



UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DO AMBIENTE
DOUTORADO EM CIÊNCIAS DO AMBIENTE

HEITOR CAMPOS DE SOUSA

**FOGO, MUDANÇAS CLIMÁTICAS E A CONSERVAÇÃO DA LACERTOFAUNA
NO CERRADO**

PALMAS, TO

2023

Heitor Campos de Sousa

Fogo, mudanças climáticas e a conservação da lacertofauna no Cerrado

Tese apresentada à Universidade Federal do Tocantins (UFT), como requisito à obtenção do grau de Doutor em Ciências do Ambiente.

Linha de Pesquisa: Biodiversidade e Recursos Naturais

Orientadora: Dra. Adriana Malvasio

Co-orientadores:

Dr. Guarino Rinaldi Colli

Dr. Roberto Salguero-Gómez

PALMAS, TO

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

C198f Sousa, Heitor Campos de .
 Fogo, Mudanças Climáticas e a Conservação da Lacertofauna no Cerrado.
 / Heitor Campos de Sousa. – Palmas, TO, 2023.
 225 f.

 Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus
 Universitário de Palmas - Curso de Pós-Graduação (Doutorado) em Ciências
 do Ambiente, 2023.
 Orientadora : Adriana Malvasio
 Coorientadores: Guarino Rinaldi Colli e Roberto Salguero-Gómez

 1. conservação da biodiversidade. 2. ecofisiologia. 3. regimes de queima. 4.
 resiliência. I. Título

CDD 628

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizada desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Heitor Campos de Sousa

Fogo, mudanças climáticas e a conservação da lacertofauna no Cerrado

Tese apresentada à UFT – Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Palmas-TO, Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente, na linha de pesquisa Biodiversidade e Recursos Naturais, foi avaliada para a obtenção do título de Doutor em Ciências do Ambiente e aprovada em sua forma final pelo Orientador e pela Banca Examinadora.

Data de Aprovação: 26/09/2023

Banca examinadora:

Profa. Dra. Adriana Malvasio, UFT – Orientadora

Profa. Dra. Elineide Eugênio Marques, UFT

Prof. Dr. Lucas Barbosa e Souza, UFT

Prof. Dr. Heraldo Luis de Vasconcelos, UFU

Prof. Dr. Márcio Roberto Costa Martins, USP

Prof. Dr. Fernando Mayer Pelicice, UFT – Suplente

Prof. Heber Rogério Gracio, UFT – Suplente

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente à minha família, por ter sempre me apoiado nas minhas decisões e escolhas, desde que escolhi a minha profissão por paixão e não cobiça. Apesar da distância, nunca me foi negado amor e carinho.

Agradeço aos meus orientadores brasileiros: Adriana Malvasio e Guarino Colli. Vocês tornaram esse meu sonho de estudar os efeitos do fogo e mudanças climáticas sobre lagartos do Cerrado se tornar realidade. Apesar das dificuldades e problemas técnicos, sempre acreditaram e depositaram sua confiança em mim, pelos quais serei eternamente grato.

Agradeço ao meu orientador estrangeiro: Rob Salguero-Gómez, que me recebeu em sua instituição com enorme apreço e atenção. Suas contribuições são valiosas não somente para o meu conhecimento científico, mas para minha formação profissional, pois muitas de suas qualidades busco alcançá-las no meu dia a dia.

Agradeço a todos que contribuíram de alguma forma na minha formação, desde a graduação e mestrado na UnB (Ana Hermínia, Bernardo Costa, Davi Pantoja, Helga Wiederhecker, Tânia Queiroz) até o doutorado aqui na UFT (André Mantena, Thiago Portelina e Bruna Gomes).

Agradeço imensamente a todos os ajudantes de campo de Brasília (RECOR), e em especial à equipe de Palmas (PEL) e Serra Geral: Alecsander, Amalhia, Amanda, Andersom, Carla Tosta, Daiana, Denize, Geisa, Iago, Isabella, Isaías, Juarez, Júlia, Kesia, Ladislau, Letícia, Luana, Marcos, Maria Fernanda, Maria Júlia, Mariana, Mauro Celso, Mikaella, Raquel Acácio, Osvaldo, Thalles, Victória, entre tantos outros. Sem o auxílio de todas essas pessoas, esse trabalho nunca seria possível de ser realizado.

