



JACQUELINE DA SILVA XAVIER

**AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO PROTEGEM
EFETIVAMENTE O MOCÓ, GÊNERO *KERODON* (CUVIER,
1825) (RODENTIA: CAVIIDAE)?**

**LAVRAS-MG
2021**

JACQUELINE DA SILVA XAVIER

**AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO PROTEGEM EFETIVAMENTE O MOCÓ,
GÊNERO *KERODON* (CUVIER, 1825) (RODENTIA: CAVIIDAE)?**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Ciências Biológicas, para a obtenção do título de Licenciada.

Prof. Dr. Renato Gregorin
Orientador

Ms. Lucas L. Del Sarto Oliveira
Coorientador

**LAVRAS-MG
2021**

JACQUELINE DA SILVA XAVIER

**AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO PROTEGEM EFETIVAMENTE O MOCÓ,
GÊNERO *KERODON* (CUVIER, 1825) (RODENTIA: CAVIIDAE)?**

**DO THE CONSERVATION UNITS EFFECTIVELY PROTECT THE MOCÓ,
KERODON GENRE (CUVIER, 1825) (RODENTIA: CAVIIDAE)?**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Ciências Biológicas, para a obtenção do título de Licenciada.

APROVADA em 17 de maio de 2021.

Dr. Renato Gregorin - UFLA

Dr. Alessandra Angélica de Pádua Bueno - UFLA

Dr. Gisele Mendes Lessa Del Giudice - UFV

Prof. Dr. Renato Gregorin
Orientador

Ms. Lucas L. Del Sarto Oliveira
Coorientador

**LAVRAS-MG
2021**

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Biologia pela oportunidade e recursos oferecidos para que eu pudesse concluir minha graduação.

Agradeço ao professor Renato Gregorin, por me receber no laboratório, me orientar e auxiliar no meu crescimento, tanto acadêmico quanto pessoal.

Ao Lucas por me co-orientar, pelas conversas acompanhadas de café, por toda ajuda e apoio desde minha chegada ao laboratório até o desenvolvimento deste trabalho.

À professora Gisele Lessa, pela enorme contribuição nesse momento, além de solicitude suas pesquisas fizeram com que esse trabalho fosse possível.

Ao Colégio Embraer pelo suporte tanto antes quanto durante minha graduação.

Ao Núcleo de Estudos em Biologia Marinha, às amigas que me proporcionou, pelos momentos incríveis que levarei para sempre no coração, e à professora Alessandra Bueno, obrigado por manterem meu sonho vivo mesmo em tempos difíceis.

À Natasha por ser essa amiga tão especial e estar ao meu lado sempre que precisei, uma conexão inexplicável que não sei muito bem onde começou, mas hoje não me vejo sem seus conselhos, surtos e incentivos.

À República Frei Caneco pelo acolhimento, por todo incentivo (às vezes disfarçado) que me proporcionam, vou lembrar dos momentos que compartilhamos sempre com muito carinho.

Aos familiares e amigos que me ajudaram de alguma forma para que essa etapa fosse concluída, em especial às minhas tias Lúcia e Dê que estiveram ao meu lado desde o início e acreditaram em mim, o apoio de vocês foi essencial.

Agradeço especialmente aos meus pais, Maria de Lourdes e Claudinei, que sempre confiaram em mim, me incentivaram a seguir meus sonhos e me ajudaram a torná-los realidade, fazendo de tudo para que esse momento chegasse, e à minha irmã que veio para trazer mais cor aos meus dias, amo vocês.

RESUMO

Áreas de conservação da natureza são propostas com base em uma série de fatores, como vegetação nativa, formas de manejo, diversidade de espécies, presença de espécies ameaçadas, entre outros, e têm sido de extrema importância para a conservação da biodiversidade e recursos naturais. O presente trabalho foi elaborado intencionando responder se as Unidades de Conservação brasileiras estão sendo eficazes para a conservação do mocó, gênero *Kerodon*, um roedor endêmico do Brasil e ameaçado de extinção. Suas duas espécies, *K. rupestris* e *K. acrobata*, habitam afloramentos rochosos da Caatinga e Cerrado, respectivamente. Para analisar a efetividade das áreas de proteção ambiental no Brasil na conservação de *Kerodon* spp., foi empregada a ferramenta de modelagem correlativa de nicho ecológico, utilizando sete variáveis climáticas e ambientais a fim de obter as áreas de adequabilidade para sua sobrevivência. Ao transpor os dados para o espaço geográfico, foram sobrepostos os territórios em unidades de conservação para avaliar a porcentagem da área encontrada sob proteção legal. Os resultados indicam que apenas 8,9% das áreas de adequabilidade do mocó estão dentro do espectro de áreas protegidas, sendo 6,71% Unidades de Uso Sustentável e 2,14% Unidades de Proteção Integral. Ao levar em consideração também a proximidade de populações humanas e as pressões antrópicas exercidas sobre as UCs sem uma gestão social, conclui-se que as Unidades de Conservação não estão sendo eficazes na conservação do mocó. É sugerido que sejam desenvolvidas mais pesquisas em torno de *Kerodon*, para que possam embasar planos de ação que os envolvam, bem como mais esforços para a conservação das florestas tropicais secas do Brasil.

Palavras-chave: Conservação. Modelagem de nicho. Roedor.

ABSTRACT

Nature conservation areas are proposed based on a series of variables to consider, such as native vegetation, forms of management, species diversity, presence of endangered species, and it have been extremely important for the conservation of biodiversity and natural resources. The present study was prepared with the intention of answering if the Brazilian Conservation Units are being effective for the conservation of the rock cavy or “mocó”, genus *Kerodon*, an endemic rodent of Brazil and threatened of extinction. Presently two species, *K. rupestris* and *K. acrobata*, are recognized and they inhabit rocky outcrops of the Caatinga and Cerrado biomes, respectively. To analyze the effectiveness of protected areas present in Brazil and related to the conservation of *Kerodon* spp., the correlative modeling of ecological niche tool was used, using seven climatic and environmental variables in order to obtain the areas of suitability for their survival. When transposing the data to the geographical space, the territories were overlapped in Conservation Units to assess the percentage of the area found under legal protection. The results indicate that only 8.9% of rock cavy’s suitability areas are within the spectrum of protected areas, with 6.71% being Sustainable Use Units and 2.14% Integral Protection Units. When we also take into account the proximity of human populations and the anthropic pressures exerted on the UCs without social management, it is concluded that the Conservation Units are not being effective in the conservation of the rock cavy. It is suggested that more research be developed around *Kerodon*, so that they can support action plans that involve them, as well as more efforts for the conservation of Brazil's dry tropical forests.

Keywords: Conservation. Niche modeling. Rodent.

SUMÁRIO

	PRIMEIRA PARTE	7
1	INTRODUÇÃO	8
2	REFERENCIAL TEÓRICO	8
2.1	Grupo de estudo	8
2.2	Cerrado e Caatinga	11
2.3	Unidades de Conservação	12
2.4	Teoria do Nicho	14
2.5	Modelagem correlativa	16
3	CONSIDERAÇÕES GERAIS	17
	REFERÊNCIAS	18
	SEGUNDA PARTE	24
1	INTRODUÇÃO	25
2	MÉTODOS	26
2.1.1	Seleção das Variáveis Abióticas	26
2.1.2	Calibração	27
2.1.3	Projeções ao Espaço Geográfico	29
2.2	Métricas de Área	29
4	DISCUSSÃO	32
5	CONCLUSÃO	34
	REFERÊNCIAS	35

PRIMEIRA PARTE

Introdução Geral

1 INTRODUÇÃO

Este estudo buscou agregar dados acerca da ecologia do mocó, um roedor endêmico das áreas abertas brasileiras (Cerrado e Caatinga), estritamente associado aos afloramentos rochosos e classificado com o status de Vulnerável (VU). A primeira parte conta com uma seção introdutória, para o prévio entendimento do objetivo e dos métodos abordados no manuscrito (segunda parte). Assim, o referencial teórico tem a função de conectar os principais elementos do texto às seguintes perguntas ecológicas: 1- Quais são os limites da distribuição geográfica do gênero *Kerodon*? 2- As Unidades de Conservação protegem efetivamente o gênero? A segunda parte conta com as respostas para as perguntas ecológicas agora suscitadas, elaboradas em ambiente-R versão 4.2.0 (R CORE DEVELOPMENT TEAM, 2019).

Deste modo, a modelagem do nicho ecológico é uma ferramenta que pode fornecer grande auxílio para a Biologia da Conservação, já que possibilita a predição de áreas adequadas para ocorrência de uma dada espécie. Trata-se de um método correlativo, que aponta a adequabilidade de áreas a partir da observação dos pontos de ocorrência e requisitos ecológicos da espécie. Valendo-se desta metodologia, o presente trabalho objetiva gerar mapas de distribuição potencial além de avaliar a eficácia das UCs na proteção do mocó.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Grupo de estudo

A ordem Rodentia agrupa os roedores, o grupo mais diversificado da classe Mammalia correspondendo a mais de 43% de sua diversidade total (OLIVEIRA et al., 2005). Os dentes incisivos isolados e bem desenvolvidos são as principais características para distinguir esta ordem, indicando o ato de roer (HARTENBERGER, 1985). Em geral, são animais de grande interesse para estudos de saúde pública, pois fazem parte do ciclo epidemiológico de diversas moléstias que afetam os humanos (BRASIL, 2002). Se tratando de funções ecológicas, podem ainda oferecer contribuição para a dispersão e re-dispersão de sementes, ajudando na germinação de plantas em lugares mais favoráveis ao seu crescimento (HIRSCH et al., 2012; PEREA; MIGUEL; GIL, 2011; LESSA; PAULA; PESSOA, 2019), além de serem fonte de proteína para uma gama elevada de predadores (AMORA; FERRARI, 2014; GIORDANO, et al., 2018; SOUZA et al., 2010).

O gênero *Kerodon* se encontra na família Caviidae, e foi durante muito tempo incluído na subfamília Caviinae devido à análise de caracteres morfológicos (QUINTANA, 1998). Evidências moleculares, no entanto, apontaram *Kerodon* como grupo irmão da capivara, *Hydrochoerus hydrochaeris* e agora alocado na subfamília Hydrochoerinae (ROWE; HONEYCUTT, 2002). *Kerodon* possui duas espécies válidas, sendo elas: *K. rupestris* (Figura 1) – inicialmente nomeado como *Cavia rupestris*, existente desde o Pleistoceno Superior (GUERIN et al., 1999) até o presente – e *K. acrobata* Moojen et al., 1997 (Figura 2). Ambas espécies estão atualmente classificadas como “Vulnerável” (VU) pelo Instituto Chico Mendes para Conservação da Biodiversidade (ICMBIO, 2018), pois além de sofrerem com a perda de habitat, também há indícios da redução de suas populações em virtude da caça. Pela classificação da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2021), contudo, *K. rupestris* possui status de “Pouco Preocupante” (LC) (CATZEFLIS et al., 2016) enquanto *K. acrobata* classificado como “Deficiente em Dados” (DD) (ROACH, 2016), apontando a necessidade de mais esforços de pesquisas para o gênero.

