudança no uso do habitat (Shute et al., 2021), a plasticidade alimentar (Aleksiuk, 1970), o deslocamento em busca de recursos (Guo et al., 2018) e a alteração no período de atividade (Reynolds & Gorman, 1994). Portanto, além de determinar a presença das espécies de habitat restrito, as condições ambientais moldam suas estratégias fisiológicas e comportamentais, desempenhando papel central em sua adaptação a cenários desafiadores.

Interações ecológicas, como predação, também podem influenciar o uso do habitat (Heithaus & Dill, 2002; McLoughlin et al., 2005; Kohl et al., 2019). Essa influência pode ser mais relevante para espécies de habitats restritos, devido à sua dependência de ambientes específicos e à menor capacidade de dispersão, tornando-as mais vulneráveis à ação de predadores (Halpin, 2000). A pressão predatória pode resultar na seleção de estratégias antipredação, como segregação no período de atividade (Relyea, 2001), mudança do espaço de forrageamento (Heithaus & Dill, 2006), uso de abrigos naturais (Mares, 1997) e desenvolvimento de sistemas de alerta (Dias et al., 2018). Assim, a predação não apenas regula as populações de presas, mas também influencia significativamente o comportamento e a distribuição dos indivíduos, moldando padrões de ocupação do habitat pela espécie.

Algumas espécies apresentam exigências ainda mais rigorosas, necessitando de microecossistemas com combinações complexas de diversos fatores, como é o caso do roedor *Kerodon rupestris* (Wied-Neuwied, 1820), popularmente conhecido como mocó. *K. rupestris* é um exemplo de espécie altamente especializada e adaptada a habitats restritos. Endêmico da Caatinga, esse roedor herbívoro da família Caviidae ocupa exclusivamente afloramentos rochosos, apresentando adaptações morfológicas que favorecem sua locomoção em superfícies rochosas, como pelos curtos, ausência de cauda, orelhas reduzidas e patas traseiras com epiderme espessa, semelhante a couro (Streilein, 1982c; Mares & Lacher, 1987, Oliveira & Bonvicino, 2011). Essa espécie é inclusive comparada com espécies insulares, principalmente pelo fato de serem restritas aos afloramentos (Conceição & Bocchiglieri, 2021a).

Além dessas adaptações, *K. rupestris* exibe comportamento escansorial, sendo capaz de escalar árvores para acessar folhas mais altas, o que lhe permite manter uma dieta predominantemente folívora mesmo em períodos de seca (Lacher et al., 1982; Mares & Lacher, 1987; Willig & Lacher, 1991; Conceição & Bocchiglieri, 2021a). Sua alimentação inclui folhas, cascas de árvores, flores e cactos, garantindo sua sobrevivência em períodos de escassez de recursos vegetais (Lacher et al., 1982; Mares & Lacher, 1987; Conceição & Bocchiglieri, 2021b). A espécie enfrenta diversas ameaças, incluindo a caça intensiva na região da Caatinga e a perda de habitat devido a atividade antrópica (Mares et al., 1981; Alves et al., 2009; Bonvicino et al., 2018), como a construção de usinas fotovoltaicas. Essas pressões têm levado a um declínio populacional significativo (Percequillo et al., 2021), evidenciado por sua categorização como vulnerável na Lista Vermelha do MMA (2022) (Bonvicino et al., 2018), entretanto em nova atualização sua classificação está em Menos Preocupante (Percequillo et al., 2021). Apesar da relevância ecológica da espécie, desempenhando o papel de herbívoro, com influência direta sobre a estrutura e a regeneração da vegetação, além de constituir recurso alimentar fundamental para diferentes

predadores nativos, ainda são escassas as pesquisas que investigam a influência de variáveis ambientais e antrópicas sobre a densidade populacional e padrões de uso do ambiente, o que evidencia a necessidade de novas pesquisas para preencher lacunas no conhecimento e orientar medidas de manejo e conservação.

Na última década, as áreas da Caatinga e transição Caatinga e Cerrado têm sido alvo crescente da implantação de usinas de energia renovável, como as fotovoltaicas e eólicas, devido à sua alta incidência solar e disponibilidade de áreas planas. (Barbosa et al., 2015; Neri et al., 2019; Ferreira et al., 2024). Embora representem alternativas importantes para a transição energética, esses empreendimentos têm causado impactos negativos sobre o ambiente natural, sobretudo pela supressão da vegetação nativa e fragmentação de habitats (Barbosa et al., 2015; Niebuhr et al., 2022; Li et al., 2025). A conversão de grandes extensões de vegetação nativa em áreas ocupadas por placas solares e infraestruturas associadas pode comprometer a disponibilidade de recursos, corredores ecológicos e abrigos para espécies endêmicas, como o *Kerodon rupestris*.

Diante da escassez de estudos ecológicos sobre *K. rupestris*, especialmente em áreas sujeitas a pressões antrópicas recentes, realizamos esse trabalho em duas localidades no norte de Minas Gerais: uma situada dentro do Parque Estadual da Mata Seca (PEMS) e outra localizada na zona de influência de uma usina fotovoltaica em processo de instalação, denominada de Lajedo da Usina. Nosso objetivo foi avaliar como a densidade da vegetação, a abundância de abrigos, a sazonalidade, a abundância de predadores e o impacto temporal da usina podem afetar a intensidade de uso do habitat pelo *Kerodon rupestris*. Além disso, investigamos se a implantação da usina fotovoltaica e a sazonalidade impactaram a densidade populacional da espécie.

Diante de todos esses fatores, esperávamos que a intensidade de uso do habitat por *K. rupestris* fosse maior em localidades com maior densidade de vegetação, uma vez que as folhas constituem sua principal fonte alimentar (Conceição & Bocchiglieri, 2021b). Por outro lado, esperávamos uma maior intensidade de uso dos habitats por *K. rupestris* durante a estação seca, já que a escassez de recursos (folhas e água) pode aumentar o deslocamento da espécie, com os indivíduos explorando uma área mais ampla em busca de recursos, aumentando, portanto, a probabilidade de detecção pelas armadilhas fotográficas (Nimer, 1972; Andrade, 1981; IBGE, 2012). Também esperávamos uma relação positiva entre a disponibilidade de fendas rochosas e a intensidade de uso do habitat por *K. rupestris*, já que essas estruturas funcionam como abrigos para a espécie (Lacher, 1981; Dunnum, 2015). Outro fator determinante para o uso do habitat é a presença de predadores, esperávamos uma menor intensidade de uso do habitat por *K. rupestris* em localidades com mais registros de predadores, como a onça-parda (*Puma concolor* (Linnaeus, 1771)), a jaguatirica (*Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758)) e o jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi* (Geoffroy,

1803)) (Dias et al., 2018). Além dos fatores ambientais, esperávamos uma menor intensidade de uso do habitat por *K. rupestris* nas fases iniciais da construção da usina fotovoltaica, devido ao aumento da movimentação de pessoas e máquinas (Farias et al., 2020; Lafitte et al., 2023).

Além disso, esperávamos uma maior densidade de *K. rupestris* no PEMS, que é uma área preservada e com menor interferência humana quando comparado com o Lajedo da Usina, onde a proximidade de estradas e o acesso facilitado podem impactar negativamente a população da espécie, por meio de atropelamentos e caça. Do mesmo modo, esperávamos uma maior densidade de indivíduos no período chuvoso, quando a disponibilidade de recursos é maior e as temperaturas são mais atenuadas, favorecendo a reprodução, e, conseqüentemente, facilitando o cuidado parental (Rubensam et al., 2015).

Compreender como fatores ambientais e pressões antrópicas influenciam o uso do ambiente e a densidade populacional de *Kerodon rupestris* é fundamental para subsidiar estratégias de conservação voltadas a espécies endêmicas de ambientes restritos. Ao integrar análises ecológicas em áreas preservadas e em zonas sob influência de empreendimentos de energia renovável, este estudo contribui para o conhecimento sobre a ecologia da espécie e oferece subsídios técnicos para o manejo e a mitigação de impactos em ecossistemas da Caatinga.

2. Métodos

2.1. Área de estudo

Realizamos as coletas em duas áreas de Mata Seca, em zona de transição Cerrado e Caatinga, no norte de Minas Gerais: o Parque Estadual da Mata Seca (PEMS) e o Lajedo da Usina, localizado em propriedade privada adjacente ao Complexo Solar Fotovoltaico. Este último está inserido em uma área classificada como Habitat Crítico, conforme critérios estabelecidos pela International Finance Corporation (IFC), em razão da ocorrência de uma espécie endêmica, o *Kerodon rupestris* (Ramboll, 2023)(Figura 1). O PEMS, situado no município de Manga/MG, abrange 15.360,07 hectares e apresenta fitofisionomias características da região, como a Floresta Estacional Decidual sobre solos planos e ricos em nutrientes e em afloramentos rochosos (IEF, 2025), com a vegetação perdendo 90 a 95% das suas folhas durante a estação seca (Pezzini et al., 2014). O clima é semiárido, com precipitação média anual de aproximadamente 807 mm (IEF, 2025), conforme medições realizadas na cidade de Manga/MG. O Lajedo da Usina, localizado em Janaúba/MG, possui uma área de 60 hectares e é caracterizado pela Floresta Decidual, especificamente Mata Seca Calcária, com precipitação média anual de 650 mm (Guimarães et al., 2010; Ramboll, 2023).