Agradeço ao transporte da UnB e da UFT, em especial aos motoristas Geremias, Ismael, João Batista, Marcos e Valdivino.

Agradeço ao apoio da Reserva Ecológica do IBGE (RECOR), do Instituto Natureza do Tocantins (Naturatins) e do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), em especial aos gerentes Volnei, Lyon e Marco Borges e ao brigadista do ICMBio João Batista.

Agradeço ao auxílio do Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente (Ciamb) para trabalhos de campo e também ao seu corpo docente e à coordenação.

Agradeço às bolsas de doutorado e doutorado sanduíche da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (Capes; nº 88887.484511/2020-00 e 88881.623332/2021-01).

Esse trabalho foi financiado parcialmente pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (Capes) no âmbito do Projeto “Ecologia da Transição Cerrado-Floresta Amazônica”, processo nº 88881.068430-2014-01 do Programa Nacional de Cooperação Acadêmica (Procad) e; pelo Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (Funbio) e seu parceiro Instituto da Humanidade (Humanize) no âmbito do Programa “Bolsas Funbio – Conservando o Futuro”, Chamada 2/2019.

RESUMO

O fogo é um componente importante dos ecossistemas abertos, como as savanas brasileiras (Cerrado). No entanto, as mudanças climáticas e as atividades humanas estão alterando os regimes de queima. Isso pode ter impactos significativos na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos. A presente tese teve como objetivo estudar os efeitos sinérgicos das mudanças climáticas e dos regimes de queima no Cerrado e seus efeitos em larga escala sobre a fauna de lagartos e as percepções dos atores sociais quanto a esses aspectos. Para isso, cinco capítulos centrais abordam separadamente cada questão: o primeiro capítulo discute as percepções ambientais de residentes rurais e especialistas ambientais em relação ao Cerrado. Os residentes rurais tendem a ter uma percepção mais direta e espacialmente restrita do Cerrado, enfatizando frutas comestíveis e beleza cênica. Os especialistas ambientais, por outro lado, enfatizam a importância dos serviços ecossistêmicos da região, como a provisão de água e turismo. O segundo capítulo investiga as prioridades e motivações dos atores-chave envolvidos na gestão do fogo no Cerrado. Os residentes rurais priorizam a diminuição dos custos econômicos e das doenças pulmonares humanas, enquanto os especialistas ambientais priorizam a conservação da biodiversidade e seu uso tradicional. A maioria dos especialistas aprovou o uso do Manejo Integrado do Fogo (MIF) em áreas protegidas (91,84%) e privadas (79,59%). No terceiro capítulo, foram mapeados e classificados os principais regimes de queima no Cerrado. As queimadas são mais frequentes no final da estação seca, presumivelmente provocadas pelo homem. As queimadas são mais frequentes em condições mais secas e com maior radiação. Também foi observado que entre 1982 e 2018, houve um aumento da frequência e extensão de queimadas no Cerrado e mudanças na sazonalidade, com tendências a queimar mais no final da estação seca, em agosto e setembro. No quarto capítulo foram testadas hipóteses sobre como três componentes essenciais da resiliência demográfica (compensação, resistência e recuperação) covariam ao longo das distintas histórias de vida de três espécies de lagartos expostas a diferentes regimes de queima prescritas. Os resultados revelam que regimes de queima severos diminuem a capacidade de resistência, compensação ou recuperação. Além disso, identificamos o tempo de geração e a produtividade reprodutiva como preditores de tendências de resiliência em regimes climáticos e de queima. Nossas análises demonstram que a probabilidade e a quantidade de reprodução mensal são os fatores proximais da resiliência demográfica nas três espécies. No quinto capítulo, projetamos os tamanhos populacionais de lagartos sob diferentes condições ambientais, incluindo regimes de queima e mudanças climáticas. Os resultados revelam que populações com alta compensação, baixa resistência e longos tempos de recuperação apresentam tamanhos de população maiores. Dependendo do cenário do regime de queima, as populações podem amortecer ou aumentar seus tamanhos em determinadas áreas, especialmente nas porções leste e sul da distribuição geográfica do Cerrado. Para organismos de pequeno porte, como lagartos, o ritmo de vida (crescimento, maturação sexual e morte) e o esforço reprodutivo dos indivíduos são fatores determinantes para a persistência das populações em um mundo com regimes climáticos e de queima mais severos.