Figura 1 – Espécime de *K. rupestris*.



Fonte: Retirado de LESSA (2004).

Figura 2 – Indivíduo de *K. acrobata*.

Fonte: Retirado de PORTELLA (2015).

Ambas as espécies são endêmicas do Brasil, encontradas em afloramentos rochosos de áreas abertas (BEZERRA et al., 2010; LESSA et al., 2013) e caracterizam-se pelo acentuado prolongamento rostral, orelhas de tamanho reduzido, unhas curtas recobertas por pêlos, almofadas digitais grandes, ausência de cauda, além de uma pelagem grossa castanho-claro (BEZERRA et al., 2010; LESSA; PESSÔA, 2005; ZAPPES; PORTELLA; LESSA, 2014). A dieta destas espécies é composta principalmente por folhas, cactos colunares e frutos (BEZERRA et al., 2010; MOOJEN et al., 1997; PORTELLA; VIEIRA, 2016).

Enquanto *K. rupestris* (Figura 1) é encontrada principalmente no domínio da Caatinga, do Piauí ao norte de Minas Gerais (LESSA; GONÇALVES; PESSÔA, 2005), *K. acrobata* (Figura 2) apresenta-se como endêmica ao Cerrado (ZAPPES; PORTELLA; LESSA, 2014), observada em áreas de cerrado *sensu stricto* e em enclaves de florestas tropicais sazonalmente secas nos estados do Tocantins e Goiás (BEZERRA et al., 2010). Entre os caracteres utilizados para descrever *K. acrobata* destacam-se o rostro mais longo, maior tamanho corporal, e pelagem mais grossa quando comparado a *K. rupestris*, além de apresentar coloração castanho-escura ferruginosa no dorso do pé, enquanto *K. rupestris* apresenta essa região em castanho-claro ferruginoso com uma faixa branca na metade interna (MOOJEN et al., 1997). Análises multivariadas com base em caracteres cranianos também reforçaram a validade de *K. acrobata*

como uma espécie válida (LESSA; GONÇALVES; PESSÔA, 2005), que recebeu o nome “acrobata” devido a sua capacidade de saltar entre galhos (MOOJEN et al., 1997).

2.2 Cerrado e Caatinga

Ambas espécies, *K. rupestris* e *K. acrobata*, se distribuem em porções da Diagonal Seca da América do Sul, que compreende uma extensa faixa territorial onde há baixos níveis de precipitação e alta sazonalidade, sendo o Cerrado e a Caatinga os dois maiores biomas que a constituem, mas incluindo também o Pantanal e Chaco (GUTIÉRREZ; MARINHO-FILHO, 2017). Tais biomas apresentam uma composição faunística com alto endemismo ou predominância de espécies (CARMIGNOTTO; ASTÚA, 2017; CRUZ et al., 2005; GUTIÉRREZ; MARINHO-FILHO, 2017; SILVA; BATES, 2002).

O Cerrado é um bioma que ocupa desde parte do nordeste ao sudoeste do Brasil, cobrindo 23,9% do território do país (IBGE, 2014), e abrangendo também parte da Bolívia e do Paraguai (GUTIÉRREZ; MARINHO-FILHO, 2017). É considerado a savana tropical mais rica e extensa no mundo (SILVA; BATES, 2002) e, inclusive, é caracterizado como um “hotspot”, termo que indica regiões com grande número de espécies endêmicas, raras e/ou ameaçadas e que esteja enfrentando intensa degradação, que por sua vez, devem orientar planos prioritários para conservação (REID, 1998; STRASSBURG et al., 2017).

Sua fitofisionomia é variada e oscila entre grandes áreas de campo aberto a áreas com vegetações mais densas (PATTERSON; COSTA, 2012), formando diferentes fitofisionomias, entre eles o cerradão, cerrado s.s., matas ripárias, e os campos sujo, limpo e rupestre (SETTE, 2005). Acompanhando a diversidade de habitats há também uma enorme diversidade de mamíferos no Cerrado (MARES; BRAUN; GETTINGER, 1989; PATTERSON; COSTA, 2012), distribuídos de forma heterogênea de acordo com os hábitos e comportamentos de cada espécie (LEITE et al., 2016; SANTOS-FILHO; SILVA, 2002; SANTOS-FILHO et al., 2012). Dentre os pequenos mamíferos não-voadores, sabe-se que roedores e marsupiais são os principais grupos que correspondem às suas espécies endêmicas (MARINHO-FILHO; RODRIGUES; JUAREZ, 2002).

O bioma da Caatinga, por sua vez, ocupa por volta de 10% do território brasileiro (IBGE, 2014) e se estende pelo nordeste do país até o norte de Minas Gerais (LEAL et al., 2005). O clima é marcado por altas temperaturas e baixa umidade, com longos períodos de seca (GUTIÉRREZ; MARINHO-FILHO, 2017). Sua vegetação não é uniforme para toda extensão do bioma, apresentando espécies xerófilas e decíduas em uma miscelânea de coberturas

vegetais estruturalmente heterogêneas (LEAL et al., 2005), que caracterizam áreas de “caatinga arbórea” (floresta estacional seca), “caatinga arbustiva” e habitats méxicos, como os “brejos” (PATTERSON; COSTA, 2012).

A respeito da fauna de mamíferos da Caatinga, historicamente pouca atenção foi dada a pesquisas nesse segmento (CRUZ et al., 2005). Na última década, no entanto, estudos revelaram uma grande diversidade de mamíferos na região, apesar do baixo endemismo, evidenciando um bioma rico que vem enfrentando intensas degradações, em especial devido a atividades de agropecuária, produção de carvão, e implementação de usinas eólicas, e requer esforços para sua conservação (CARMIGNOTTO; ASTÚA, 2017; CRUZ et al., 2005; DELCIELLOS, 2016; GUTIÉRREZ; MARINHO-FILHO, 2017; PATTERSON; COSTA, 2012). Sabe-se que sua constituição de mamíferos é majoritariamente de quirópteros e conta com grande contribuição de roedores (CARMIGNOTTO; ASTÚA, 2017).

Sabendo da riqueza e diversidade de espécies que abrigam, desperta preocupação observar que os ecossistemas não florestais que compõem esses biomas têm sofrido uma acelerada conversão de sua vegetação nativa, o que também evidencia menor atenção dedicada à sua proteção quando comparada aos ecossistemas florestais, como a Amazônia e Mata Atlântica (OVERBECK et al., 2015). A expansão de atividades agrícolas no Cerrado, juntamente a ações tardias de conservação, já foi apontada como risco para funções e serviços ecossistêmicos de áreas prioritárias (RESENDE et al., 2019). E apesar de não ser um *hotspot*, a Caatinga também enfrenta grande ameaça a sua biodiversidade e recursos naturais, pois mesmo com quase metade de sua vegetação nativa restante, ela se encontra altamente fragmentada e passível de distúrbios antrópicos crônicos (ANTONGIOVANNI et al., 2020).

2.3 Unidades de Conservação

As atividades antrópicas impactam direta e indiretamente na manutenção da vegetação nativa e conseqüentemente na fauna que abriga, seja pela caça ou pela modificação do ambiente devido à urbanização, expansão de fronteiras agrícolas, poluição, introdução de espécies exóticas, entre outros (DIAS et al., 2019; MARES; SCHMIDLY, 1991; OLIFIERS; GENTILE; FISZON, 2005). Frente a essas ameaças, foi estabelecida no Brasil a criação de áreas de proteção como forma de delimitar áreas protegidas. A legislação brasileira determinou pela Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (BRASIL, 2000), a instituição do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), que define unidade de conservação como:

“... espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (BRASIL, 2000).

Mas antes mesmo da implementação de UCs o país seguia em uma crescente movimentação para proteção de áreas de vegetação nativa, tendo em vista a criação do primeiro programa em busca de identificar áreas consideradas como prioridades para as ações de conservação da biodiversidade ainda na década de 70, e realizado com base em análises biogeográficas (MITTERMEIER et al., 2005). Até os anos 1990 já haviam sido criadas dezenas de áreas protegidas resultantes de esforços liderados pela Secretaria Especial de Meio Ambiente (SEMA), constituídas por parques nacionais, estações ecológicas e reservas ecológicas, totalizando uma extensão de 144.180km² de áreas protegidas (MITTERMEIER et al., 2005). A instituição legal do SNUC tornou-se, então, um marco histórico no progresso da conservação ambiental no Brasil, estabelecendo importantes avanços para proteger os recursos naturais do país.

As Unidades de Conservação podem ser de Preservação Integral ou de Uso Sustentável. No primeiro caso é admitido o uso indireto dos recursos naturais existentes na área delimitada, ou seja, ficam vetadas atividades de coleta e uso dos seus recursos naturais, contando com cinco categorias distintas (BRASIL, 2000). Unidades de Uso Sustentável, por sua vez, admitem o uso de uma parcela de seus recursos de maneira sustentável, somando sete categorias onde é possível, em algumas delas, encontrar uma parcela do território sob ocupação humana (BRASIL, 2000). As UCs eram inicialmente definidas com base em levantamentos fotográficos aéreos e avaliação na extensão das perdas de cobertura vegetal natural, e atualmente contam também com inferências sobre distribuição de espécies sob algum risco de extinção (MITTERMEIER et al., 2005).

A definição dessas áreas protegidas tem se mostrado uma política de extrema importância para proteção de espécies ameaçadas (HASSLER, 2005), principalmente quando nos referimos a *hotspots*, onde geram grande impacto na conservação da biodiversidade (MEYERS, 2000). Apesar de tamanha relevância, dados disponibilizados pelo Ministério do Meio Ambiente mostram que uma porcentagem relativamente baixa das áreas de Cerrado e Caatinga é contemplada por Unidades de Conservação, que até o ano de 2009 correspondiam a 7,9 e 7,6%, respectivamente (GURGEL et al., 2009). As consequências da baixa delimitação

de áreas prioritárias de conservação nesses biomas podem atingir diretamente a sua biodiversidade, visto que abrigam várias espécies ameaçadas e em risco de extinção global (KLINK; MACHADO, 2005; TABARELLI; SILVA, 2002).