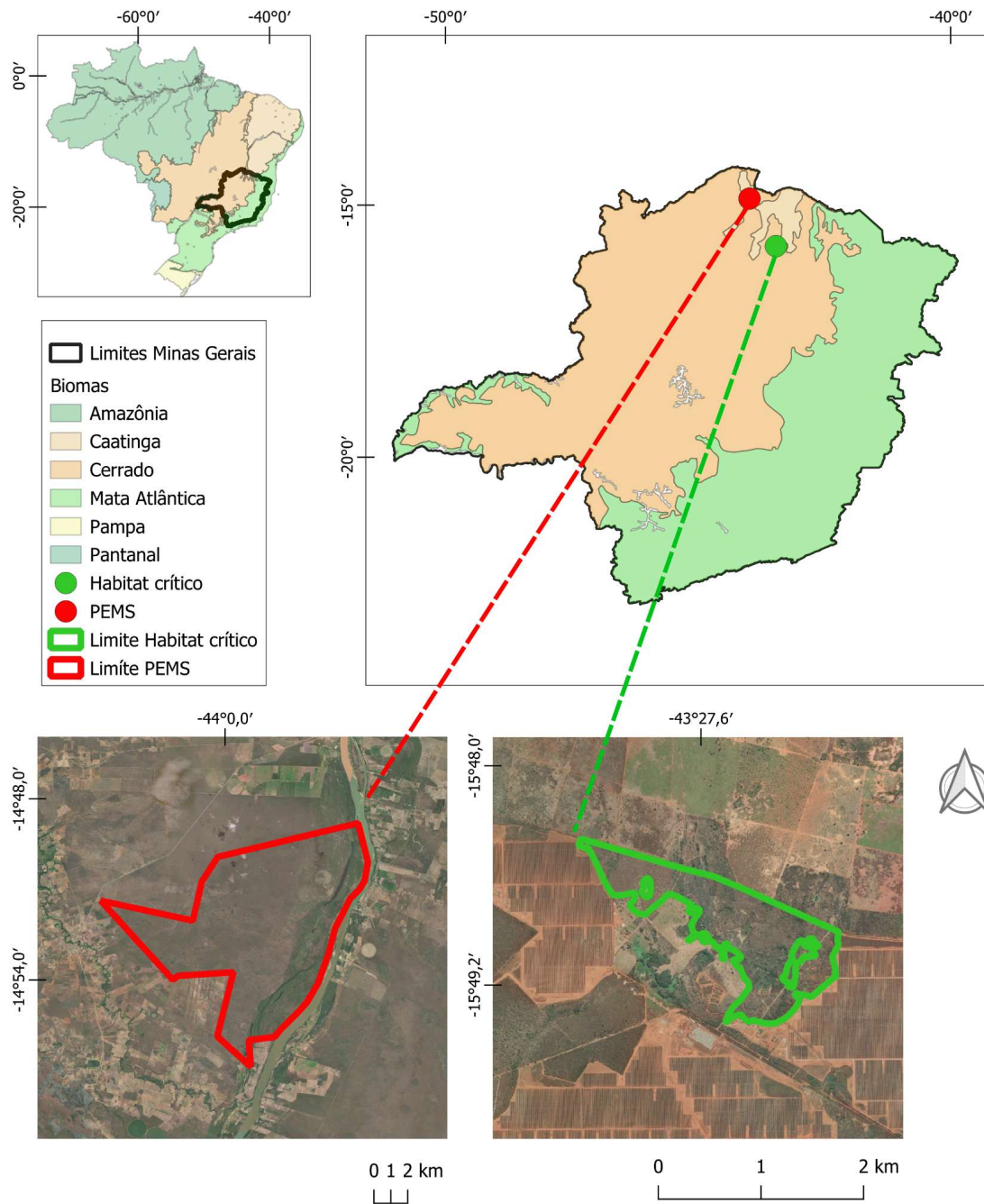


Figura 1 - Localização das áreas de estudo de densidade populacional e uso do habitat no norte de Minas Gerais, realizado entre julho/24 a março/25. Em vermelho está o Parque Estadual da Mata Seca e em verde o Habitat Crítico, com os respectivos limites.

As localidades analisadas apresentam afloramentos rochosos, conhecidos popularmente como lajedos, típicos do relevo cárstico da região (Figura 2) (Mares & Lacher, 1987). O relevo é irregular, com formações de pequenas depressões e fissuras que, durante o período chuvoso, direcionam o escoamento da água, originando pequenos cursos d'água

efêmeros (Madeira et al., 2009; Leal et al., 2003; Ramboll, 2023). Nos lajedos, predomina a vegetação xerófila, composta principalmente por espécies das famílias Cactaceae, Bromeliaceae e Velloziaceae (Ramboll, 2023; Leal et al., 2003). A estrutura vegetal apresenta uma fisionomia aberta, com predominância de vegetação rasteira e distribuição esparsa de arbustos e árvores (Ramboll, 2023; Leal et al., 2003).

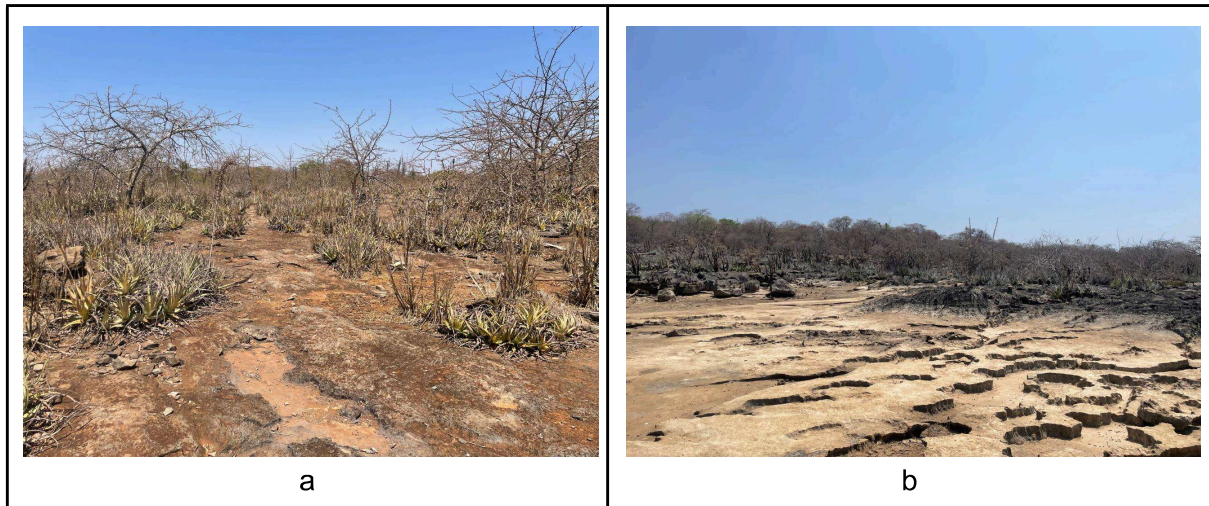


Figura 2 – Áreas de estudo utilizadas para amostragem. (a) Lajedo da Usina, localizado no município de Janaúba (MG), inserido em área privada adjacente ao Complexo Solar Fotovoltaico e classificado como Habitat Crítico pela IFC. (b) Lajedo da Lua, situado no Parque Estadual da Mata Seca, município de Manga (MG).

2.2. Coleta de dados

Para investigar o uso do habitat, foram aleatorizados 24 sítios de amostragem, sendo 12 em cada área e com um espaçamento mínimo de 150 metros entre si. Em cada sítio instalamos uma armadilha (câmeras) fotográfica (Bushnell L20 Low-Glow 20mp). No PEMS, realizamos as coletas nos lajedos da Lua (9,64 ha) e do Lapiá (1,58 ha), enquanto no Lajedo da usina as amostragens ocorreram em um único lajedado de 13,2 ha, abrangendo todos os pontos de amostragem, apenas quatro pontos ficaram fora dos limites do Habitat Crítico, em função da metodologia adotada para a delimitação da área. (Figura 5). Definimos o espaçamento mínimo de 150 m entre os sítios de modo a cobrir ao máximo as áreas dos lajedos, evitando sobreposição excessiva entre os cones de detecção das câmeras. As câmeras foram instaladas a aproximadamente 30 cm do solo e direcionadas para os afloramentos rochosos, configuradas para capturar uma foto a cada 30 segundos. Permaneceram em campo de julho/2024 a março/2025, com vistorias realizadas em regime mensal alternado (mês sim, mês não).

Para explorar a influência dos predadores na intensidade de uso do habitat por *K. rupestris*, registramos o número de predadores fotografados em cada local de armadilha fotográfica por dia. Em caso de registros da mesma espécie, consideramos como diferentes

aqueles obtidos em intervalo mínimo de uma hora em uma mesma câmera. Neste estudo, computamos apenas mamíferos de médio e grande porte carnívoros/onívoros como predadores, devido à limitação do método em detectar outros tipos de predadores, como as aves de rapina e as serpentes (Quintela et al., 2014; Dias et al., 2018; Dias et al., 2019; Grotta-Neto et al., 2021; de Mendonça et al., 2023; Queirós et al., 2024). Os predadores considerados para o estudo foram: *Leopardus pardalis*, *Puma concolor*, *Leopardus tigrinus*, *Eira barbara*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Galictis cuja*, *Cerdocyon thous* e *Procyon cancrivorus*.

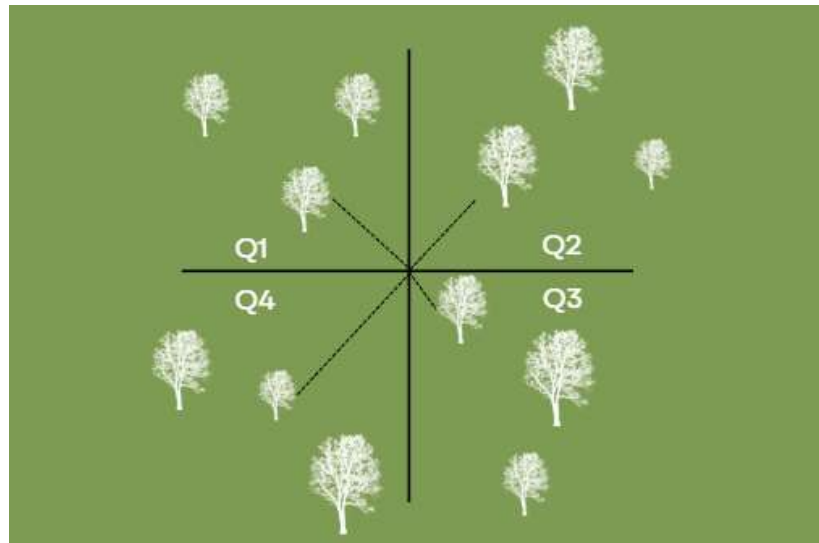


Figura 3 - Esquema do método de ponto quadrante utilizado para estimar a densidade de vegetação. A partir de um ponto central (armadilha fotográfica), a área foi dividida em quatro quadrantes (Q1–Q4) e, em cada um deles, mensurada a distância da árvore mais próxima ao ponto central e o DAP.

Para verificar a influência de abrigos e da vegetação sobre a intensidade de uso do habitat por *K. rupestris*, realizamos a caracterização do ambiente ao redor de cada sítio de armadilha, mensurando a densidade de vegetação e quantidade de fendas. Medimos a densidade de vegetação por meio do método de ponto quadrante, que consiste em estabelecer um ponto central (neste caso, a armadilha fotográfica), dividi-lo em quatro quadrantes e medir, por meio de uma trena, a distância da árvore mais próxima em cada quadrante (Figura 3). Consideramos indivíduos com DAP ≥ 10 cm e, quando havia ramificações, anotamos o DAP de todos os ramos. Em seguida, calculamos a densidade de vegetação através da equação $D = \frac{1}{dm^2}$, onde D é a densidade de vegetação por unidade de área, sendo indivíduos de árvores/m², e dm é a distância média da planta mais próxima de cada quadrante ao ponto central (Cottam & Curtis, 1956; Freitas & Magalhães, 2012; Mitchell, 2023). Estimamos a densidade de abrigo em cada ponto de amostragem pela contagem do número de fendas em uma área de 5 x 5m em cada um dos quatro

quadrantes, considerando apenas aquelas fendas com abertura suficiente para permitir a entrada e locomoção do *Kerodon rupestris* (Figura 4).