Palavras-chave: conservação da biodiversidade, ecofisiologia, regimes de queima, resiliência.

ABSTRACT

Fire is an important component of open ecosystems, such as the Brazilian Cerrado savannas. However, climate change and human activities are altering fire regimes. These changes can have significant impacts on biodiversity and ecosystem services. This thesis aimed to study the synergistic effects of climate change and fire regimes in the Cerrado and their large-scale effects on lizard fauna and the perceptions of social actors regarding these aspects. To accomplish this task, five central chapters separately address each issue. The first chapter discusses the environmental perceptions of rural residents and environmental specialists in relation to the Cerrado. Rural residents tend to have a more direct and spatially constrained perception of the Cerrado, emphasizing edible fruits and scenic beauties. Environmental experts, on the other hand, emphasize the importance of the region's ecosystem services, such as water provision and tourism. The second chapter investigates the priorities and motivations of the key actors involved in the management of fire in the Cerrado. Rural residents prioritize decreasing economic costs and human pulmonary diseases, while environmental experts prioritize biodiversity conservation and its traditional use. Most experts approved the use of the Integrated Fire Management (IFM) in protected (91.84%) and private (79.59%) areas. In the third chapter, I mapped and classified the main fire regimes in the Cerrado. Fires are most frequent at the end of the dry season, presumably ignited by humans. Fires are more frequent in drier conditions and with greater insolation. I was also observed that during the period of 1982 and 2018, there was an increase in the frequency and extent of fires in the Cerrado and changes in seasonality, with trends to burn more at the end of the dry season, in August and September. In the fourth chapter, I tested hypotheses on how three essential components of demographic resilience (compensation, resistance, and recovery) co-vary over the different life histories of three lizard species exposed to different prescribed fire regimes. The results reveal that severe fire regimes favor populations with greater capacity for resistance or compensation. In addition, we identified generation time and reproductive productivity as predictors of resilience trends in climate and fire regimes. Our analyses demonstrate that the probability and amount of monthly reproduction are the proximal factors of demographic resilience in the three species. In the fifth chapter, I project the population sizes of lizards under different environmental conditions, including fire regimes and climate change. The results reveal that populations with high compensation, low resistance and long recovery times have larger population sizes. Depending on the scenario of the burning regime, populations may dampen or increase their sizes in certain areas, especially in the eastern and southern portions of the Cerrado's geographic distribution. For small organisms, such as lizards, the pace of life (growth, sexual maturation, and death) and reproductive investment of the individuals may be a determinant factor for the persistence of populations in a world with more severe climate and fire regimes.

Keywords: biodiversity conservation, ecophysiology, fire regimes, resilience.

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1 INTRODUÇÃO GERAL	10
Referências.....	18
2 PERCEPÇÃO AMBIENTAL DE RESIDENTES RURAIS E ESPECIALISTAS AMBIENTAIS EM UM <i>HOTSPOT</i> DE BIODIVERSIDADE	29
Resumo.....	29
Abstract.....	29
2.1 Introdução	29
2.2 Material e Métodos	31
2.3 Resultados	33
2.3 Discussão	40
Apêndices	43
Referências.....	43
3 PRIORIZANDO OBJETIVOS DE MANEJO DO FOGO EM UM <i>HOTSPOT</i> DE BIODIVERSIDADE	53
Resumo.....	53
Abstract.....	53
3.1 Introdução	54
3.2 Material e Métodos	56
3.2.1 Entrevistas e Questionários.....	56
3.2.2 Análises Estatísticas.....	58
3.3 Resultados	59
3.4 Discussão	65
Apêndices	69
Referências.....	69
4 CLIMA E VEGETAÇÃO PREDIZEM REGIMES DE QUEIMA EM UM <i>HOTSPOT</i> DE BIODIVERSIDADE	75
Resumo.....	75
Abstract.....	75
4.1 Introdução	76
4.2 Material e Métodos	79
4.2.2 Área de estudo.....	79
4.2.3 Classificação dos regimes de queima.....	80
4.2.4 Predição da frequência e extensão de queimadas	82