Mas além da simples criação dessas unidades, MELO et al. (2016) ressaltam a necessidade de investimento em fiscalização e educação ambiental, pois ao não considerar as comunidades que residem em suas proximidades, essa política pode se tornar ineficiente em certo nível. Nas florestas tropicais sazonalmente secas, por exemplo, foi apontado que a intensa pressão antrópica que vêm sofrendo requer políticas específicas visando a redução e mitigação de impactos negativos, com objetivo de auxiliar as populações locais concomitantemente à proteção dos serviços ecossistêmicos (ESPÍRITO-SANTO et al., 2009). Essas áreas são encontradas geralmente em clima semi-árido e representam apenas 3% do território brasileiro (ESPÍRITO-SANTO et al., 2009), correspondendo também ao habitat de *Kerodon*.

Há ainda obstáculos legais para a manutenção de UCs a partir de eventos de PADDDs (*Protected Areas Downgrading, Downsizing and Degazettement*), que correspondem a processos de diminuição de restrições, redução de tamanho e erradicação de áreas protegidas (BERNARD; PENNA; ARAÚJO, 2014), muitas vezes resultado de conflitos pelo uso da terra (RESENDE et al., 2019). Eventos dessa natureza reduzem a eficácia das propostas originais para as UCs e têm encontrado certo nível de facilidade para aprovação no Brasil, sem requisitar consultas públicas para permitir que a população opine sobre tais mudanças (BERNARD; PENNA; ARAÚJO, 2014). E na contramão da crença de que é necessária maior disponibilidade de áreas desmatadas para possibilitar o avanço econômico, MEDEIROS et al. (2011) apontam para o potencial das Unidades de Conservação em diversos setores econômicos, a exemplo do turismo, no qual pode impactar positivamente em uma arrecadação anual de R\$ 2,2 bilhões de reais, atraindo por volta de 20 milhões de visitantes em um ano. É possível notar essa relação também no setor agropecuário, visto que de 1996 a 2006 a população de gado no norte de Minas Gerais aumentou em 72%, enquanto no mesmo período as áreas de pasto foram reduzidas em 18,7% (ESPÍRITO-SANTO et al., 2009).

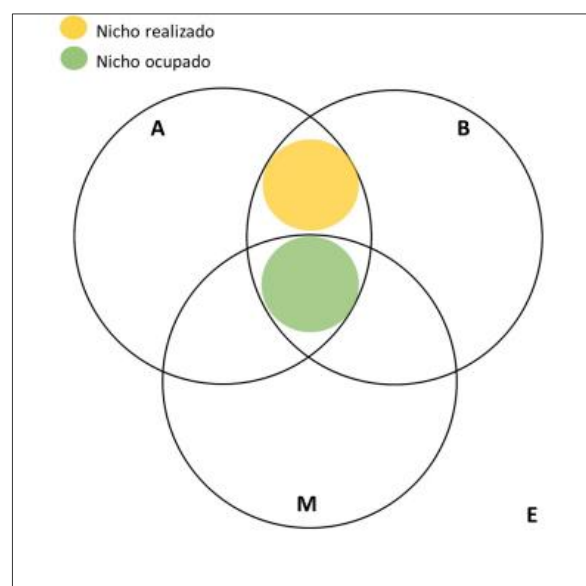
2.4 Teoria do Nicho

O uso do termo “nicho” para indicar o espaço ecológico de um organismo foi proposto por Grinnel (1917) para designar a unidade de distribuição de um táxon. Essa definição considerou que o ambiente seria o fator limitante para a estruturação de comunidades, sendo assim, o nicho de uma determinada espécie seria definido por fatores abióticos (barreiras físicas

e variáveis climáticas), denominando então o nicho pré-interativo. A proposta de nicho pós-interativo surgiu posteriormente com Elton (1927), levando em conta que o nicho seria definido por fatores bióticos. Neste caso, a distribuição geográfica de uma espécie seria delimitada, principalmente, pelo papel funcional que ela desempenha devido às suas interações intra e interespecíficas com outros organismos (VANDERMEER, 1972). Já no final da década de 1950, tais hipóteses estimularam a criação de dois novos conceitos por Hutchinson (1957): o *nicho fundamental* – que designa a distribuição possível para uma espécie de acordo com características climáticas e ambientais – e o *nicho realizado* – aquele referente à ocupação real de uma espécie tendo em vista as limitações atribuídas à soma de fatores abióticos e bióticos. Nesse momento, houve então a concepção do nicho ecológico como um hipervolume n-dimensional, em que cada dimensão considerada representa um fator limitante à existência de uma espécie (VANDERMEER, 1972).

O diagrama BAM (*biotic, abiotic e moviment*) apresentado por Soberón e Peterson (2005) (Figura 3) ilustra de forma clara tal relação entre os aspectos determinantes do nicho dentro do espaço ambiental. O espaço A corresponde ao nicho fundamental constituído de variáveis abióticas, o espaço B representa as limitações impostas pelas interações bióticas e a interseção entre eles ($A \cap B$) resulta no nicho realizado. O espaço M, representa o espaço geográfico acessível em um determinado tempo, levando em consideração a capacidade de dispersão da espécie.

Figura 3 – Nicho ecológico em um espaço ambiental (E) representado pelo diagrama BAM.



Fonte: DEL SARTO-OLIVEIRA (2020).

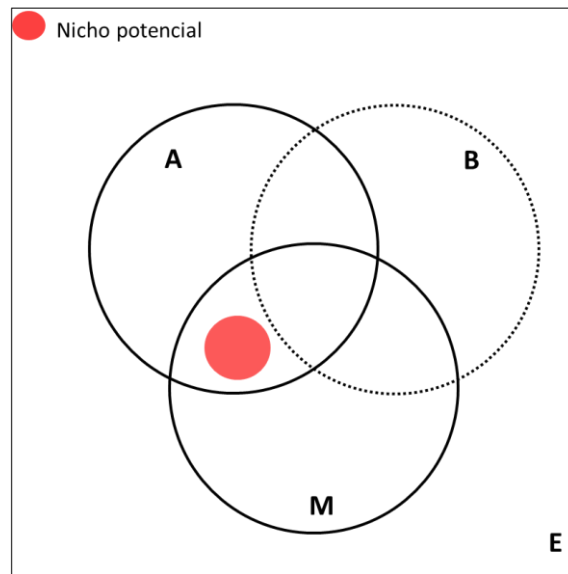
2.5 Modelagem correlativa

A modelagem de nicho ecológico é um método que vem sendo amplamente empregado em estudos de ecologia, a qual permite maior entendimento sobre espécies pouco conhecidas, calculando padrões de distribuição a partir de predições considerando fatores abióticos ou ambientais (PETERSON, 2001; SÁNCHEZ-CORDERO et al., 2005; SOBERÓN; NAKAMURA, 2009). Em sua execução são utilizados pontos de ocorrência do grupo de interesse, a partir dos quais são analisadas variáveis ambientais desses pontos e, os valores a elas atribuídos são utilizados para prever aptidão de habitats para o táxon (SOBERÓN; PETERSON, 2005; WARREN; SEIFERT, 2011). Para tanto, compreender as nuances que recobrem a Teoria do Nicho é de extrema importância, visto que possui como base teórica o nicho grinneliano (HIRZEL; LAY, 2008).

A premissa para sua aplicação é de que ao encontrar o nicho de uma espécie no espaço ambiental, o mesmo pode ser projetado para uma grade geográfica, valendo-se da dualidade de Hutchinson para encontrar áreas de distribuição potencial da espécie (SOBERÓN et al., 2017) (Figura 4). Na dualidade de Hutchinson, temos conceituado que cada ponto do espaço geográfico corresponde a um único ponto no espaço ambiental, porém o oposto não se aplica, pois mais de um ponto do espaço geográfico pode corresponder a um mesmo ponto no espaço ambiental, possuindo valores das variáveis ambientais muito semelhantes ou iguais (SOBERÓN et al., 2017).

Desse modo, exclui-se da modelagem correlativa o nicho elthoniano, devido tanto à dificuldade de se observar e mensurar os fatores bióticos, sendo também um obstáculo ao transpor para *rasters* na grade geográfica (SOBERÓN; NAKAMURA, 2009), quanto à possível baixa interferência de tais fatores em padrões observados em grande escala (PRINZING et al., 2002). A proposta de *nicho potencial* surgiu com JACKSON e OVERPACK (2000) devido à adição de uma análise temporal sobre as questões que permeiam a delimitação de nichos. Em seu trabalho é apontada a existência de variações na ocupação de nichos ao decorrer do tempo, que alternam entre ocupados e vagos em função de mudanças sazonais e eventos estocásticos, que favorecem ou não a permanência de uma espécie em determinada área. Conceituou-se dessa forma o nicho potencial como “a intersecção do nicho fundamental com o espaço ambiental realizado em um tempo particular” (JACKSON; OVERPACK, 2000). o que restringe um subconjunto do nicho fundamental para delimitação do nicho potencial ($A \cap M$) (JACKSON; OVERPACK, 2000; SOBERÓN; PETERSON, 2005).

Figura 4 – Nicho potencial considerado nas modelagens correlativas.



Fonte: DEL SARTO-OLIVEIRA (2020).

3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Ações para a conservação de espécies citadas no Livro Vermelho do ICMBio, como *K. rupestris* e *K. acrobata*, devem se valer de estudos científicos que maximizem os resultados esperados, direcionando esforços para áreas que abrangem uma boa parcela da ocupação geográfica da espécie de interesse. Nesse sentido, o presente trabalho visa gerar dados confiáveis acerca dos espaços geográficos aptos para o estabelecimento das espécies citadas, servindo de base para analisar o quanto as unidades de conservação estão sendo efetivas para a conservação do mocó, e também para orientar futuros planos de ação.