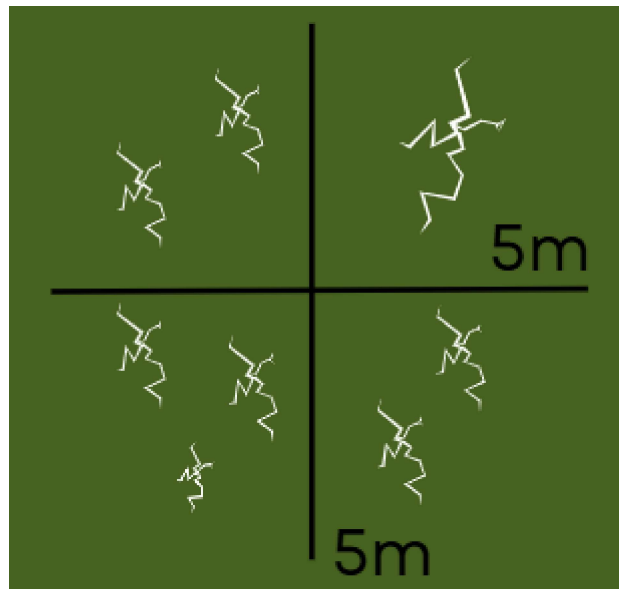


Figura 4- Esquema de contabilização das fendas nos lajedos amostrados. A densidade de abrigos foi estimada pela contagem do número de fendas presentes em uma área de 5×5 m em cada um dos quatro quadrantes.

Para investigar o impacto da usina sobre a intensidade de uso do habitat pelo *K. rupestris* ao longo do tempo, utilizamos o período de amostragem, iniciado em julho de 2024 e encerrado em março de 2025, como indicador da evolução da implantação do empreendimento. Em julho, a usina encontrava-se nas fases iniciais de construção, com intensa movimentação de pessoas e máquinas para a instalação dos painéis fotovoltaicos. Com o avanço das amostragens, ocorreu uma redução gradual nessa movimentação. Em março de 2025, a implantação da usina já se encontrava praticamente concluída.

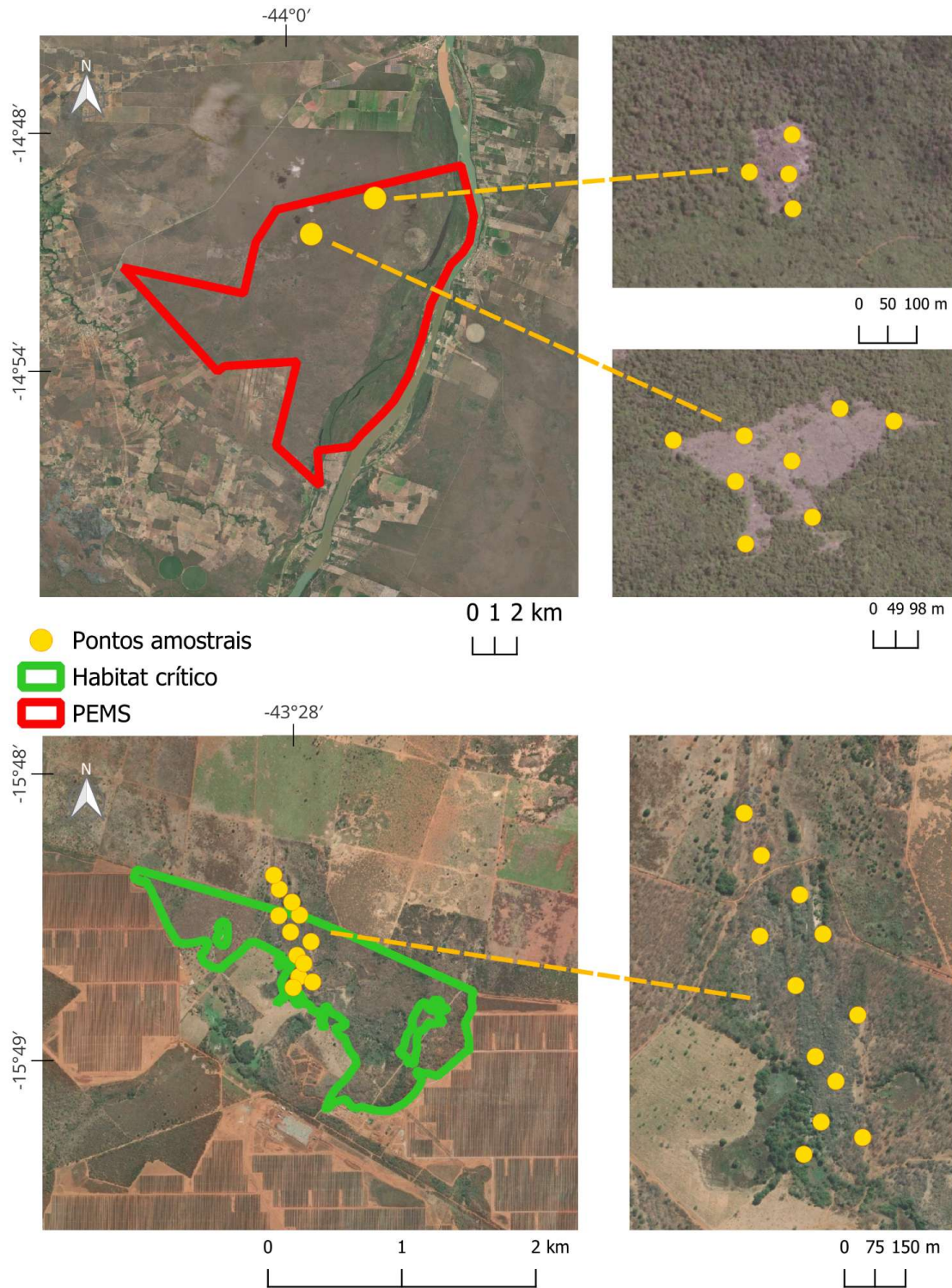


Figura 5 - Localização dos 24 sítios de armadilhas fotográficas nas duas áreas de amostragem para avaliar os fatores que influenciam a intensidade de uso do habitat pelo roedor *Kerodon rupestris* no Norte de Minas Gerais. Em vermelho está o Parque Estadual da Mata Seca e em verde o Habitat Crítico, com os respectivos lajedos amostrados imediatamente ao lado direito de cada uma delas.

Estimamos a densidade populacional de *K. rupestris* por meio do método de amostragem por distância, utilizando transecções lineares (Buckland et al., 1993; 2001;

2015). As amostragens ocorreram entre agosto de 2024 e março de 2025. Durante esse período, realizamos quatro campanhas, sendo duas na estação seca (agosto e outubro/24) e duas na estação chuvosa (dezembro/24 e março/25) (WeatherSpark, 2025). No total, percorremos a pé 128 transecções lineares, distribuídas em 16 transecções por área em cada campanha, sendo contínuas e independentes, com extensão variando entre 97 e 200 metros. Determinamos o trajeto de cada transecção com o auxílio de um GPS, tendo como ponto de partida o local de instalação da armadilha fotográfica. Para cada transecto amostrado, sorteamos a direção entre 0 e 360 graus, com intervalos de 15 graus, evitando viés na seleção dos percursos. Quando a direção apontava para áreas de mata, o sentido do transecto era invertido em 180 graus, uma vez que o foco do estudo era a amostragem em afloramentos rochosos.

Durante as caminhadas registramos informações ambientais, incluindo horário de início e término, ângulo da trilha. Em cada avistamento de *K. rupestris*, anotamos horário, distância radial (r) entre observador e animal, ângulo de observação (θ), ou distância perpendicular (x) em relação à trilha e número de indivíduos. Realizamos as medições das distâncias r e x com um medidor a laser Rangefinder ARTBULL (LS-650), enquanto o ângulo θ foi obtido com uma bússola. Posicionamos as transecções nos lajedos em que a ocorrência da espécie foi previamente identificada (Mares et al., 1981; Streilein, 1982a,c; Dunnum, 2015; Ramboll, 2023). Para evitar viés na amostragem (i.e., contar o mesmo indivíduo na mesma campanha), percorremos cada transecção uma única vez por campanha, em um único período do dia, sendo realizado pela manhã (08:00–10:00 h) ou no final da tarde (16:00–18:00 h).

2.3. Análises estatísticas

Para avaliar a variação na intensidade de uso do habitat pelo mocó nos lajedos realizamos uma análise de ocupação de uma única estação (single season), que permite estimar a probabilidade de detecção (p) e a probabilidade de ocupação (Ψ), considerando as variáveis de interesse (MacKenzie et al., 2002). A probabilidade de ocupação é a probabilidade de um sítio amostral (i.e., no nosso caso, o ponto de armadilha fotográfica) estar ocupado pela espécie. Como a espécie estava presente em $\sim 95\%$ dos sítios amostrados durante a estação seca e chuvosa, não modelamos Ψ em função das variáveis preditoras, pois nossa força de inferência seria baixa uma vez que houve pouca variação na taxa de ocupação. Já a probabilidade de detecção (p) é a probabilidade de detectar a espécie em uma ocasião de amostragem t de um sítio amostral i , dado que o sítio está ocupado (MacKenzie et al., 2002). A probabilidade de detecção pode variar tanto em função de fatores metodológicos (e.g., esforço amostral distinto, falha no equipamento, etc), quanto em função de variáveis ambientais que aumentam a frequência (ou intensidade) de uso das

localidades pela espécie e, portanto, aumentam as chances de detecção (Massara et al., 2018; Dias et al., 2019). No presente estudo, consideramos a probabilidade de detecção como uma medida da frequência ou intensidade de uso do habitat pela espécie quando as variáveis preditoras não eram de cunho metodológico. Para cada sítio amostral, registramos se a armadilha fotográfica detectou (1) ou não (0) a presença do animal em cada uma das 14 ocasiões de amostragem, constituída por um agrupamento de nove dias consecutivos de amostragem em cada estação amostral.

Posteriormente, para modelar a probabilidade de detecção mantivemos Ψ somente com a estrutura do intercepto e construímos estruturas de modelo para p variando de acordo com: a área de amostragem (variável categórica; Lajedo da Usina *versus* PEMS), a estação do ano (variável categórica; seca *versus* chuvosa), a densidade da vegetação (variável contínua; número de árvores por m² em cada sítio), a abundância de abrigos (variável contínua; i.e; quantidade de fendas ao redor das armadilhas de cada sítio), o estágio de implantação da usina (variável contínua; i.e., uma tendência temporal decrescente, sendo 1 para a primeira ocasião de amostragem e 28 para a última, seguindo a cronologia das campanhas de campo e os estágios de implantação da usina) e o número de registros de predadores em cada ocasião de amostragem de cada sítio (variável contínua). Além disso, para avaliar possíveis vieses metodológicos, incluímos o número de dias de funcionamento das armadilhas fotográficas em cada ocasião de amostragem como variável preditora de p (variável contínua), a fim de verificar se variações no esforço amostral entre câmeras – decorrentes de falhas, mau funcionamento ou roubo - poderiam influenciar a probabilidade de detecção de *K. ruprestris*.

Conduzimos as análises no software R (R Core Team, 2024), com o uso dos pacotes *unmarked* (Kellner et al., 2023), *AICcmodavg* (Mazerolle, 2023) e *ggplot2* (Wickham, 2025). Para verificar uma possível falta de independência (i.e., sobredispersão; $c\text{-hat} > 1$; $p < 0,05$) entre os sítios, utilizamos a estrutura de modelo mais parametrizado no teste de aderência (goodness-of-fit) (MacKenzie & Bailey, 2004). Além disso, todas as variáveis preditoras foram padronizadas (i.e., z-score) antes de serem incluídas nas análises, sendo utilizada a equação $Z = \frac{X_i - \bar{X}}{s}$: onde Z é a variável padronizada, X_i é o i -ésimo valor da variável original; \bar{X} é a média das variáveis originais e s é o desvio padrão das variáveis originais. Essa padronização das variáveis permitiu transformá-las na mesma ordem de grandeza de modo que pudessem ser comparadas entre modelos. Ademais, comparamos os modelos com base no Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc), sendo considerados mais explicativos aqueles com $\Delta\text{AICc} \leq 2$ (Burnham & Anderson, 2002).