4.3 Resultados	83
4.4 Discussão	95
Apêndices	100
Referências	100
5 REGIMES DE QUEIMA SEVEROS REDUZEM A RESILIÊNCIA DE POPULAÇÕES EM LAGARTOS	112
Resumo	112
Abstract	112
5.1 Introdução	113
5.2 Material e Métodos	116
5.2.1 Monitoramento populacional	116
5.2.2 Espécies de estudo	117
5.2.3 Características ecofisiológicas, clima e microclima	118
5.2.4 Análise dos dados.....	118
5.3 Resultados	121
5.3.1 Taxas vitais	121
5.3.2 Regimes de queima e resiliência demográfica	124
5.3.3 Características de história de vida e resiliência demográfica	126
5.3.4 Parâmetros de taxas vitais e resiliência demográfica.....	128
5.4 Discussão	130
Apêndice	134
Referências	134
6 HISTÓRIA DE VIDA E RESILIÊNCIA DEMOGRÁFICA PREDIZEM AS DIMINUIÇÕES DAS POPULAÇÕES DE LAGARTOS SOB MUDANÇAS AMBIENTAIS	142
Resumo	142
Abstract	142
6.1 Introdução	143
6.2 Material e Métodos	145
6.2.1 Áreas de estudo e monitoramento populacional	145
6.2.2 Espécies de estudo	147
6.2.3 Características ecofisiológicas, clima e microclima	148
6.2.4 Componentes da resiliência demográfica e características da história de vida.....	148
6.2.5 Tamanhos populacionais no presente	150
6.2.5 Tamanhos populacionais no futuro	151
6.3 Resultados	153

6.3.1	Preditores ambientais de probabilidade de captura e tamanhos populacionais	153
6.3.2	Tamanhos populacionais, resiliência demográfica e história de vida.....	154
6.3.3	Mudanças no tamanho da população no futuro sob diferentes regimes de queima e mudanças climáticas	155
6.4	Discussão	164
	Referências	167
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	179
	REFERÊNCIAS	184

1 INTRODUÇÃO GERAL

Muitos pesquisadores afirmam que o mundo vive uma crise ambiental e que entrou numa nova era: o Antropoceno (Lewis; Maslin, 2015; Steffen *et al.*, 2011; Zalasiewicz *et al.*, 2011). A humanidade já transgrediu alguns dos limites biofísicos seguros do planeta, como o do ciclo do nitrogênio, das mudanças climáticas e da perda da biodiversidade (Johan *et al.*, 2009; Rockström *et al.*, 2009b; Running, 2012). As taxas de extinção das espécies estão muito mais altas do que as taxas de fundo (Cardinale *et al.*, 2018), levando alguns autores a afirmarem que estamos vivenciando a sexta extinção em massa (Ceballos; Ehrlich; Dirzo, 2017; Ceballos; Ehrlich; Raven, 2020; Dirzo, Rodolfo *et al.*, 2014). Contudo, apesar das outras cinco extinções em massa terem sua causa por eventos naturais ou estocásticos, a presente se dá devido às mudanças ambientais causadas pelos seres humanos (Ceballos *et al.*, 2017; Ceballos *et al.*, 2020; Dirzo, Rodolfo *et al.*, 2014). As principais causas das extinções da fauna são as invasões biológicas, sobre-exploração, perda de habitat e fragmentação, e mais recentemente as mudanças climáticas (Ducatez; Shine, 2017; Young *et al.*, 2016).