REFERÊNCIAS

- AMORA, T. D.; FERRARI, S. F. Predation of Small-bodied Mammals (*Callithrix* and *Kerodon*) by Laughing Falcons (*Herpetotheres cachinnans*) in the semi-arid Caatinga Scrub Forest of the Brazilian Northeast. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 126, n. 4, p. 771–775, 2014.
- ANTONGIOVANNI, M. et al. Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology**, v.57, n.10, p.2064–2074, 2020.
- BERNARD, E.; PENNA, L. A. O.; ARAÚJO, E. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. **Conservation Biology**, v.28, p.939-950, 2014.
- BEZERRA, A. M. R. et al. Endemic climbing cavy *Kerodon acrobata* (Rodentia: Caviidae: Hydrochoerinae) from dry forest patches in the Cerrado domain: New data on distribution, natural history, and morphology. **Zootaxa**, v.36, n.2724, p.29–36, 2010.
- BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de controle de roedores**. Brasília: Ministério da Saúde, 132pp. 2002.
- BRASIL. SNUC – **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Ministério do Meio Ambiente, 2000.
- CARMIGNOTTO A. P.; ASTÚA D. **Mammals of the Caatinga: Diversity, Ecology, Biogeography, and Conservation**. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (eds). *Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America*. New York: Springer, p.211–254, 2017.
- CATZEFLIS, F. et al. *Kerodon rupestris*. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2016. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20162.RLTS.T10988A22190269.en>.
- CRUZ, M. A. O. M. et al. **Diversidade de mamíferos em áreas prioritárias para conservação da Caatinga**. In: ARAÚJO, F. S.; RODAL, M. J. N.; BARBOSA, M. R. V. (eds). *Análise das Variações da Biodiversidade do bioma Caatinga – Suporte a Estratégias Regionais de Conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 181–202, 2005.
- DELICIELLOS, A. C. Mammals of four Caatinga areas in northeastern Brazil: Inventory, species biology, and community structure. **Check List**, v.12, n.3, 2016.
- DEL SARTO-OLIVEIRA, L. Caracterização da distribuição potencial de *Lonchophilla dekeyseri* Taddei, Vizotto & Sazima, 1983 (Chiroptera: Phyllostomidae). Dissertação de Mestrado, **Universidade Federal de Lavras**, 52 pp. 2020.
- DIAS, D. de M. et al. Human activities influence the occupancy probability of mammalian carnivores in the Brazilian Caatinga. **Biotropica**, v.51, n.2, p.253–265, 2019.
- ELTON, C. S. **Animal Ecology**. New York: Macmillan Co., 207pp., 1927.

ESPÍRITO-SANTO, M. M. et al. Sustainability of tropical dry forests: two case studies in southeastern and central Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.258, n.6, p.922–930, 2009.

GIORDANO, C. et al. Food habits of three carnivores in a mosaic landscape of São Paulo state, Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, v. 64, n. 2, p. 15, 2018.

GUERIN, C. et al. **A Jazida Pleistocênica da Toca da Janela da Barra do Antonião (São Raimundo Nonato, Piauí)**. In: SCHOBENHAUS, C. et al. (Eds.) *Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil*, p. 132-137, 1999. Disponível em: <http://sigep.cprm.gov.br/sitio069/sitio069.htm>. Acesso em: 15 nov. 2020.

GURGEL, H. C. et al. Unidades de conservação e o falso dilema entre conservação e desenvolvimento. **Boletim Regional, Urbano e Ambiental**, v. 3, p. 109–120, 2009.

GUTIÉRREZ E. E.; MARINHO-FILHO J. The mammalian faunas endemic to the Cerrado and the Caatinga. **ZooKeys**, v.644, p. 105–157, 2017.

GRINNEL, J. The niche-relationships of the California Thrasher. **The Auk**, v.34, n.4, p.427–433, 1917.

HARTENBERGER, J. L. **The Order Rodentia: major questions on their evolutionary origin, relationships, and suprafamilial systematics**. In: LUCKETT, W. P.; HARTENBERGER, J.-L., (eds). *Evolutionary relationships of rodents: a multidisciplinary analysis*. New York: Plenum Press, p. 1-33, 1985.

HASSLER, M. L. A Importância das Unidades de Conservação no Brasil. **Sociedade e Natureza**, v.17, n.33, p. 79–89, 2005.

HIRSCH, B. T. et al. Directed seed dispersal towards areas with low conspecific tree density by a scatter-hoarding rodent. **Ecology Letters**, v. 15, p. 1423–1429, 2012.

HIRZEL, A. H.; LAY, G. L. Habitat suitability modelling and niche theory. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 1372–1381, 2008.

HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, p. 415–427, 1957.

IBGE. **Mapa de Biomas do Brasil - Primeira Aproximação**. Rio de Janeiro: IBGE. 2004.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2021-1. 2021. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 13 abr. 2021.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos**. Brasília: ICMBio, 622p., 2018.

JACKSON, S. T.; OVERPACK, J. T. Responses of plant populations and communities to environmental changes of the late Quaternary. **Paleobiology**, v.26, n.4, p 194–220, 2000.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p. 147–155, 2005.

LEAL et al. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v.1, p. 139–146, 2005.

LEITE, R. J. V. et al. Composition of medium and large mammals in forest reserve in the Cerrado of Brazil central. **Revista Árvore**, v.40, n.5, p.825–832, 2016.

LESSA, G. Variação Morfométrica e Citogenética em *Kerodon rupestris* (Wied, 1820) (Rodentia: Caviidae). Dissertação de Mestrado, **Universidade Federal do Rio de Janeiro**, 2004.

LESSA, G.; GONÇALVES, P. R.; PESSOA, L. M. Variação geográfica em caracteres cranianos quantitativos de *Kerodon rupestris* (Wied, 1820) (Rodentia, Caviidae). **Arquivos do Museu Nacional**, v.63, n.1, p.75–88, 2005.

LESSA, G.; PESSÔA, L. M. Variação ontogenética e sexual em caracteres cranianos de *Kerodon rupestris* Wied, 1820 (Rodentia: Caviidae). **Arquivos do Museu Nacional**, v.63, n.3, p.599-618, 2005.

LESSA, G.; PAULA, C. S.; PESSOA, R. S. Food habits and endozoochorous seed dispersal by small rodents (Cricetidae and Echimyidae) in a riparian forest in southeastern Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v.14, n.3, p.349–359, 2019.

LESSA, L. G. et al. Chromosomal differentiation in *Kerodon rupestris* (Rodentia: Cavidae) from the Brazilian semi-arid region. **Mastozoología Neotropical**, v.20, n.2, p.399-405, 2013.

MARES, M. A.; BRAUN, J. K.; GETTINGER, D. Observations on the distribution and ecology of mammals of Cerrado grasslands of Central Brazil. **Annals of Carnegie Museum**, 1 58, n.1, p.1-60, 1989.

MARES, M. A.; SCHMIDLY, D. J. **Latin American Mammalogy: History, Biodiversity, and Conservation**. New York: University of Oklahoma Press, p.187-190, 1991.

MARINHO-FILHO, J.; RODRIGUES, F. H. G.; JUAREZ, K. M. **The Cerrado mammals: diversity, ecology and natural history**. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (eds). *The Cerrado of Brazil*. New York: Columbia University Press, p.266-284, 2002.

MEDEIROS, R.; YOUNG, C. E. F. **Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: Relatório Final**. Brasília: UNEP-WCMC, 120pp. 2011.

MELO, R. S. de et al. The role of game mammals as bushmeat In the Caatinga, northeast Brazil. **Ecology and Society**, v.21, n.2, 2016.

MITTERMEIER, R. A. et al. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. **Megadiversidade**, n.1, v.1, p.14-21, 2005.

MOOJEN, J.; LOCKS, M.; LANGGUTH, A. A New Species of *Kerodon*, Cuvier, 1825 from the State of Goiás, Brazil (Mammalia, Rodentia, Caviidae). **Boletim do Museu Nacional**, Nova Série Zoologia, v.377, p. 1–10, 1997.

OLIFIERS, N.; GENTILE, R.; FISZON, J. T. Relation between small-mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. **Brazilian Journal of Biology**, v.65, n.3, p.495–501, 2005.

OLIVEIRA, J. A. de et al. **Ordem Rodentia**. In: REIS, N. R. et al. (orgs). Mamíferos da Fazenda Monte Alegre. Londrina: Eduel, p. 141-168, 2005.

OVERBECK, G. et al. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, v.21, p.1455–1460, 2015.

PATTERSON, B. D.; COSTA, L. P. (eds.). **Bones, Clones and Biomes: The History and Geography of Recent Neotropical Mammals**. Chicago, Illinois: University of Chicago Press, 432 pp. 2012.

PETERSON, A. T. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. **Condor**, v.103, n.3, p.599–605, 2001.

PORTELLA, A. de S. Ecologia de *Kerodon acrobata* (Rodentia: Caviidae) em fragmentos da mata seca associados a afloramentos calcários no Cerrado do Brasil Central. Tese de Doutorado, **Universidade de Brasília**, 2015.

PORTELLA, A. de S.; VIEIRA, E. M. Diet and trophic niche breadth of the rare acrobatic cavy *Kerodon acrobata* (Rodentia: Caviidae) in a seasonal environment. **Mammal Research**, v.61, n.3, p.279–287, 2016.

PEREA, R.; MIGUEL, A. S.; GIL, L. Acorn dispersal by rodents: The importance of re-dispersal and distance to shelter. **Basic and Applied Ecology**, v.12, n.5, p.432-439, 2011.

PRINZING, A. et al. Geographic variability of ecological niches of plant species: Are competition and stress relevant? **Ecography**, v.25, n.6, p.721–729, 2002.

QUINTANA, C. A. Relaciones filogenéticas de roedores Caviinae (Caviomorpha: Caviidae), América del Sur. **Boletín de la Real Sociedad Espanola de Historia Natural**, v.94, n.3–4, p.125–134, 1998.

R CORE DEVELOPMENT TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing (Vienna, Austria). R version 4.2.0, 2020.

REID, W. V. Biodiversity hotspots. **Trends in Ecology and Evolution**, v.13, n.7, p.275–280, 1998.

RESENDE, F. M. et al. Consequences of delaying actions for safeguarding ecosystem services in the Brazilian Cerrado. **Biological Conservation**, v.234, p.90–99, 2019.

ROACH, N. *Kerodon acrobata*. The IUCN Red List of Threatened Species. 2016. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T136222A22190183.en>.

ROWE, D. L.; HONEYCUTT, R. L. Phylogenetic relationships, ecological correlates, and molecular evolution within the Cavoidea (Mammalia, Rodentia). **Molecular Biology and Evolution**, v.19, n.3, p.263–277, 2002.

SÁNCHEZ-CORDERO, V. et al. Place prioritization for biodiversity content using species ecological niche modeling. **Biodiversity Informatics**, v. 2, p. 11-23, 2005.

SANTOS-FILHO, M. DOS S.; SILVA, M. N. F. DA. Uso de habitats por mamíferos em área de Cerrado do Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. **Revista Brasileira de Zoociências**, v.4, n.1, p. 57–73, 2002.

SANTOS-FILHO, M. et al. Use of habitats by non-volant small mammals in Cerrado in Central Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.72, n.4, p.893–902, 2012.

SETTE, M. D. Os Climas Do Cerrado Do Centro-Oeste. **Revista Brasileira de Climatologia**, v.1, n.1, p. 29–42, 2005.