Para a estimativa de densidade populacional utilizamos a abordagem de *Distance Sampling* (Buckland et al., 2015), através do software *Distance 7.5*, com o mecanismo de

análise de amostragem por distância convencional (CDS). Assim, inserimos no programa os dados de avistamento do *K. rupestris* obtidos das transecções lineares realizadas nas duas áreas amostradas. Quando necessário, a distância perpendicular (x) do animal para o transecto foi então calculada com base no ângulo de avistamento (θ) e a distância de avistamento (r). O cálculo da densidade baseia-se nas distâncias perpendiculares (x) dos indivíduos detectados em relação ao transecto, no número total de detecções (n) e no comprimento total percorrido nos transectos (L). A partir dessas distâncias, modela-se a função de detecção $g(x)$, que descreve a probabilidade de detectar um indivíduo dado que ele se encontra a uma distância x da linha transecta (Anexo 1) (Buckland et al., 1993; 2015). Essa função é essencial para estimar a proporção dos indivíduos presentes na área amostrada que foram efetivamente detectados (\hat{P}_a), a qual é incorporada ao cálculo da densidade, permitindo corrigir as estimativas de densidade. Dessa forma, é possível compensar os indivíduos que estavam presentes, mas não foram detectados, assim corrigindo a detecção e auxiliando para produzir estimativas robustas e confiáveis de densidade (Buckland et al., 1993; 2015).

Com o intuito de identificar a função de detecção que melhor se ajusta aos dados observados, no Programa Distance realizamos a combinação dos modelos (“Uniform”, “Half-normal” e “Hazard-rate”), com os ajustes (cosine, simple polynomial e hermite polynomial), além da escolha de distâncias de truncamento de 5% das maiores distâncias, conforme recomendado por Buckland et al. (2015), e quando necessário, ajustamos os intervalos de distância, definindo o agrupamento de distância presente no gráfico de detecção (Tabela 1). Não consideramos o ajuste “Negative exponencial”, por não se ajustar corretamente aos dados, segundo recomendações de Buckland et al. (2015). Em determinados conjuntos de dados, apenas o truncamento das distâncias foi suficiente para obter um ajuste adequado da função de detecção, não sendo necessária a estratificação dos dados em intervalos de distância. Para avaliação do melhor modelo, utilizamos o AICc, o teste de aderência (GOF) ($\chi^2 / df > 0,05$), o $c\text{-hat}$ ($\chi^2 / df \sim 1$) e a análise visual do QQ-plot (pontos próximos à linha 1:1). Ademais, utilizamos o CV < 30 (Coeficiente de variação) para avaliar a precisão das estimativas de densidade (Thomas et al., 2010; Buckland et al., 2015). Além disso, consideramos como sendo parcimonioso todos os modelos que apresentaram o $\Delta AICc \leq 2$ (Burnham & Anderson, 2002). Em todas as análises, mais de um modelo foi considerado parcimonioso (i.e., mais de um modelo com $\Delta AICc \leq 2$). Diante disso, usamos a estratégia do *bootstrap* em todas as análises para obter estimativas médias finais únicas dos parâmetros: densidade populacional, taxa de encontro, probabilidade de detecção, coeficiente de variação e largura efetiva da faixa (ESW). Esta última corresponde à distância a partir da linha do transecto dentro da qual se assume que todos os animais são detectados

com certeza. Analisamos densidade separadamente por estação do ano em ambas as localidades.

Tabela 1 - Resultados das análises de densidade populacional de *Kerodon rupestris*, apresentando o modelo de detecção e o ajuste que melhor se adequaram aos dados, o truncamento aplicado e os intervalos de distância selecionados para cada área e estação. O truncamento corresponde a 5% das maiores distâncias, conforme recomendado por Buckland et al. (2015). O símbolo (-) indica que não houve necessidade de ajuste do intervalo de distância.

Local	Estação	Modelo	Ajuste	Truncamento	Intervalo de distância
PEMS	Seca	Half-normal	cosseno	5%	-
PEMS	Chuvosa	Uniforme	cosseno	5%	10
Lajedo da Usina	Seca	Hazard-rate	polinomial simples	5%	10
Lajedo da Usina	Chuvosa	Half-normal	cosseno	5%	-

3. Resultados

Com um esforço amostral de 4.376 armadilhas fotográficas*dia, obtivemos 2.263 registros de *K. rupestris* no PEMS e 5.105 registros no Lajedo da Usina, os registros incluem indivíduos solitários e agrupados. Para os predadores, encontramos 346 registros para o PEMS e 306 para o Lajedo da Usina, representando seis espécies de mamíferos da ordem Carnívora, sendo *Leopardus pardalis* (304 registros) e *Herpailurus yagouaroundi* (40 registros) as mais abundantes. A caracterização estrutural do habitat indicou que o PEMS (90 fendas) apresenta maior número de abrigos disponíveis quando comparado ao Lajedo da Usina (71 fendas). Já em relação à densidade média de árvores, ambos os locais apresentaram valores semelhantes, com aproximadamente 0,06 árvores por metro quadrado. Os dados segundo o teste de aderência (goodness of fit) não apresentam sobredispersão ($P=0,10$; $c\text{-hat}=1,39$). O modelo que incluiu a presença de fendas rochosas como covariável de detecção foi o único modelo plausível e, portanto, o mais parcimonioso (Tabela 2). Esse modelo indicou uma forte relação positiva entre a quantidade de fendas e a intensidade de uso do habitat por *K. rupestris* (Figura 6).

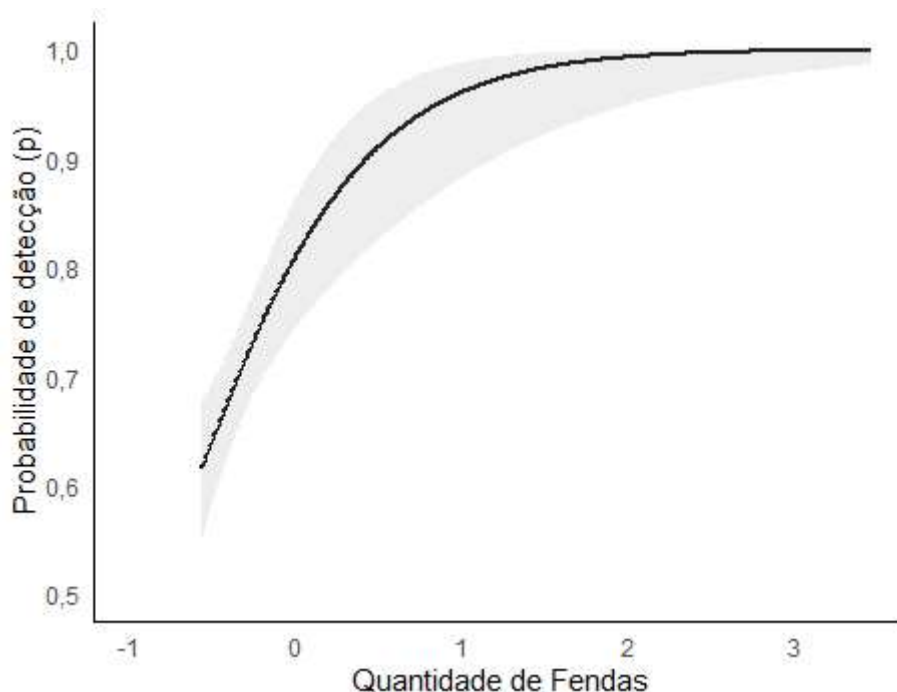


Figura 6 - Probabilidade de detecção (\pm IC-95%) do roedor *Kerodon rupestris* nos lajedos do Norte de Minas Gerais em função da quantidade de fendas. Os valores da variável “quantidade de fendas” estão padronizados (z-score).

Tabela 2 - Resultados dos modelos construídos para avaliar a influência das variáveis sobre a probabilidade de detecção (p) do roedor *K. rupestris*. A variável “Vfendas” é a quantidade de fendas, “Vestação” é a estação do ano (seca ou chuvosa), “Vpredadores” é a quantidade de registros de predadores, “Vlocal” é o local da amostragem (PEMS ou Lajedo da Usina), “Vdens_vegetação” é a densidade de árvores por m^2 e “Vlocal*Vestagio_usina” avaliou o impacto do estágio de implantação da usina.

Modelo	N° parâmetros	AIC	Δ AICc	AICwt
psi(.)p(Vfendas)	3	515,07	0,00	1,00
psi(.)p(Vlocal*Vestagio_usina)	5	526,53	11,47	0,00
psi(.)p(Vestacao)	3	535,27	20,20	0,00
psi(.)p(Vpredadores)	3	555,40	40,33	0,00
psi(.)p(Voperacao)	3	560,95	45,88	0,00
psi(.)p(.)	2	564,76	49,69	0,00
psi(.)p(Vdens_vegetação)	3	565,95	50,88	0,00

Para a estimativa de densidade populacional, realizamos um esforço amostral total de 20.996 metros percorridos em 128 transectos, nos quais foram obtidas 301 observações de *K. rupestris* (Tabela 3).

Tabela 3 - Comprimento percorrido nos transectos lineares (em metros) e número de observações na análise de densidade populacional do roedor *Kerodon rupestris* em cada área (Parque Estadual da Mata Seca-PEMS e Lajedo da Usina) e estação sazonal (seca e chuvosa).

Área	Transecto (m)	Observações
PEMS (seca)	5.570	78
PEMS (chuvosa)	4.855	47
Lajedo da Usina (seca)	5.555	106
Lajedo da Usina (chuvosa)	5.016	70

Na estação seca do PEMS, a densidade estimada foi de 6,9 indivíduos/ha (IC-95% = 3,60 - 11,89), com ESW (largura efetiva da faixa) de 13,09 m, probabilidade de detecção de 0,08 e taxa de encontro de 0,014 indivíduos/m. Na estação chuvosa, a densidade estimada foi de 3,16 indivíduos/ha (IC-95% = 1,52 - 5,00), com ESW de 14,26 m, probabilidade de detecção de 0,07 e taxa de encontro de 0,009 indivíduos/m.