Dentro desse contexto de mudanças ambientais globais e perda da biodiversidade, a discussão acerca da efetividade das políticas e práticas conservacionistas está em questionamento (Chazdon, 2019; Macura; Secco; Pullin, 2015; Schleicher; Peres; Leader-Williams, 2019). Similarmente, é necessário nas avaliações sobre a biodiversidade, incorporar as atividades socioeconômicas e outras dimensões humanas (*e.g.*: psicologia, tradições culturais, política e governança), de forma a mitigar os impactos negativos e aumentar a eficiência da conservação da biodiversidade (Tilman *et al.*, 2017). Entender as percepções, motivações, predisposições, preferências e atitudes das pessoas pode ajudar a elaborar políticas e ações conservacionistas mais efetivas, além de programas de tomada de consciência e educação ambiental que as convençam a colaborar e participar (Bennett, 2016; Bennett *et al.*, 2017). Em alguns casos, é complexo balancear as atividades socioeconômicas com as prioridades e ações conservacionistas, pois existem *tradeoffs* entre elas, ou seja, existem conflitos intrínsecos (Álvarez-Romero *et al.*, 2015; Kremen; Merenlender, 2018b; Pellegrini *et al.*, 2016; Wilson; Carwardine; Possingham, 2009). Para se conhecer essas relações e suas interações é preciso integrar os métodos das ciências sociais com a ecologia e a biologia da conservação (conservação social) (Bennett; Roth, 2015; Bennett *et al.*, 2017).

A história do fogo nos ecossistemas se confunde com a própria história e evolução dos homínídeos (Bowman, D. M. *et al.*, 2011; Bowman *et al.*, 2009; Leys *et al.*, 2018; Roos;

Bowman; Balch; Artaxo; Bond; Cochrane; D'Antonio; Defries; Mack; Johnston; Krawchuk; Kull; Moritz; Pyne; Scott; Swetnam, 2014). Em ecossistemas pirofíticos (dependentes do fogo), queimadas controladas são prescritas para promover a biodiversidade e proteger as populações humanas (Bradstock *et al.*, 2005; Fernandes *et al.*, 2013; Groninger *et al.*, 2005; Russell-Smith *et al.*, 2013). Há décadas, a maioria dos tomadores de decisão e pesquisadores se convenceram de que políticas de somente supressão do fogo são pouco eficazes e altamente custosas ambiental, econômica e socialmente (Moritz *et al.*, 2014; Roos; Bowman; Balch; Artaxo; Bond; Cochrane; D'Antonio; Defries; Mack; Johnston; Krawchuk; Kull; Moritz; Pyne; Scott; Swetnam, 2014; Stevens *et al.*, 2016). Tais políticas de supressão do fogo favorecem a invasão de plantas lenhosas em habitats abertos (Accatino *et al.*, 2016; Rosan *et al.*, 2019; Stevens *et al.*, 2016) e/ou aumentam o acúmulo de combustível e dessa forma, incêndios de grandes extensões e intensidades acometem os ecossistemas (Fernandes *et al.*, 2013; Roos; Bowman; Balch; Artaxo; Bond; Cochrane; D'Antonio; Defries; Mack; Johnston; Krawchuk; Kull; Moritz; Pyne; Scott; Swetnam, 2014).