SILVA, J. M. C. da; BATES, J. M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: A tropical savanna hotspot. **BioScience**, v.52, n.3, p.225–233, 2002.

SOBERÓN, J.; PETERSON, A. T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. **Biodiversity Informatics**, v.2, p.1–10, 2005.

SOBERÓN, J.; NAKAMURA, M. Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.106, n.2, p.19644–19650, 2009.

SOUZA, D. P. et al. Small mammals in Barn Owl (*Tyto alba* — Aves, Strigiformes) pellets from Northeastern Brazil, with new records of *Gracilinanus* and *Cryptonanus* (Didelphimorphia, Didelphidae). **Mammalian Biology**, v. 75, n. 4, p. 370–374, 2010.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology and Evolution**, v.1, n.9, p.1–3, 2017.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. **Áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade do bioma Caatinga**. In: ARAÚJO, E. et al. (ed.). Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, p.47-52, 2002.

THULLER, W., LAVOREL, S.; ARAÚJO, M. B. Niche properties and geographical extent as predictors of species sensitivity to climate change. **Global Ecology and Biogeography**, v.14, p.347–357, 2005.

VANDERMEER, J. H. Niche Theory. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.3, n.1, p.107–132, 1972.

WARREN, D. L.; SEIFERT, S. N. **Ecological niche modeling in Maxent**: The importance of model complexity and the performance of model selection criteria. **Ecological Applications**, v.21, n.2, p.335–342, 2011.

ZAPPES, I. A.; PORTELLA, A. S.; LESSA, G. M. Description of Karyotype of *Kerodon acrobata*, an endemic rodent in Brazilian Cerrado. **Brazilian Journal of Biology**, v.74, n.1, p.251–256, 2014.

SEGUNDA PARTE

Artigo – Norma NBR 6022 (ABNT, 2018)

**AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO PROTEGEM
EFETIVAMENTE O MOCÓ, GÊNERO *KERODON* (CUVIER,
1825) (RODENTIA: CAVIIDAE)?**

1 INTRODUÇÃO

As Unidades de Conservação do Brasil (UCs) foram criadas com o intuito de definir áreas prioritárias para manutenção da biodiversidade sob um regime excepcional de proteção (BRASIL, 2002). Em um primeiro momento, as UCs eram estabelecidas por meio de levantamento fotográfico aéreo concomitante a uma avaliação na extensão das perdas em cobertura vegetal natural (MITTERMEIER et al., 2005). Atualmente, os planos de conservação cogitam propostas para inclusão de fatores econômicos e sociais (GURGEL et al., 2009), mas ainda mantêm um viés ecológico focado na conservação da biodiversidade, incluindo critérios de vulnerabilidade e incapacidade de substituição (MITTERMEIER et al., 2011). Logo, torna-se imprescindível reunir o máximo de informações disponíveis sobre a biodiversidade em regiões de interesse, as quais envolvem dados sobre a riqueza de espécies, tamanhos populacionais, aspectos comportamentais e, principalmente, sobre as distribuições geográficas (MITTERMEIER et al., 2005; 2011).

Um dos métodos atuais mais eficientes para inferência de distribuições geográficas das espécies é a modelagem computacional, relacionada aos requisitos ecológicos (DINIZ-FILHO et al., 2016; RANGEL et al., 2018). Dessa forma, áreas de adequabilidade são preditas por meio de técnicas correlativas baseadas em critérios ambientais – e.g. temperatura e precipitação – e pontos de ocorrência das espécies no espaço geográfico. A projeção do espaço virtual (ambiental) ao espaço geográfico torna-se possível devido à dualidade existente entre o nicho ecológico e o biótopo, permitindo um “sombreamento” – ou um reflexo – da distribuição geográfica das espécies em função das condições ambientais simuladas (COWELL; RANGEL, 2009; SOBERÓN; OSORIO-OLVERA; PETERSON, 2017).

O gênero *Kerodon* (Rodentia: Caviidae) compreende duas espécies endêmicas das áreas abertas brasileiras em afloramentos rochosos, popularmente denominados “mocó” (BEZERRA et al., 2010; LESSA et al., 2013). *Kerodon rupestris* é oriunda da Caatinga, registrada do Nordeste até o norte de Minas Gerais (LESSA; PESSOA, 2005), enquanto *K. Acrobata* é endêmica do Cerrado (ZAPPES; PORTELLA; LESSA, 2014), tendo sido observada apenas para os estados de Goiás e Tocantins (BEZERRA et al., 2010). Ambas as espécies possuem o status de Vulnerável (VU) pelo Livro Vermelho do Instituto Chico Mendes para Conservação da Biodiversidade, em consequência da redução das populações tanto por conversão de áreas nativas quanto pela caça (ICMBIO, 2018). Pela IUCN, contudo, *K. rupestris* está listado como pouco preocupante (CATZEFLIS et al., 2016) e *K. acrobata* ainda como deficiente em dados (ROACH, 2016), fato que evidencia a necessidade de mais pesquisas para o grupo. Neste

sentido, o presente estudo tem como objetivo analisar a efetividade das UC's na proteção do mocó, fornecendo dados sobre distribuição potencial, a fim de auxiliar medidas para conservação destas duas espécies.

2 MÉTODOS

2.1 Modelagem da Distribuição Potencial

2.1.1 Seleção das Variáveis Abióticas

Um total de 22 variáveis abióticas (Tabela 1), das quais 19 climáticas e três espaciais, arquitetadas em formato *raster* (.tif) com resolução de 2.5 arc-seg (4,5km²) foram cortadas por meio da função *crop* do pacote 'raster' (HIJMANS et al., 2012), utilizando como máscara os limites do território brasileiro. Optou-se por combinar elementos que atenuassem o clima, o relevo e a heterogeneidade ambiental das áreas abertas brasileiras incorporando ao processo de modelagem as nuances sazonais da temperatura (SMERALDO et al., 2018), além das barreiras à dispersão.

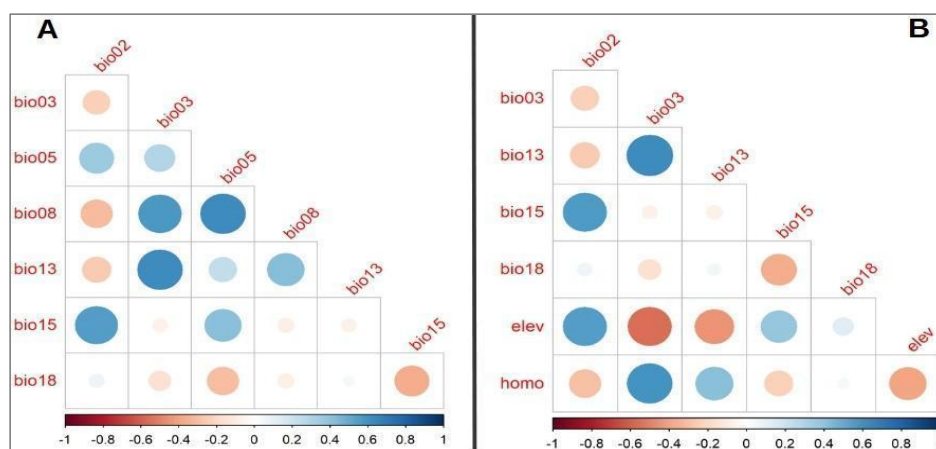
Tabela 1 – Origem dos arquivos *raster* e *links* para download.

Arquivos raster	Quantidade	Origem
Variáveis bioclimáticas	19	www.worldclim.org/
Elevação	1	www.dpi.inpe.br/Ambdata/
Homogeneidade ambiental	1	www.mapbiomas.org/
PH dos solos	1	www.soilsgrids.org/

Fonte: da autora (2021).

A fim de reduzir a colinearidade e uniformizar a variância das variáveis abióticas, foram executadas duas análises respectivamente: 1- A correlação de *Spearman*, sendo aceitáveis valores inferiores a 0.7 tanto positivos quanto negativos (NAIMI; ARAÚJO, 2016) e deste modo eram pré-selecionadas Bio02, Bio03, Bio05, Bio08, Bio13, Bio15, Bio18 (Figura 1A); 2- O fator de inflação da variância (VIF), por meio da função *vifstep* do pacote 'usdm' (NAIMI et al., 2017), sendo aceitáveis valores inferiores a 3.0 (NAIMI; ARAÚJO, 2016) e deste modo eram eliminadas a Bio08 e Bio05. Logo após, com adição de variáveis espaciais (PH dos solos, elevação e homogeneidade ambiental) foram executadas novamente as referidas análises, sendo eliminado o PH dos solos (Figura 1B). Ao todo eram incorporadas ao processo de modelagem correlativa sete variáveis abióticas (Tabela 2).

Figura 1 – Análise da correlação de Spearman entre as variáveis abióticas



Fonte: da autora (2021).

Tabela 2 – Variáveis selecionadas com Análise do Fator de Influência da Variância.

Nome das Variáveis	Designação	VIF
Bio02	Temperatura média anual	1.748
Bio03	Isotermalidade	2.839
Bio13	Precipitação do mês mais chuvoso	1.953
Bio15	Sazonalidade da precipitação	2.161
Bio18	Precipitação do trimestre mais quente	1.671
Elevação	Restrição espacial	1.745
Homogeneidade ambiental	Restrição espacial	1.731

Fonte: da autora (2021).

2.1.2 Calibração

A partir de uma revisão na literatura, foram extraídos pontos de ocorrência das duas espécies de mocó (Tabela 3) que seriam submetidos à modelagem correlativa. A fim de equalizar o processo de modelagem e evitar inferências enviesadas, para cada espécie utilizou-se 9 pontos de presenças verdadeiras, já que este foi o total de ocorrências encontradas para *K. acrobata*. Os algoritmos utilizados nas projeções do espaço ambiental para o geográfico também se baseiam em pontos de ausência, e assim a função *envSample* (VARELA et al., 2014) amostrou 9 pseudoausências para cada espécie, baseadas em filtros ambientais (Bio01 e elevação) que as direcionaram para áreas com baixa adequabilidade.

Tabela 3 – Pontos de ocorrência do gênero *Kerodon*.