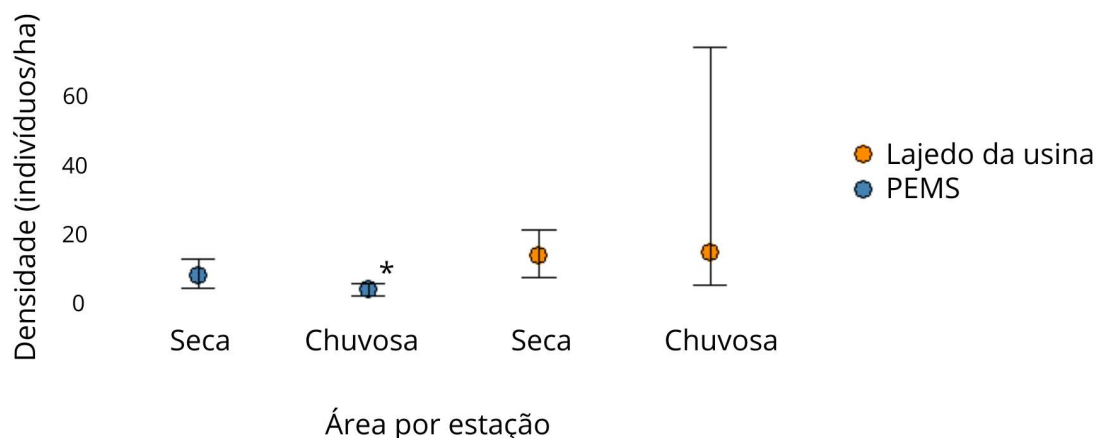
Na estação seca do Lajedo da Usina, a densidade estimada foi de 12,75 indivíduos/ha (IC-95% = 6,78 - 20,63), com ESW de 9,77 m, probabilidade de detecção de 0,10 e taxa de encontro de 0,019 indivíduos/m. Na estação chuvosa, a densidade estimada foi de 13,89 indivíduos/ha (IC-95% = 4,30 - 72,92), com ESW de 10,44 m, probabilidade de detecção de 0,19 e taxa de encontro de 0,014 indivíduos/m.

Os resultados do Coeficiente de Variação, GOF chi-p e c-hat dos melhores modelos das análises de densidade populacional para cada área e estação estão na Tabela 4.

Tabela 4 – Resultados do Coeficiente de variação (CV), teste de ajuste do modelo (GOF chi-p) e estimativa do fator de superdispersão (c-hat) para os modelos das estimativas de densidade populacional do roedor *Kerodon rupestris* em duas áreas (Parque Estadual da Mata Seca – PEMS e Lajedo da Usina) durante as estações seca e chuvosa.

Área	CV	GOF chi-p	c-hat
PEMS (seca)	35,56%	0,37	0,95
PEMS (chuvosa)	32,29%	0,71	1,13
Lajedo da Usina (seca)	28,47%	0,34	0,73
Lajedo da Usina (chuvosa)	122,99%	0,10	1,29

Embora os valores estimados de densidade apresentem variações entre os grupos analisados, essas diferenças não foram estatisticamente significativas, uma vez que os intervalos de confiança se sobrepõem às médias de densidade (Figura 7). A única exceção foi observada no Parque Estadual da Mata Seca durante a estação chuvosa, que apresentou densidade significativamente menor.



4. Discussão

Kerodon rupestris se mostrou uma espécie que ocupa de maneira bastante uniforme toda a extensão dos lajedos amostrados, porém utiliza mais intensamente as porções de

habitat que oferecem mais disponibilidade de abrigos, representados pelas fendas nos afloramentos rochosos. Por outro lado, a variação espacial na disponibilidade de recursos alimentares e a abundância de predadores não influenciaram a maneira como o mocó utiliza o habitat.

Os abrigos exercem papel ecológico multifuncional, além de fornecerem refúgio contra predadores, atuam como zonas métricas, ou seja, ambientes com microclima mais ameno, oferecendo temperaturas mais baixas e maior umidade relativa do ar, fatores importantes em regiões semiáridas como a Caatinga (Lacher, 1981; Dunnum, 2015). Esses micro-habitats podem também reter umidade por períodos prolongados, podendo fornecer acesso a água livre, recurso crítico em ambientes com elevada sazonalidade hídrica (Lacher, 1981; Dunnum, 2015). A presença dessas estruturas físicas contribui para a sobrevivência de espécies que, como *K. rupestris*, apresentam alta especialização ao habitat. Ademais, estudos anteriores indicam que a presença de abrigos é um fator determinante na seleção de habitat por mamíferos, principalmente em ambientes áridos e semiáridos (Lohr et al., 2021; Ferreira et al., 2023). Os abrigos naturais também podem desenvolver um papel importante no cuidado dos filhotes, uma vez que esses locais oferecem proteção contra predadores e podem ser importantes na sobrevivência nos períodos de maior vulnerabilidade do indivíduo (Rubensam et al., 2015; França et al., 2020; Gaal et al., 2025).

As demais variáveis ambientais consideradas, no caso, a densidade da vegetação, a pressão de predação e a sazonalidade não apresentaram efeito sobre a intensidade de uso do habitat por *K. rupestris*. Do mesmo modo, a variável de viés metodológico (esforço amostral) não influenciou a probabilidade de detecção da espécie. Todavia, a relevância ecológica das variáveis ambientais não pode ser descartada, já que essas variáveis podem influenciar o uso do habitat de forma indireta ou estarem condicionadas à presença de abrigos, o que dificulta sua detecção estatística. A disponibilidade de alimento e a sazonalidade, por exemplo, podem não ser um fator limitante imediato, considerando a plasticidade alimentar do *K. rupestris* que é capaz de explorar recursos alternativos, como cactáceas, durante períodos de escassez, o que pode reduzir a dependência de cobertura vegetal arbórea ou de dossel (Streilein, 1982c; Lacher et al., 1982; Willig & Lacher, 1991; Conceição & Bocchiglieri, 2021b). A presença de fendas no ambiente pode contribuir também para que a sazonalidade não influencie a intensidade de uso do habitat, dado que oferecem condições mais favoráveis, como temperaturas mais amenas e maior umidade, além de auxiliarem na fuga contra os predadores (Lacher, 1981; Dunnum, 2015). Ademais, por ser de hábito catemeral, ou seja, com atividade tanto diurna quanto noturna (Sousa & Menezes, 2006), a espécie pode ajustar seus horários de atividade para evitar as horas mais quentes do dia, o que lhe permite explorar o ambiente de forma mais constante ao longo das estações.

Quanto à predação, a espécie dispõe de estratégias antipredatórias comportamentais eficientes, como vigilância coletiva e vocalizações de alarme, que favorecem evasões rápidas para abrigos próximos (White, 2025; Almeida et al., 2025). A eficácia dessas estratégias, aliada à disponibilidade de fendas rochosas, pode explicar a baixa influência aparente da predação sobre o uso do habitat (Palmer et al., 2021; Tripathi et al., 2022; Cruz & Manjarrez 2023; Tobajas et al., 2024). Assim, mesmo em áreas com potencial presença de predadores, a pressão exercida pode ser substancialmente mitigada por mecanismos comportamentais e estruturais.

Quanto à implantação da usina fotovoltaica, observou-se que as fases iniciais do empreendimento não impactaram a intensidade de uso do habitat por *K. rupestris* no presente estudo. No Lajedo da Usina, os principais impactos ocorreram nas áreas planas, destinadas à instalação dos painéis solares, enquanto os afloramentos rochosos, estruturas essenciais para a espécie, permaneceram preservados, sem intervenção direta (Ramboll, 2023). Embora *K. rupestris* tenha comportamento naturalmente arisco, a espécie demonstrou tolerância aos efeitos indiretos, como o ruído e movimentação de máquinas e humanos nas áreas adjacentes (da Silva et al., 2021). A dependência da espécie por refúgios rochosos, somada à ausência de distúrbios diretos nesses locais, pode explicar a manutenção do padrão de uso do espaço durante o período monitorado (Streilein, 1982c; Mares & Lacher, 1987, Oliveira & Bonvicino, 2011; Ramboll, 2023). Infelizmente para a área de estudo não existem estudos anteriores à implantação da usina, o que limita a inferência de alteração da intensidade do uso devido ao empreendimento. Dessa forma, os impactos sobre o habitat do *K. rupestris* foram indiretos e aparentemente insuficientes para alterar seu padrão de uso do espaço. Esse resultado reforça a importância de um planejamento espacial em empreendimentos de infraestrutura, visando minimizar os impactos sobre elementos-chave da paisagem.

As análises de densidade populacional de *K. rupestris* revelaram uma densidade numericamente maior no Lajedo da Usina, mas essas diferenças não foram estatisticamente significativas na maioria das comparações de densidade populacional, com exceção apenas para uma menor densidade da espécie para o PEMS durante a estação chuvosa. Ou seja, de modo geral, a área e a estação do ano não exerceram influência determinante sobre a densidade da espécie. De forma semelhante, Portela (2015) registrou baixa densidade para *Kerodon acrobata* durante a estação chuvosa, com 1,5 indivíduos por hectare. Por outro lado, Conceição & Bocchiglieri (2021) observaram uma densidade populacional de *K. rupestris* de 12,45 indivíduos por hectare no Monumento Natural Grota do Angico (MNGA). Essa menor densidade da espécie para o PEMS na estação chuvosa pode refletir uma dinâmica populacional mais complexa, em que a densidade populacional seja influenciada por outras variáveis não analisadas (*i.e.*, diferenças na produtividade primária entre as

estações do ano), ou que o recorte temporal deste estudo (*i.e.*, apenas uma transição entre estações do ano) tenha sido insuficiente para detectar tais variações. Por outro lado, uma densidade semelhante pode indicar que a conservação de elementos-chave do habitat, como os afloramentos rochosos, presentes e estruturalmente preservados em ambas as áreas, seja suficiente para garantir condições adequadas para a persistência de populações da espécie.

No Lajedo da Usina, embora haja influência direta de um empreendimento de geração de energia solar, os lajedos utilizados por *K. rupestris* mantiveram-se preservados (Ramboll, 2023). Dessa forma, a presença de afloramentos rochosos pode ser um fator chave para a sobrevivência e a persistência da espécie, podendo, inclusive, ser o principal determinante para ausências de diferenças marcantes na densidade populacional. O estudo Silva et al. (2020) comprova que, mesmo em ambientes fora da área de distribuição, como Fernando de Noronha, onde o *K. rupestris* foi introduzido por humanos, a espécie conseguiu se estabelecer devido à presença desses afloramentos. Este resultado sugere que, em alguns contextos de modificação antrópica da paisagem, a conservação de elementos-chave, como os afloramentos rochosos, pode assegurar a persistência populacional ao menos no curto prazo (Tews et al., 2004; Prevedello et al., 2018; Parsons et al., 2025).

É importante considerar também que a densidade pode estar associada a mecanismos reguladores da dinâmica populacional, os quais não foram diretamente avaliados neste estudo. Sabe-se que a dinâmica populacional pode ser influenciada por mecanismos intrínsecos, como dispersão de indivíduos, taxas de nascimento e mortalidade e comportamento reprodutivo, assim como por mecanismos extrínsecos, incluindo competição, predação e condições climáticas (Krebs et al., 1973; Krebs, 2009; Radchuk et al., 2016; Shang et al., 2020; Edwards et al., 2021; Mech, 2024). Nesse contexto, é plausível que fatores como interações comportamentais, variações no microclima, competição intra ou interespecífica, ou mesmo a combinação desses elementos, possam influenciar a densidade, contribuindo para padrões mais complexos de estabilidade ou variação populacional, os quais merecem ser considerados em futuras investigações (Krebs et al., 1973; Krebs, 2009; Radchuk et al., 2016; Shang et al., 2020; Edwards et al., 2021; Mech, 2024).

Por exemplo, dinâmicas populacionais podem ser fruto da dispersão de indivíduos. Embora o *K. rupestris* apresente área de vida restrita e forte dependência por afloramentos rochosos (Streilein, 1982c; Conceição & Bocchiglieri, 2021a), é possível que ocorram deslocamentos locais entre diferentes lajedos ao longo do tempo, especialmente em resposta a variações sazonais na disponibilidade de alimento, água ou abrigo (Gaines & McClenaghan, 1980; Bondrup, 1985; Hansson, 1991). Esses movimentos intra-habitat podem gerar flutuações locais de densidade que indicam mudanças no tamanho

populacional, assim como redistribuições espaciais, sendo plausível, principalmente no PEMS, onde há mais lajedos próximos, que haja uma metapopulação (Hansson, 1991; Serrano & Tella, 2003; Erb et al., 2003; Radchuk et al., 2016; Shang et al., 2020; Edwards et al., 2021; Mech, 2024). Assim, uma menor densidade na estação chuvosa no PEMS pode refletir essas movimentações entre lajedos. Entretanto, apenas um estudo de captura-marcação-recaptura a longo prazo poderia confirmar se a persistência de *K. rupestris* na região pode estar vinculada à manutenção de uma metapopulação, onde elementos estruturais essenciais do habitat, como os afloramentos rochosos espalhados pela paisagem asseguram uma dinâmica populacional equilibrada diante de variações sazonais e pressões externas.

Outro ponto relevante a ser considerado é o tempo de gestação de *K. rupestris*, que é de aproximadamente 75 dias (Lacher, 1979; Roberts et al., 1984), associado à forte sazonalidade do PEMS, o que pode explicar a menor densidade da espécie na estação chuvosa. Apesar da reprodução contínua ao longo do ano (Lacher, 1981; Streilein, 1982b; Roberts et al., 1984), a maior densidade observada na estação seca no PEMS sugere um pico reprodutivo no final da estação chuvosa, quando os recursos ainda são abundantes, favorecendo o cuidado parental e a sobrevivência dos filhotes nascidos durante a estação seca (Bercovitch & Strum, 1993; França et al., 2020; Costa-Pinto et al., 2023). Além disso, a maior diversidade de habitats e a maior extensão de área preservada no PEMS favorecem uma riqueza mais elevada de espécies, o que pode intensificar a pressão de predação e a competição, contribuindo para a redução da densidade populacional em comparação ao Lajedo da Usina — uma área mais fragmentada e inserida em matriz antropizada (Crooks, 2002, 2011; Massara et al., 2018; Howes et al., 2023; Parker et al., 2023).

Os resultados deste estudo evidenciaram a notável resiliência de *K. rupestris*, desde que elementos-chave do habitat, especialmente os afloramentos rochosos com presença de abrigos, sejam preservados. A abundância de fendas rochosas emergiu como o fator determinante para a intensidade de uso do habitat, atuando como refúgios multifuncionais que mitigam os efeitos da sazonalidade, da predação e até mesmo de distúrbios associados a empreendimentos humanos. A ausência de impactos significativos na densidade populacional durante a implantação da usina fotovoltaica reforça a importância de um planejamento espacial que priorize a conservação dessas estruturas físicas essenciais. No entanto, a aparente estabilidade populacional pode mascarar dinâmicas populacionais complexas, como movimentos entre lajedos ou flutuações reprodutivas sazonais, sugerindo que a persistência da espécie a longo prazo depende da manutenção de uma rede de habitats interconectados. Este trabalho não apenas ressalta a adaptabilidade de *K. rupestris*, mas também serve como um alerta: em paisagens semiáridas sob crescente pressão

antrópica, a proteção de micro-habitats críticos pode ser a chave para evitar colapsos populacionais silenciosos.

Diante disso, ressalta-se a urgência de aprofundar o conhecimento sobre os mecanismos reguladores da dinâmica populacional de *K. rupestris*, sobretudo em contextos de paisagens antropizadas. Estudos de longo prazo, com métodos como captura-marcação-recaptura e monitoramento ambiental contínuo, são fundamentais para entender como fatores ecológicos e antrópicos interagem na manutenção das populações. Além de investigações complementares sobre o papel de elementos da paisagem, conectividade entre afloramentos, mecanismos que influenciam a dinâmica populacional e a influência de processos antrópicos cumulativos são essenciais para subsidiar estratégias eficazes de conservação. A conservação efetiva da espécie e, por extensão, da biodiversidade da Caatinga e do Cerrado, depende da proteção legal e do manejo cuidadoso dos afloramentos rochosos, que devem ser reconhecidos como componentes-chave do habitat. Tal reconhecimento é ainda mais urgente frente à expansão acelerada de empreendimentos de energia renovável em áreas naturais. Assim, a incorporação de critérios ecológicos no planejamento territorial é indispensável para garantir a compatibilidade entre desenvolvimento sustentável e conservação da biodiversidade.

5. Referências

- Aleksiuk, M. (1970). The seasonal food regime of Arctic beavers. *Ecology*, 51(2), 264–270. <https://doi.org/10.2307/1933662>
- Almeida, W. N., Barros, K. S., Nogueira-Filho, S. L. G., & Nogueira, S. S. C. (2025). Assessing anthropogenic impact on the habitat of threatened rock cavy (*Kerodon rupestris*) through its alarm calls. *PLOS ONE*, 20(5), e0323711. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0323711>
- Alves, R. R. N., Mendonça, L. E. T., Confessor, M. V. A., Vieira, W. L. S., & Lopez, L. C. S. (2009). Hunting strategies used in the semi-arid region of northeastern Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 5, 1–16.
- Andrade-Lima, D. (1981). The Caatinga Dominion. *Revista Brasileira de Botânica*, 4(2), 149–153.
- Barbosa Filho, W. P., Sanches, A., Silva, L. J., Oliveira, F. S., & Farias, M. F. (2015). Expansão da energia solar fotovoltaica no Brasil: Impactos ambientais e políticas públicas. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, 4(2), 628–642. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v4e02015628-642>
- Bercovitch, F. B., & Strum, S. C. (1993). Dominance rank, resource availability, and reproductive maturation in female savanna baboons. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 33(5), 313–318. <https://doi.org/10.1007/BF00172929>
- Bonvicino, C. R., D'Andrea, P. S., Bezerra, A. M. R., Percequillo, A., Portella, A., Christoff, A. U., Almeida, A. M., Carmignotto, A. P., Silva, C. R., Raices, D. S. L., Medeiros, D. L., Hingst-Zaher, E., Fernandes, F. A., Ximenes, G. E., Lessa, G., Moreira, J., Oliveira, J. A., Cherem, J., Tiepolo, L. M., ... Leite, Y. R. (2018). *Kerodon rupestris* (Wied-Neuwied, 1820). In Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.), *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção* (Vol. 2, pp. 401–403). Brasília: ICMBio.
- Bondrup-Nielsen, S. (1985). An evaluation of the effects of space use and habitat patterns on dispersal in small mammals. *Annales Zoologici Fennici*, 22(3), 373–383. <https://www.jstor.org/stable/23734233>
- Bozinovic, F., Cruz-Neto, A. P., Cortes, A., Díaz, G. B., Ojeda, R. A., & Giannoni, S. M. (2007). Physiological diversity in tolerance to water deprivation among species of South American desert rodents. *Journal of Arid Environments*, 70(3), 427–442. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.01.003>
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., & Laake, J. L. (1993). Distance sampling: Estimating abundance of biological populations. Chapman & Hall, Londres. 446p.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., & Thomas, L. (2001). Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198506492.001.0001>
- Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Marques, T. A., & Oedekoven, C. S. (2015). Distance sampling: Methods and applications. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-19219-2>
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretical approach*. Springer Verlag.
- Conceição, A. M., & Bocchiglieri, A. (2021a). Population density and use of space by *Kerodon rupestris*: An endemic and threatened rodent in the semiarid areas of Brazil. *Journal of Arid Environments*, 186, 104425. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104425>
- Conceição, A. M., & Bocchiglieri, A. (2021b). Temporal variation in the diet of the endemic and threatened rodent *Kerodon rupestris* in the semiarid area of Brazil. *Mammalia*. Advance online publication. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2021-0043>
- Costa-Pinto, A. L., Bovendorp, R., & Palma, A. (2023). Coexistence in scarcity: Small mammals and seasonality in the Caatinga. *Journal of Arid Environments*, 210, 104908. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104908>
- Cottam, G., & Curtis, J. T. (1956). The Use of Distance Measures in Phytosociological Sampling. *Ecology*, 37(3), 451–460. <https://doi.org/10.2307/1930167>

Crooks, K. R. (2002). Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16(2), 488–502. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00386.x>

Crooks, K. R., Burdett, C. L., Theobald, D. M., Rondinini, C., & Boitani, L. (2011). Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2642–2651. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0120>

da Silva Santos, S., Bonifácio, K. M., & de Lucena, R. F. P. (2021). Use and traditional management of *Galea spixii* (Wagler 1831) and *Kerodon rupestris* (Wied-Neuwied 1820) in the municipalities of Pau dos Ferros, Encanto, and Francisco Dantas (northeastern Brazil). *Environment, Development and Sustainability*, 23, 12446–12462. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-01177-z>

de Mendonça, V., Oliveira, F., & Perini, F. (2023). Predação de *Kerodon rupestris* (Rodentia: Caviidae) por *Cerdocyon thous* (Carnivora: Canidae) no norte de Minas Gerais, Brasil. *Brazilian Journal of Mammalogy*, e91202275. <https://doi.org/10.32673/bjm.vi91.75>

Dias, D. M., Campos, C. B., & Rodrigues, F. H. G. (2018). Behavioural ecology in a predator-prey system. *Mammalian Biology*, 92, 30–36. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.04.005>

Dias, D. M., Massara, R. L., de Campos, C. B., & Rodrigues, F. H. G. (2019). Feline predator-prey relationships in a semiarid biome in Brazil. *Journal of Zoology*, 307, 282–291. <https://doi.org/10.1111/jzo.12647>

Doonan, T. J., & Slade, N. A. (1995). Effects of supplemental food on population dynamics of cotton rats, *Sigmodon hispidus*. *Ecology*, 76(3), 814–826. <https://doi.org/10.2307/1939347>

Dunnum, J. L. (2015). Family Caviidae G. Fischer, 1817. In J. L. Patton, U. F. J. Pardiñas, & G. D'Elía (Eds.), *Mammals of South America: Rodents* (Vol. 2, pp. 690–726). University of Chicago Press.