	Espécie	Longitude	Latitude	Referencial
1	<i>K. acrobata</i>	-46,833	-13,833	LESSA; GONÇALVES; PESSÔA (2005)
2	<i>K. acrobata</i>	-46,467	-12,659	ZAPPES; PORTELLA; LESSA (2014)
3	<i>K. acrobata</i>	-46,881	-13,740	BEZERRA et al. (2010)
4	<i>K. acrobata</i>	-46,333	-11,633	BEZERRA et al. (2010)
5	<i>K. acrobata</i>	-46,661	-13,801	BEZERRA et al. (2010)
6	<i>K. acrobata</i>	-46,7100	-13,811	BEZERRA et al. (2010)
7	<i>K. acrobata</i>	-46,738	-13,071	BEZERRA et al. (2010)
8	<i>K. acrobata</i>	-47,155	-13,236	VAZ-DE-MELLO et al. (2020)
9	<i>K. acrobata</i>	-46,805	-13,269	PORTELLA; VIEIRA (2016)
10	<i>K. rupestris</i>	-43,016	-16,867	LESSA; GONÇALVES; PESSÔA (2005)
11	<i>K. rupestris</i>	-41,600	-12,250	LESSA; GONÇALVES; PESSÔA (2005)
12	<i>K. rupestris</i>	-39,916	-7,783	LESSA; GONÇALVES; PESSÔA (2005)
13	<i>K. rupestris</i>	-45,483	-9,316	LESSA; GONÇALVES; PESSÔA (2005)
14	<i>K. rupestris</i>	-37,400	-6,833	LABRUNA et al. (2016)
15	<i>K. rupestris</i>	-43,131	-8,891	LABRUNA et al. (2016)
16	<i>K. rupestris</i>	-40,750	-10,966	LESSA; PESSÔA (2005)
17	<i>K. rupestris</i>	-37,666	-9,650	AMORA; FERRARI (2014)
18	<i>K. rupestris</i>	-37,020	-6,033	SOUSA; MENEZES (2006)

Fonte: da autora (2021).

Por meio da função *prepare.data* do pacote ‘*dismo*’ (HJIMANS et al., 2011) os 18 pontos (9 presenças e 9 pseudoausências) foram aleatorizadas por 25 vezes, a uma taxa de 80% para treino (projeções ao espaço geográfico) e 20% para teste (validação das projeções). Ainda com o mesmo pacote, para avaliar a modelagem era acionado o parâmetro *true skill statistic* (TSS) por meio da função *evaluate*, sendo que modelos aceitáveis apresentam valores acima de 0,6 (ALLOUCHE; TSOAR; KADMON, 2006). Com a função *threshold* acionou-se o parâmetro *lowest presence threshold* (LPT) a fim de determinar um limiar entre o *underfitting* (precisão) e *overfitting* (generalização), cujos valores aceitáveis de acurácia permeiam em 0.4 (zero omissão e baixa comissão) enquanto valores precisos com maior probabilidade de acertos permeiam em 0.6 (otimização entre a especificidade e sensibilidade) (JIMÉNEZ-VALVERDE et al., 2011).

2.1.3 Projeções ao Espaço Geográfico

Por meio dos pacotes ‘gbm’ (GREENWELL; BOEHMKE; CUNNINGHAM, 2020) e ‘dismo’ utilizou-se dois algoritmos para aumentar a confiabilidade das predições (ELITH et al., 2011) a fim de combiná-los em uma técnica extremamente eficaz (ELITH et al., 2006; 2011) nas modelagens correlativas, o *ensemble* (ARAÚJO; NEW, 2006). A função *predict* do pacote ‘dismo’ iniciou as projeções abordando duas famílias de algoritmos: 1- o Boosted Regression Trees (BRT), que opera via árvores de regressões lineares; 2- o algoritmo da máxima entropia (MaxEnt), que opera via aprendizado de máquina. Para realização do *ensemble*, as predições com valores a partir de 0.6 eram consideradas presenças verdadeiras (1) enquanto os valores abaixo de 0.6 – limiar que maximiza o número de acertos segundo JIMENEZ-VALVERDE et al. (2011) – eram consideradas ausências (0). Por meio de funções genéricas, as 50 projeções, agora em *output* binário, eram concatenadas gerando um mapa consensual de acordo com a soma das frequências com que as células foram preditas como presenças verdadeiras (ARAÚJO; NEW, 2006).

Todas as análises foram efetuadas no ambiente R versão 4.2.0 (R CORE DEVELOPMENT TEAM, 2020).

2.2 Métricas de Área

Houve a união dos mapas consensuais de distribuição potencial das duas espécies de mocó e, a partir de um *threshold* com 80% de adequabilidade ambiental, foi criado um polígono. Outros polígonos referentes às UCs, obtidos em plataformas de dados livres, eram sobrepostos ao polígono de adequabilidade ambiental. Deste modo, foi possível calcular o tamanho das áreas de UCs – em km² – presentes na ocorrência do mocó. Todos os procedimentos foram efetuadas no software QGIS versão 13.14.0 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2020).

3 RESULTADOS

As modelagens realizadas para as duas espécies de *Kerodon* apresentaram uma boa acurácia no que se refere aos parâmetros avaliativos (Tabela 4). Para *K. acrobata* (Figura 2A) existem áreas de adequabilidade mais restritas, situadas em três polos principais: 1- na porção centro-norte de Minas Gerais; 2- a oeste da Bahia se estendendo ao leste de Goiás e Tocantins; 3- na porção sul do Ceará em regiões fronteiriças dos estados do Piauí, Paraíba e Rio Grande

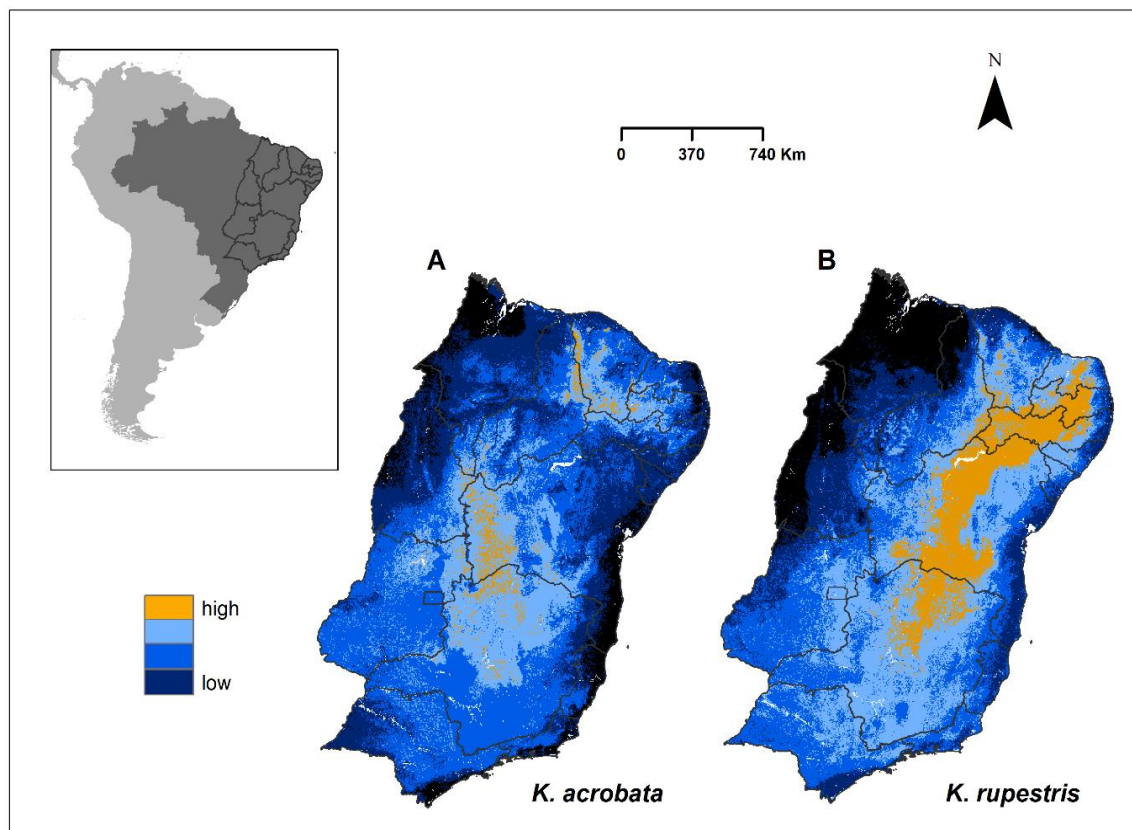
do Norte. Já para *Kerodon rupestris* (Figura 1B) existem áreas de alta adequabilidade convergentes à distribuição já conhecida para a espécie na Caatinga, porém houve uma ampliação para a região centro-norte do estado de Minas Gerais. No que diz respeito às UCs presentes na união entre a distribuição potencial das duas espécies (Figuras 3 e 4), observa-se que apenas 8,9% estão dentro do espectro de áreas protegidas. Destas, 6.71% configuram Unidades de Uso Sustentável; 2.14% de Proteção Integral; 0.026% não inclusas no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC); 0.027% outras áreas protegidas (que englobam reservas indígenas, quilombolas, etc.).

Tabela 4 – Parâmetros avaliativos da modelagem da distribuição potencial.

Espécie	Algoritmo	TSS (-1>X<1)	LPT (0.4>X<0.6)
<i>K. acrobata</i>	BRT	0.659	0.563
	MaxEnt	0.759	0.604
<i>K. rupestris</i>	BRT	0.760	0.624
	MaxEnt	0.886	0.589

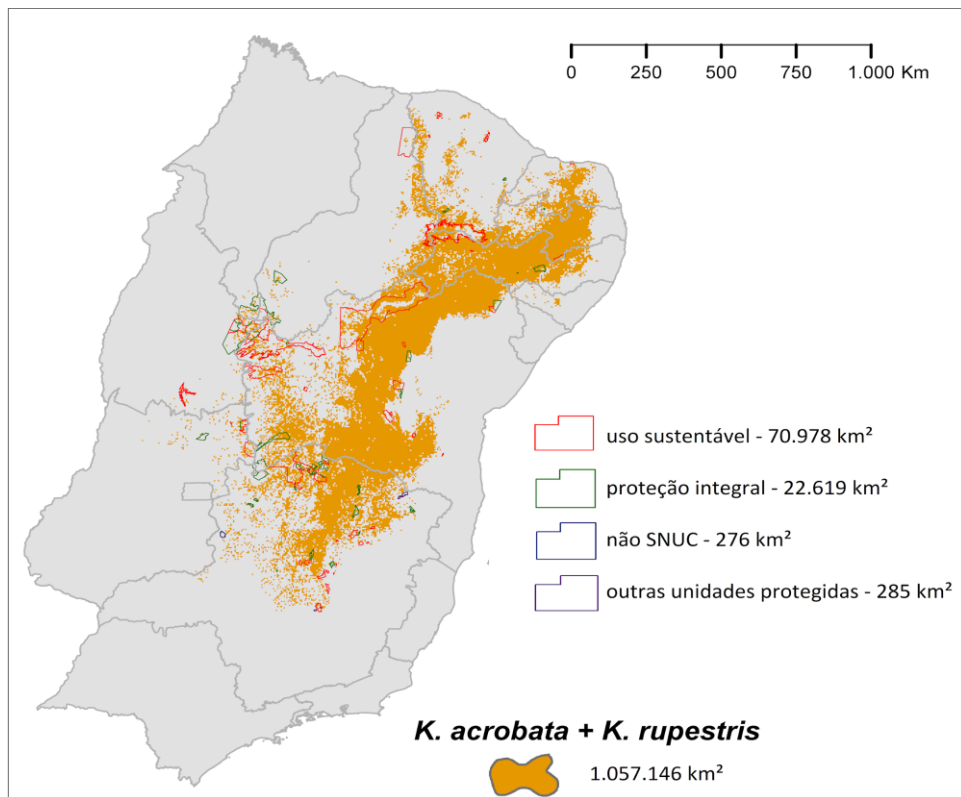
Fonte: da autora (2021).

Figura 2 – Distribuição potencial das espécies de mocó.



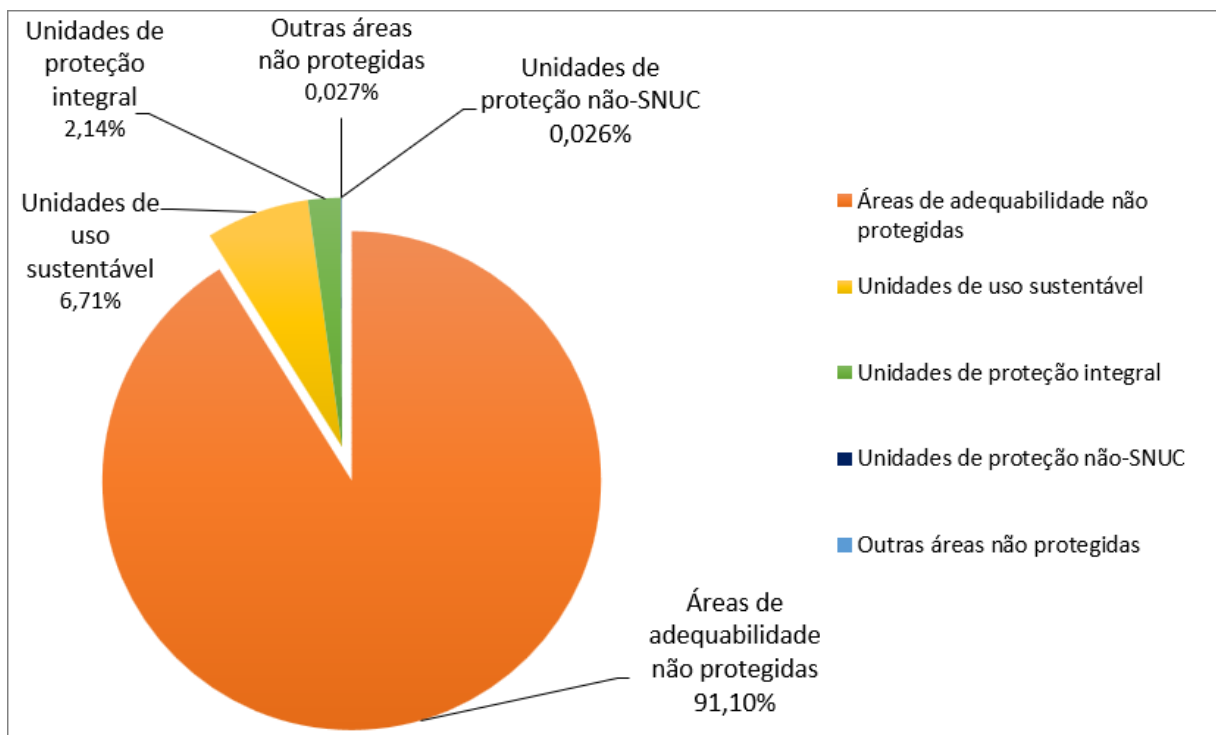
Fonte: da autora (2021).

Figura 3 – UCs sobrepostas à união das distribuições potenciais das espécies de mocó.



Fonte: da autora (2021).

Figura 4 – Percentual da distribuição potencial do gênero *Kerodon* em UCs.



Fonte: da autora (2021).

4 DISCUSSÃO

A distribuição potencial de *K. rupestris* condiz com a ocorrência já conhecida para a espécie. Existem, no entanto, áreas preditas na porção central de Minas Gerais que vão além dos limites conhecidos até o momento para o extremo norte do estado. Observa-se ainda que existem para esta espécie áreas adequáveis na porção meridional da Serra do Espinhaço (DOSSIN; DOSSIN; CHAVES, 1990), porém em menor intensidade. É válido ressaltar que mesmo com um *continuum* em sua área de distribuição, o mocó conta com três fontes de ocorrência distintas ao longo de sua distribuição geográfica (LESSA; GONÇALVES; PESSÔA, 2005). Para *K. acrobata*, as áreas de adequabilidade abrangem em maior proporção as regiões de savanas, principalmente aquelas situadas em afloramentos rochosos denominados Morros Testemunhos do Grupo Bambuí (KUCHENBECKER et al., 2014). Os resultados também indicam regiões onde ainda não existem registros de ocorrência para a espécie, no nordeste do Brasil, coincidindo com áreas adequadas para *K. rupestris*.

Estudos cariotípicos e filogeográficos sobre o mocó sugerem que o surgimento de *K. acrobata* se deve ao isolamento de populações de *K. rupestris*, que pode ter sido ocasionado pelos processos de expansão e retração das florestas tropicais no Brasil durante o Pleistoceno (ZAPPES; PORTELLA; LESSA, 2014). Tal isolamento permitiria a esta população se diferenciar ao longo do tempo, gerando uma especiação por efeito fundador. Partindo desse pressuposto, a presença de uma população de *K. acrobata* sobreposta à *K. rupestris* na região nordeste seria pouco provável, a menos que houvesse uma dispersão de *K. acrobata* sentido norte, hipótese também pouco provável visto que a área entre as duas regiões apresenta aptidão muito baixa para sobrevivência da espécie; do mesmo modo a existência de uma população de *K. acrobata* isolada nessa área não possui um fundamento teórico consistente levando em conta a história evolutiva do grupo.

Para a porção centro-norte de Minas Gerais é possível imaginar um movimento de dispersão de *K. acrobata* partindo de sua área conhecida, visto que acompanha os afloramentos rochosos do Grupo Bambuí. No entanto, existe a constatação que tais afloramentos são esparsos (CHAVES et al., 2007), podendo impor barreiras físicas a essa dispersão. Sabendo que até o momento nenhum registro de presença foi feito para a região, somado às evidências de que a espécie seja uma população isolada do gênero, é provável também que se trate de indicação de nichos vagos; áreas com dimensões propícias à existência do mocó, mas que se tornaram-se inacessíveis devido a uma restrição espaço-temporal (JACKSON; OVERPACK, 2000).

O pequeno número populacional e endemismo de *K. acrobata*, por si só, são fatores que geram risco de extinção para a espécie, ou seja, dois critérios de padrões de raridade (DIRZO; RAVEN, 2003). Somado a isso, a crescente substituição da vegetação nativa do Cerrado com aumento significativo observado considerando os dois últimos anos, de 6483,4 km² de área retirada apontados nos dados de 2019, para 7340,1 km² em 2020 (INPE, 2020), torna ainda mais urgente a mobilização em torno da conservação do mocó. Para *K. rupestris*, o cenário de perturbação da Caatinga também é alarmante, pois mesmo com quase metade de sua vegetação nativa ainda preservada, o nível de fragmentação indica uma alta propensão a impactos negativos no ecossistema decorrente de distúrbios antropogênicos crônicos (ANTONGIOVANNI et al., 2020).

Os resultados referentes às áreas de distribuição modelada do gênero que estão em unidades de conservação despertam preocupação, principalmente por se tratar de um animal com certo grau de vulnerabilidade. Ademais, a maior parcela dessas áreas protegidas se encontra em Unidades de Uso Sustentável, onde é possível encontrar ocupações humanas, a exemplo das Áreas de Proteção Ambiental, que correspondem a grande maioria das Unidades de Conservação da Caatinga e do Cerrado, segundo dados do ICMBio. Tendo em vista que uma das ameaças enfrentadas pelo mocó é a caça, a proximidade de suas populações de ocupações humanas pode favorecer essa atividade, que ocorre de forma significativa em regiões do semi-árido brasileiro (BARBOZA et al., 2016) e conta com técnicas bem conhecidas pelas populações locais para sua captura (ALVES et al., 2009).

Esse cenário traz em pauta a necessidade de fiscalização e gestão de áreas protegidas. A delimitação de Unidades de Conservação sozinha não garante que os limites territoriais implementados sejam respeitados. Existe, então, grande necessidade de concentrar esforços na sua fiscalização e considerar as comunidades que habitam a região para desenvolver planos de gestão que as envolvam, buscando políticas de conservação que realmente cumpram com seus objetivos (MELO et al., 2016). Somado a esta problemática, há meio legais que são obstáculos ao objetivo de conservação das UCs, como é o caso dos eventos de PADDDs (*Protected Areas Downgrading, Downsizing and Degazettement*), correspondente a processos de diminuição de restrições, redução de tamanho e erradicação de áreas protegidas, que não têm recebido muitos empecilhos políticos para aprovação no Brasil (BERNARD; PENNA; ARAÚJO, 2014). Esses processos costumam ser resultantes de conflitos de interesses no uso da terra (RESENDE et al., 2019), situação que evidencia ainda mais a atenção necessária para que as Unidades de Conservação sejam planejadas com critérios e gestões que busquem a sustentabilidade social.

Considerando as mudanças climáticas previstas para as próximas décadas, o aumento provável da aridez na Caatinga reitera a urgência de serem definidas Unidades de Conservação que garantam real proteção, pois as áreas com remanescente de vegetação estão mais propensas a oferecerem refúgios climáticos no final do século (OLIVEIRA et al., 2012). Esses refúgios serão indispensáveis para abrigo da fauna em geral, com potencial de ajudar inclusive na sobrevivência do mocó, visto que nesse bioma os mamíferos em sua maioria se desenvolveram em refúgios méxicos, não aparentando possuir adaptações a condições totalmente áridas (MARES; WILLIG; LACHER, 1985), contudo são necessários mais estudos para confirmar a validade de tal hipótese para *Kerodon*.