Edwards, P. D., Frenette-Ling, C., Palme, R., & Boonstra, R. (2021). A mechanism for population self-regulation: Social density suppresses GnRH expression and reduces reproductivity in voles. *Journal of Animal Ecology*, 90(4), 784–795. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13430>

Enstam, K. L., & Isbell, L. A. (2004). Microhabitat preference and vertical use of space by patas monkeys (*Erythrocebus patas*) in relation to predation risk and habitat structure. *Folia Primatologica*, 75(2), 70–84. <https://doi.org/10.1159/000076265>

Erb, J., Boyce, M., & Stenseth, N. C. (2003). Population dynamics of large and small mammals. *Oikos*, 92, 3–12. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.920101.x>

Farias, H. M., Cavalieri, S., Ruas, D., Tavares, K., & Braga, H. (2020). Influence of the solar power plant on the diversity of mammals: A case study in northeastern Brazil. *Mammal Ecology and Systematics*, 6(3), 1041–1050. [https://doi.org/10.15341/mese\(2333-2581\)/10.06.2020/003](https://doi.org/10.15341/mese(2333-2581)/10.06.2020/003)

Freitas, W. K., & Magalhães, L. M. S. (2012). Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. *Floresta e Ambiente*, 19(4), 520–540. <https://doi.org/10.4322/loram.2012.054>

Ferreira, P., Loretto, D., & Grelle, C. (2023). Habitat selection of *Marmosops incanus* (Lund, 1841) (Didelphimorphia, Didelphidae) in the Serra dos Órgãos National Park, Atlantic Forest, Southeast Brazil. *Oecologia Australis*, 27. <https://doi.org/10.4257/oeco.2023.2702.07>

Ferreira, R. de Á., Souza, S. R., Moraes, A. M., Lira, M. A. T., & Girão, A. L. de A. (2024). Desmatamento inerente à instalação de usinas fotovoltaicas centralizadas no estado do Ceará. *Revista Brasileira de Energia Solar*, 15(1), 73–81. <https://doi.org/10.59627/rbens.2024v15i1.455>

França, L. F., Mendes, L. F., Silva, R. F., & Oliveira, T. F. (2020). The effects of rainfall and arthropod abundance on breeding season of insectivorous birds in a semi-arid neotropical environment. *Zoologia*, 37, e37716. <https://doi.org/10.3897/zoologia.37.e37716>

Gaál, D., Heltai, M., Sándor, G., Schally, G., & Csányi, E. (2025). Ecotones in the spotlight—Habitat selection of the golden jackal (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) in the

agricultural landscapes of Central Europe. *Animals*, 15, 760. <https://doi.org/10.3390/ani15050760>

Gaines, M. S., & McClenaghan, L. R. (1980). Dispersal in Small Mammals. Annual Review of Ecology and Systematics, 11, 163–196. <http://www.jstor.org/stable/2096906>

González Cruz, Y., & Manjarrez Silva, F. J. (2023). Estrategias anti-predadoras en mamíferos. CIENCIA ergo-sum, 31, Article e37. <https://doi.org/10.30878/ces.v31n0a37>

Guimarães, D. P., Reis, R. J. dos, & Landau, E. C. (2010). Índices pluviométricos em Minas Gerais. Embrapa Milho e Sorgo. (Embrapa Milho e Sorgo. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 30).

Guo, Y., et al. (2018). Altitudinal ranging of the Guizhou golden monkey (*Rhinopithecus brelichi*): Patterns of habitat selection and habitat use. *Global Ecology and Conservation*, 16, e00473. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00473>

Grotta-Neto, F., Mello, M. C. H., Mello, R. C., Bernardi, I. P., Carrano, E., & Passos, F. C. (2021). The role of tayra (*Eira barbara*) as predator of medium and large-sized mammals. *Austral Ecology*, 46, 329–333. <https://doi.org/10.1111/aec.12982>

Halpin, P. M. (2000). Habitat use by an intertidal salt-marsh fish: Trade-offs between predation and growth. *Marine Ecology Progress Series*, 198, 203–214. <https://doi.org/10.3354/meps198203>

Hansson, L. (1991). Dispersal and connectivity in metapopulations. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42(1–2), 89–103. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1991.tb00553.x>

Harmon, L. J., Kolbe, J. J., Cheverud, J. M., & Losos, J. B. (2005). Convergence and the multidimensional niche. *Evolution*, 59, 409–421.

Heithaus, M. R., & Dill, L. M. (2002). Food availability and tiger shark predation risk influence bottlenose dolphin habitat use. *Ecology*, 83, 480–491. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0480:FAATSP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0480:FAATSP]2.0.CO;2)

Heithaus, M. R., & Dill, L. M. (2006). Does tiger shark predation risk influence foraging habitat use by bottlenose dolphins at multiple spatial scales? *Oikos*, 114(2), 257–264. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14443.x>

Howes, B., Smith, J., García, L., & Patel, R. (2023). Deforestation alters species interactions. *Natural Sciences*. <https://doi.org/10.1002/ntls.20220027>

Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22, 415–427.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS – IEF. Parque Estadual da Mata Seca. Manga, MG, 2025. Disponível em: <https://ief.mg.gov.br/w/-parque-estadual-da-mata-seca>. Acesso em: 29 set. 2025.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2012). *Manual técnico da vegetação brasileira* (2ª ed.). IBGE.

Jackson, C. R., Smith, T. J., & Nkosi, P. (2008). Ecological variables governing habitat suitability and the distribution of the endangered Juliana's golden mole. *African Zoology*, 43(2), 245–255. <https://doi.org/10.3377/1562-7020-43.2.245>

Jankowski, J. E., Ciecka, A. L., Meyer, N. Y., & Rabenold, K. N. (2009). Beta diversity along environmental gradients: Implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 78(2), 315–327. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01493.x>

Kellner, K. F., Zipkin, E. F., Royle, J. A., & Chandler, R. B. (2023). The unmarked R package: Twelve years of advances in occurrence and abundance modelling in ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 14, 1408–1415. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14123>

Kohl, M. T., Ruth, T. K., Metz, M. C., Stahler, D. R., Smith, D. W., White, P. J., & MacNulty, D. R. (2019). Do prey select for vacant hunting domains to minimize a multi-predator threat? *Ecology Letters*, 22(11), 1724–1733. <https://doi.org/10.1111/ele.13319>

Krebs, C. J., Myers, J. H., & Gurnell, J. (1973). Population cycles in small mammals. *Advances in Ecological Research*, 6, 267–399. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60144-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60144-3)

Krebs, C. J. (2009). Population dynamics of large and small mammals: Graeme Caughley's Grand Vision. *Wildlife Research*, 36(1), 1–7. <https://doi.org/10.1071/WR08089>

Lacher Júnior, T. E. (1979). Growth rates in *Kerodon rupestris* and an assessment of its potential as a domesticated food source. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 33, 67–76. <https://doi.org/10.11606/0031-1049.1979.33.p67-76>

Lacher, T. E. (1981). The comparative social behavior of *Kerodon rupestris* and *Galea spixii* and the evolution of behavior in the Caviidae. *Annals of Carnegie Museum*, 17, 1–71.

Lacher, T. E., Willig, M. R., & Mares, M. A. (1982). Food preference as a function of resource abundance with multiple prey types: An experimental analysis of optimal foraging theory. *The American Naturalist*, 120(3), 297–316. <https://doi.org/10.1086/283992>

Lafitte, A., Smith, J., Chen, L., & Oliveira, R. (2023). Existing evidence on the effects of photovoltaic panels on biodiversity: A systematic map with critical appraisal of study validity. *Environmental Evidence*, 12, Article 18. <https://doi.org/10.1186/s13750-023-00318-x>

Leal, I. R., Tabarelli, M., & Silva, J. M. C. (Eds.). (2003). *Ecologia e conservação da caatinga*. Editora Universitária da UFPE.

Li, Y., Armstrong, A., Simmons, C., Krasner, N. Z., & Hernandez, R. R. (2025). Ecological impacts of single-axis photovoltaic solar energy with periodic mowing on microclimate and vegetation. *Frontiers in Sustainability*, 6, 1497256. <https://doi.org/10.3389/frsus.2025.1497256>

Liu, X., Zhang, Y., Khan, A., & Petrova, T. (2024). Great gerbils (*Rhombomys opimus*) in Central Asia are spreading to higher latitudes and altitudes. *Ecology and Evolution*, 14(11), Article e70517. <https://doi.org/10.1002/ece3.70517>

Lohr, C. A., Smith, J., & Brown, K. (2021). Habitat selection by vulnerable golden bandicoots in the arid zone. *Ecology and Evolution*, 11, 10644–10658. <https://doi.org/10.1002/ece3.7875>

Macey, J. N., Johnson, L., & Davis, P. (2016). Habitat use and avoidance by foraging red-cockaded woodpeckers in East Texas. *Southeastern Naturalist*, 15(sp9), 76–89. <https://doi.org/10.1656/058.015.sp910>

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A., & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83, 2248–2255. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2)

MacKenzie, D. I., & Bailey, L. L. (2004). Assessment of the adequacy of site occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 9, 300–318. <https://doi.org/10.1198/108571104X3361>

Madeira, B. G., Silva, R. F., & Pereira, L. A. (2009). Changes in tree and liana communities along a successional gradient in a tropical dry forest in south-eastern Brazil. *Plant Ecology*, 201(1), 291–304. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9580-9>

Mallott, E. K., Skovmand, L. H., Garber, P. A., & Amato, K. R. (2022). The faecal metabolome of black howler monkeys (*Alouatta pigra*) varies in response to seasonal dietary changes. *Molecular Ecology*, 31, 4146–4161. <https://doi.org/10.1111/mec.16559>

Mares, M. A., Willig, M. R., Streilein, K. E., & Lacher, T. E. (1981). The mammals of northeastern Brazil: A preliminary assessment. *Annals of Carnegie Museum*, 50, 91–137.

Mares, M. A., & Lacher, T. E. (1987). Ecological, morphological, and behavioral convergence in rock-dwelling mammals. In H. H. Genoways (Ed.), *Current mammalogy* (Vol. 1, pp. 307–348). Plenum Publishing Co.

Mares, M. A. (1997). The geobiological interface: Granitic outcrops as a selective force in mammalian evolution. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, 80(3), 131–140. <https://www.biodiversitylibrary.org/part/299192>

Marquard, M., Ratsimbazafy, J., & Andriamaharoa, H. (2011). Distribution, population size and morphometrics of the giant-striped mongoose *Galidictis grandidieri* Wozencraft 1986 in the sub-arid zone of southwestern Madagascar. *Mammalia*, 75, 353–361. <https://doi.org/10.1515/MAMM.2011.045>

Massara, R. L., Sollmann, R., & Silveira, L. (2018). Effect of humans and pumas on the temporal activity of ocelots in protected areas of Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 92, 86–93. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.04.009>