Para os avanços na proteção da biodiversidade do país e garantia de eficácia das Unidades de Conservação já existentes, a desmistificação da relação antagônica entre proteção ambiental e desenvolvimento econômico se torna imprescindível. Diversos estudos e relatórios apontam para a possibilidade do desenvolvimento sustentável na nossa sociedade (MEDEIROS et al., 2011; GURGEL et al., 2009), a exemplo do grande potencial de geração de renda e movimentação do mercado através do turismo em UC's, podendo causar impacto positivo de 1,10 bilhões de dólares anuais (MEDEIROS et al., 2011). Estudos nessa linha mostram a possibilidade de alinhar interesses econômicos e ambientais em prol de melhorias para a sociedade.

5 CONCLUSÃO

Este estudo cumpriu com o seu objetivo principal, que visou responder se as Unidades de Conservação protegem efetivamente o mocó. A partir dos dados apresentados neste estudo, é possível concluir que as UC's brasileiras não protegem de maneira efetiva as duas espécies de mocó, pois as áreas protegidas cobrem minimamente as áreas potenciais de distribuição, necessitando ainda de uma gestão rigorosa envolvendo as comunidades locais, visto que são majoritariamente Unidades de Uso Sustentável, a fim de reduzir o impacto das atividades de caça. Incentiva-se, portanto, maiores esforços em pesquisas sobre o gênero *Kerodon*, em especial para *K. acrobata*, para geração de dados que embasem planos de ação em conservação que incluam o mocó, assim como maior investimento na conservação das áreas abertas do Brasil.

REFERÊNCIAS

- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic. **Journal of Applied Ecology**, v.43, p.1223-1232, 2006.
- ALVES, R. R. N. et al. Hunting strategies used in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 5, n. 1, p. 12, 2009.
- AMORA, T. D.; FERRARI, S. F. Predation of Small-bodied Mammals (*Callithrix* and *Kerodon*) by Laughing Falcons (*Herpetotheres cachinnans*) in the semi-arid Caatinga Scrub Forest of the Brazilian Northeast. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 126, n. 4, p. 771–775, 2014.
- ANTONGIOVANNI, M. et al. Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 10, p. 2064–2074, 2020.
- ARAÚJO, M. B.; NEW, M. Ensemble forecasting of species distributions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, p. 42-47, 2006.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6022: informação e documentação: artigo em publicação periódica científica**. Rio de Janeiro: ABNT, 8pp. 2018.
- BERNARD, E.; PENNA, L. A. O.; ARAÚJO, E. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil, **Conservation Biology**, v.28, p. 939-950, 2014.
- BARBOZA, R. R. D. et al. The role of game mammals as bushmeat In the Caatinga, northeast Brazil. **Ecology and Society**, v. 21, n 2, 2016.
- BEZERRA, A. M. R. et al. Endemic climbing cavy *Kerodon acrobata* (Rodentia: Caviidae: Hydrochoerinae) from dry forest patches in the Cerrado domain: New data on distribution, natural history, and morphology. **Zootaxa**, v. 6, n. 2724, p. 29–36, 2010.
- BRASIL. **SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Ministério do Meio Ambiente, 2000.
- CATZEFLIS, F. et al. *Kerodon rupestris*. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2016. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20162.RLTS.T10988A22190269.en>.
- CHAVES, M. L. S. C. et al. Estratigrafia e Evolução Geomorfológica do Grupo Bambuí na Região de Morro da Garça (MG). **Geonomos**, v. 15, p. 43–52, 2007.
- COLWELL, R. K; RANGEL, T. F. Hutchinson’s duality: the once and future niche. **Proceedings of the National Academy of Sciences** (Berkeley, U.S.A.), v. 106, n. 2, p. 19651-19658.
- DINIZ-FILHO, J. A. F.; TERRIBILE, L. C.; ARAÚJO, M. B. Macroecologia e Mudanças Climáticas: avanços recentes e novas abordagens. In: CARVALHO, C. J. B. D.; ALMEIDA,

E. A. B. D. (eds.). **Biogeografia da América do Sul: análise de tempo, espaço e forma** (2ed.). Rio de Janeiro: Rocca, 324p. 2016.

DIRZO, R.; RAVEN, P. H. Global State of Biodiversity and Loss. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 28, n. 1, p. 137–167. 2003.

DOSSIN, I. A.; DOSSIN, T. M.; CHAVES, M. L. S. C. Compartimentação estratigráfica do Supergrupo Espinhaço em Minas Gerais – os grupos Diamantina e Conselheiro da Mata. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 20, p. 178–186, 1990.

ELITH, J. et al. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, v. 29, n. 2, p. 129–151, 2006.

ELITH, J.; PHILLIPS, S. J.; HASTIE, T.; DUDIK, M.; CHEE, Y. E. E.; YATES, C. J. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 1, p. 43–57, 2011.

GREENWELL; BOEHMKE; CUNNINGHAM. **gbm: Generalized Boosted Regression Models**. CRAN repository, 2019. R package version 2.1.8, 2020.

GURGEL, H. C. et al. Unidades de conservação e o falso dilema entre conservação e desenvolvimento. **Boletim Regional, Urbano e Ambiental**, v.3, p. 109–120, 2009.

HIJMANS, R. J.; PHILLIPS, S.; LEATHWICK, J.; ELITH, J. **dismo: Distribution Modelling Species**. CRAN repository, 2011. R package version 1.1–4, 2017.

HIJMANS, R. J.; VAN-ETTEN, J. **raster: geographic analysis and modeling with raster data**. CRAN repository, 2012. R package version 3.0-7, 2019.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos**. Brasília: ICMBio, 622p., 2018.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Coordenação geral de observação da terra. **PRODES – Incremento anual de área desmatada no Cerrado Brasileiro**. 2020. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/cerrado>.

JACKSON, S. T.; OVERPACK, J. T. Responses of plant populations and communities to environmental changes of the late Quaternary. **Paleobiology**, v. 26, n. 4, p. 194–220, 2000.

JIMÉNEZ-VALVERDE, A. et al. Use of niche models in invasive species risk assessments. **Biological Invasions**, v. 13, n. 12, p. 2785–2797, 2011.

KUCHENBECKER, M. et al. **Geologia e recursos minerais da Folha Morro da Garça SE.23-Z-A-IV: estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: CPRM, 61p. 2014.

LABRUNA, M. B. et al. A new argasid tick species (Acari: Argasidae) associated with the rock cavy, *Kerodon rupestris* Wied-Neuwied (Rodentia: Caviidae), in a semiarid region of Brazil. **Parasites & Vectors**, v. 9, n. 1, p. 511, 2016.

LESSA, G.; GONÇALVES, P. R.; PESSOA, L. M. Variação geográfica em caracteres cranianos quantitativos de *Kerodon rupestris* (Wied, 1820) (Rodentia, Caviidae). **Arquivos do Museu Nacional**, v. 63, n. 1, p. 75–88, 2005.

LESSA, G.; PESSOA, L. M. Variação ontogenética e sexual em caracteres cranianos de *Kerodon rupestris* Wied, 1820 (Rodentia: Caviidae). **Arquivos do Museu Nacional**, v.63, n.3, p. 599–618, 2005.

LESSA, G. et al. Chromosomal differentiation in *Kerodon rupestris* (Rodentia: Caviidae) from the Brazilian semi-arid region. **Mastozoologia Neotropical**, v. 20, n. 2, p. 399–405, 2013.

MARES, M. A.; WILLIG, M. R.; LACHER, T. E. The Brazilian Caatinga in South American zoogeography: tropical mammals in a dry region. **Journal of Biogeography**, v. 12, p. 57-69, 1985.

MEDEIROS, R.; YOUNG, C. E. F. **Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: Relatório Final**. Brasília: UNEP-WCMC, 120p. 2011.

MELO, R. S. de et al. The role of game mammals as bushmeat In the Caatinga, northeast Brazil. **Ecology and Society**, v.21, n.2, 2016.

MITTERMEIER, R. A. et al. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p. 14–21, 2005.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots**. In: ZACHOS FE, HABEL JC (eds.) *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, p. 3–22. 2011.

NAIMI, B.; ARAÚJO, M. B. sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. **Ecography**, v. 39, n. 4, p.3 68–375, 2016. R package version 1.1-18, 2017.

NAIMI, B. et al. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? **Ecography**, v. 37, p. 191–203, 2014. R package version 1.1-18, 2017.

OLIVEIRA, G. de et al. Conserving the Brazilian semiarid (Caatinga) biome under climate change. **Biodiversity and Conservation**, v.21, n.11, p. 2913–2926, 2012.

PORTELLA, A. de S.; VIEIRA, E. M. Diet and trophic niche breadth of the rare acrobatic cavy *Kerodon acrobata* (Rodentia: Caviidae) in a seasonal environment. **Mammal Research**, v.61, n.3, p.279–287, 2016.

QGIS. **Geographic Information System**. Open Source Geospatial Foundation Project (Norden, Germany). Version 13.14.0, 2020.

R CORE DEVELOPMENT TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing (Vienna, Austria). R version 4.2.0, 2020.

RANGEL, T. F. et al. Modeling the ecology and evolution of biodiversity: Biogeographical cradles, museums, and graves. **Science**, v. 361, n. 6399, 2018.

RESENDE, F. M. et al. Consequences of delaying actions for safeguarding ecosystem services in the Brazilian Cerrado. **Biological Conservation**, v.234, p.90–99, 2019.

ROACH, N. *Kerodon acrobata*. The IUCN Red List of Threatened Species. 2016. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T136222A22190183.en>.

SMERALDO, S. et al. Ignoring seasonal changes in the ecological niche of non-migratory species may lead to biases in potential distribution models: lessons from bats. **Biodiversity and Conservation**, v.27, n.9, p.2425–2441, 2018.

SOBERÓN, J.; OSORIO-OLVERA, L.; PETERSON, T. Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v.88, n.2, p. 437–441, 2017.

SOUSA, R. A.; MENEZES, A. A. L. Circadian rhythm of motor activity of the Brazilian rock cavy (*Kerodon rupestris*) under artificial photoperiod. **Biological Rhythm Research**, v. 37, n. 5, p. 443–450, 2006.

VAZ-DE-MELLO, F. Z.; NUNES, L. G. DE O. A.; COSTA-SILVA, V. D. A new species of the genus *Canthon* Hoffmannsegg (Coleoptera, Scarabaeidae, Scarabaeinae, Deltochilini) from Central Brazil. *Papéis avulsos de zoologia*, v. 60, n. 04, p.1-6. 2020

ZAPPES, I. A.; PORTELLA, A. S.; LESSA, G. M. Description of Karyotype of *Kerodon acrobata*, an endemic rodent in Brazilian Cerrado. **Brazilian Journal of Biology**, v.74, n.1, p.251–256, 2014.