- Mauritzen, M., Bergers, S. J. M., Andreassen, H. P., Bussink, H., & Barendse, R. (1999). Root vole movement patterns: Do ditches function as habitat corridors? *Journal of Applied Ecology*, 36, 409–421.
- McLoughlin, P. D., Dunford, J. S., & Boutin, S. (2005). Relating predation mortality to broad-scale habitat selection. *Journal of Animal Ecology*, 74, 701–707. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.00967.x>
- Mech, L. D. (2024). Wolf population density: Prey biomass limits via intrinsic factors. *Wildlife Biology*, 2024, e01358. <https://doi.org/10.1002/wlb3.01358>
- Ministério do Meio Ambiente – MMA. (2022, junho 7). *Lista nacional de espécies ameaçadas de extinção* (Portaria MMA nº 148). <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733>
- Mitchell, K. (2023). Quantitative analysis by the point-centered quarter method. arXiv. <https://arxiv.org/abs/1010.3303>
- Mazerolle, M. J. (2023). *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)* (R package version 2.3.4). <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>
- Neri, M., Jameli, D., Bernard, E., & Melo, F. P. L. (2019). Green versus green? Adverting potential conflicts between wind power generation and biodiversity conservation in Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17(3), 131–135. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.08.004>
- Niebuhr, B. B., Sant'Ana, D., Panzacchi, M., van Moorter, B., Sandström, P., Morato, R. G., & Skarin, A. (2022). Renewable energy infrastructure impacts biodiversity beyond the area it occupies. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119(48), e2208815119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2208815119>
- Nimer, E. (1972). Climatologia da região Nordeste do Brasil: introdução à climatologia dinâmica. *Revista Brasileira de Geografia*, 34, 3–51.
- Oliveira, J. A., & Bonvicino, C. R. (2011). Ordem Rodentia. In N. R. Reis, A. L. Peracchi, W. A. Pedro, & I. P. Lima (Eds.), *Mamíferos do Brasil* (2ª ed., pp. 358–414). Editora da UEL.
- Palmer, M. S., & Packer, C. (2021). Reactive anti-predator behavioral strategy shaped by predator characteristics. *PLOS ONE*, 16(8), e0256147. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256147>
- Parker, D., Smith, J., & Nguyen, T. (2023). The implications of large home range size in a solitary felid, the leopard (*Panthera pardus*). *Journal of Mammalogy*, 104, gyad074. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyad074>
- Parsons, C., Evans, M., Roux, D., Cunningham, S., Law, B., & Gibbons, P. (2025). Large urban trees are keystone structures for Australian microbats. *Biological Conservation*, 306, 111146. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111146>
- Percequillo, A. R., Bonvicino, C. R., Bezerra, A. M. R., Rodrigues, A. C. L., Delciellos, A. C., Souza, A. L. G. E., Nascimento, A. L. C. P., Lima, F. H. M., Paise, G., Giné, G. A. F., Ximenes, G. I., Oliveira, G. B. S., Giúdice, G. M. L. D., Ferreira, H. E. M., Ferreira, H. F., Cherem, J. J., Oliveira, J. A., Pessôa, L. M., Costa, L. P., ... Leite, Y. L. R. (2021). *Kerodon rupestris*. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). <https://salve.icmbio.gov.br> | <https://doi.org/10.37002/salve.ficha.23336.2>
- Pezzini, F. F., Ranieri, B. D., Brandão, D. O., Fernandes, G. W., Quesada, M., Espírito-Santo, M. M., & Jacobi, C. M. (2014). Changes in tree phenology along natural regeneration in a seasonally dry tropical forest. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 148(1), 1–10. <https://doi.org/10.1080/11263504.2013.877530>
- Portella, A. de S. (2015). *Ecologia de Kerodon acrobata (Rodentia: Caviidae) em fragmentos de mata seca associados a afloramentos calcários no Cerrado do Brasil Central* [Tese de doutorado, Universidade de Brasília]. Repositório Institucional da UnB.
- Prevedello, J. A., Almeida-Gomes, M., & Lindenmayer, D. B. (2018). The importance of scattered trees for biodiversity conservation: A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 205–214. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12943>

- Quintela, F., Iob, G., Luiz, L., & Artioli, L. (2014). Diet of *Procyon cancrivorus* (Carnivora, Procyonidae) in restinga and estuarine environments of southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 104, 143–149. <https://doi.org/10.1590/1678-476620141042143149>
- R Core Team (2024) “_R: A Language and Environment for Statistical Computing_”. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.”
- Radchuk, V., Ims, R. A., & Andreassen, H. P. (2016). From individuals to population cycles: The role of extrinsic and intrinsic factors in rodent populations. *Ecology*, 97(3), 720–732. <https://doi.org/10.1890/15-0756.1>
- Ramboll. (2023). *Avaliação de habitat crítico no Complexo Solar Fotovoltaico de Vista Alegre* (Relatório Técnico, 74 pp.).
- Riddell, E. A., Patton, J. L., & Beissinger, S. R. (2022). Thermal adaptation of pelage in desert rodents balances cooling and insulation. *Evolution*. <https://doi.org/10.1111/evo.14643>
- Reynolds, P., & Gorman, M. L. (1994). Seasonal variation in the activity patterns of the Orkney vole *Microtus arvalis orcadensis*. *Journal of Zoology*, 233, 605–616. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1994.tb05368.x>
- Relyea, R. A. (2001). The relationship between predation risk and antipredator responses in larval anurans. *Ecology*, 82(2), 541–554. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0541:TRBPRA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0541:TRBPRA]2.0.CO;2)
- Roberts, M., Maliniak, E., & Deal, M. (1984). The reproductive biology of the rock cavy, *Kerodon rupestris*, in captivity: A study of reproductive adaptation in a trophic specialist. *Mammalia*, 48(2), 253–266. <https://doi.org/10.1515/mamm.1984.48.2.253>
- Rocha, J. L., Silva, R. F., & Oliveira, T. M. (2021). Convergent evolution of increased urine-concentrating ability in desert mammals. *Mammal Review*, 51(4), 482–491. <https://doi.org/10.1111/mam.12244>
- Rosa, A. L. M. (2007). *Efeito da temperatura ambiental sobre a atividade, uso de habitat e temperatura corporal do tamanduá-bandeira (Myrmecophaga tridactyla) na Fazenda Nhumirim, Pantanal* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul].
- Rübensam, K., Hribal, R., Jewgenow, K., & Guenther, A. (2015). Seasonally different reproductive investment in a medium sized rodent (*Cavia aperea*). *Theriogenology*, 84. <https://doi.org/10.1016/j.theriogenology.2015.04.023>
- Sanderson, E. W., Redford, K. H., Vedder, A., Coppolillo, P. B., & Ward, S. E. (2002). A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning*, 58, 41–56.
- Scherrer, S., Lepesqueur, C., Vieira, M.C., Almeida-Neto, M., Dyer, L., Forister, M., & Diniz, I. R. (2016). Seasonal variation in diet breadth of folivorous Lepidoptera in the Brazilian cerrado. *Biotropica*, 48, 491–498. <https://doi.org/10.1111/btp.12325>
- Semel, B. P., et al. (2022). Highly variable densities and a decline in critically endangered golden-crowned sifaka (*Propithecus tattersalli*) abundance from 2008–2018. *International Journal of Primatology*. <https://doi.org/10.1007/s10764-022-00314-x>
- Serrano, D., & Tella, J. L. (2003). Dispersal within a spatially structured population of lesser kestrels: The role of spatial isolation and conspecific attraction. *Journal of Animal Ecology*, 72, 400–410. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00707.x>
- Shang, G., Yang, Y., Zhu, Y., Wu, X., Cao, Y., Wu, Y., & Bian, J. (2020). A complex regulation pattern induced by predation and parasite effects in root vole (*Microtus oeconomus*) populations during the breeding season. *Journal of Mammalogy*, 101(5), 1345–1355. <https://doi.org/10.1093/jmammal/qyaa084>
- Shmida, A., & Wilson, M. V. (1985). Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography*, 12, 1–20.
- Shute, K. E., Loeb, S. C., & Jachowski, D. S. (2021). Seasonal shifts in nocturnal habitat use by coastal bat species. *Journal of Wildlife Management*, 85, 964–978. <https://doi.org/10.1002/jwmg.22060>
- Silva, T. M., Fonseca, F. S., Mangini, P. R., Serafini, P., Krul, R., Mello, T., Freitas, M., Silva, J., Marvulo, M., Araujo, R., Gasparotto, V., Abrahão, C., Rebouças, R., Toledo, L. F., Siqueira, P., Duarte, H., Fernandes-Santos, R., & Russell, J. C. (2020). Terrestrial invasive

species on Fernando de Noronha Archipelago: What we know and the way forward. In *Espécies Invasoras* (Cap. 3, p. 73). Nova.

Sousa, R., & Menezes, A. (2006). Circadian rhythm of motor activity of the Brazilian rock cavy (*Kerodon rupestris*) under artificial photoperiod. *Biological Rhythm Research*, 37, 443–450. <https://doi.org/10.1080/09291010600869836>

Streilein, K. E. (1982a). Ecology of small mammals in the semiarid Brazilian Caatinga. II. Water relations. *Annals of the Carnegie Museum*, 51, 109–126. <https://doi.org/10.5962/p.330739>

Streilein, K. E. (1982b). The ecology of small mammals in the semiarid Brazilian Caatinga. III. Reproductive biology and population ecology. *Annals of the Carnegie Museum*, 51(13), 251–269. <https://doi.org/10.5962/p.216359>

Streilein, K. E. (1982c). The ecology of small mammals in the semiarid Brazilian Caatinga. IV. Habitat selection. *Annals of the Carnegie Museum*, 51, 331–343. <https://doi.org/10.5962/p.330747>

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31(1), 79–92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>

Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., Bishop, J. R. B., Marques, T. A., & Burnham, K. P. (2010). Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47, 5–14.

Tobajas, J., Ferreira, C., Delibes-Mateos, M., Villafuerte, R., & Rouco, C. (2024). Adaptive anti-predatory responses of European rabbits exposed to different predation pressure. *Mammalian Biology*, 104, Article 00398. <https://doi.org/10.1007/s42991-024-00398-3>

Tripathi, J. P., Bugalia, S., Jana, D., & others. (2022). Modeling the cost of anti-predator strategy in a predator–prey system: The roles of indirect effect. *Mathematical Methods in the Applied Sciences*, 45(8), 4365–4396. <https://doi.org/10.1002/mma.8044>

WeatherSpark. (s.d.). Clima e condições meteorológicas médias em Manga, Minas Gerais, Brasil. Recuperado em 3 de outubro de 2025, de <https://pt.weatherspark.com/y/30624/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Manga-Minas-Gerais-Brasil-durante-o-ano>

WeatherSpark. (s.d.). Clima e condições meteorológicas médias em Janaúba, Minas Gerais, Brasil. Recuperado em 3 de outubro de 2025, de <https://pt.weatherspark.com/y/30621/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Jana%C3%BAba-Minas-Gerais-Brasil-durante-o-ano>

Wickham, H. (2025). *ggplot2: Create elegant data visualisations using the grammar of graphics*. <https://cran.r-project.org/package=AIcmodavg>

Wied-Neuwied, M. A. P. zu. (1820). *Reise nach Brasilien in den Jahren 1815 bis 1817* (Vols. 1–2). Frankfurt am Main: Heinrich Ludwig Bröner.

White, A. (2025). *Kerodon rupestris* (On-line). Animal Diversity Web. http://animaldiversity.org/accounts/Kerodon_rupestris/

Willig, M. R., & Lacher, T. E. (1991). Food selection of a tropical mammalian folivore in relation to leaf-nutrient content. *Journal of Mammalogy*, 72(2), 314–321. <https://doi.org/10.2307/1382101>

Zylstra, E. R., Swann, D. E., & Steidl, R. J. (2019). Surface-water availability governs survival of an amphibian in arid mountain streams. *Freshwater Biology*, 64, 164–174. <https://doi.org/10.1111/fwb.13204>

6. Anexos

Anexo 1 - Probabilidade de detecção dos indivíduos do roedor *Kerodon rupestris* em transecções lineares registrados durante as amostragens por distância realizadas na estação seca e chuvosa, no Parque Estadual da Mata Seca (Manga/MG) e Lajedo da Usina (Janaúba/MG), entre julho/2024 e março/2025. Sendo: a (PEMS estação seca); b (PEMS estação chuvosa); c (Lajedo da Usina estação seca); d (Lajedo da Usina estação chuvosa).