Na América do Sul, inspiradas nas experiências de outros países (principalmente da Austrália), as políticas de queimadas ainda estão em desenvolvimento, mas aparentemente já trazem resultados positivos (Eloy *et al.*, 2018b; Schmidt; Moura; Ferreira; Eloy; Sampaio; Dias; Berlinck; *et al.*, 2018). Com uma abordagem adaptativa e interdisciplinar, queimadas controladas são prescritas no começo da estação seca de acordo com o conhecimento tradicional ou a quantidade de combustível mapeada por imagens de satélite em terras indígenas, comunidades quilombolas e unidades de conservação (Bilbao *et al.*, 2019; Falleiro; Santana; Berni, 2016; Fidelis *et al.*, 2018; Franke *et al.*, 2018; Schmidt *et al.*, 2016b; Souza *et al.*, 2016; Welch *et al.*, 2013). Essa é a base conceitual e prática do manejo integrado do fogo (MIF) praticado atualmente em unidades de conservação e terras indígenas no Brasil (Schmidt; Eloy, 2020; Schmidt *et al.*, 2016a; b; Schmidt; Moura; Ferreira; Eloy; Sampaio; Dias; Berlinck, 2018). No entanto, apesar da vasta literatura e do alto consenso dos especialistas acerca das práticas de manejo de fogo em ecossistemas inflamáveis, queimadas controladas e prescritas ainda são estigmatizadas e proibidas, devido principalmente ao legado colonialista dos países (Bowman, D. M. *et al.*, 2011; Durigan; Ratter; James, 2016; Eloy *et al.*, 2019; Moura *et al.*, 2019).

Mais recentemente, também estão em discussão os regimes de queima sustentáveis, para manter ou aumentar a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos, preservar as vidas humanas e a cultura das comunidades locais (Bowman; O'Brien; Goldammer, 2013; Roos; Bowman;

Balch; Artaxo; Bond; Cochrane; D'Antonio; DeFries; Mack; Johnston; Krawchuk; Kull; Moritz; Pyne; Scott; Swetnam; *et al.*, 2014). A “pirogeografia” se dispõe a estudar a complexidade do fogo na Terra, incorporando as dimensões biológicas (fisiologia, ecologia, biogeografia e evolução), humanas (história, política, sociologia, psicologia, geografia, arqueologia e antropologia) e geofísicas (física, climatologia, meteorologia e biogeoquímica) (Bowman *et al.*, 2013; Krawchuk *et al.*, 2009; Murphy *et al.*, 2013). A interdisciplinaridade intrínseca da pirogeografia é essencial para entender o papel do fogo sobre os sistemas ecológicos, predizermos como os regimes de queima mudarão no futuro sob mudanças ambientais e desenvolvermos estratégias de manejo do fogo mais sustentáveis (Bowman *et al.*, 2013; Krawchuk *et al.*, 2009; Murphy *et al.*, 2013). Regimes de queima mais sustentáveis devem manter ou aumentar a biodiversidade, manter os padrões de qualidade do ar, conter emissões de gases do efeito estufa, proteger o suprimento de água em quantidade e qualidade para as populações humanas e proteger as vidas humanas, assim como as culturas locais e tradicionais (Roos; Bowman; Balch; Artaxo; Bond; Cochrane; D'Antonio; DeFries; Mack; Johnston; Krawchuk; Kull; Moritz; Pyne; Scott; Swetnam; *et al.*, 2014; Roos *et al.*, 2016). Às vezes, existirão *tradeoffs* entre esses objetivos e, para alcançá-los, será necessário priorizá-los de acordo com os contextos regionais e locais (Bowman, D. M. *et al.*, 2011; Driscoll *et al.*, 2016; Murphy; Williamson; Bowman, 2011). Sendo assim,

As mudanças climáticas causadas pelo aumento das emissões dos gases de efeito estufa estão alterando os padrões de precipitação, aumentando a média da temperatura global e as probabilidades de ocorrência de eventos climáticos extremos, como secas, enchentes e ondas de calor (IPCC, 2022). Estas mudanças já afetam a fenologia, a distribuição, o comportamento, a fisiologia e até os padrões genéticos das espécies (Parmesan, 2006; Parmesan; Yohe, 2003; Walther *et al.*, 2002). Nas previsões frente às mudanças climáticas, os distúrbios em ecossistemas abertos serão progressivamente mais frequentes, como secas e queimadas (Dale *et al.*, 2000; IPCC, 2022). A maior parte dos estudos sobre o efeito das mudanças climáticas sobre os regimes de queima indicam que haverá, na maior parte do globo, um aumento da frequência de queimadas (Bowman *et al.*, 2020; Flannigan *et al.*, 2009; Flannigan; Stocks; Wotton, 2000; Moritz *et al.*, 2012b). Porém, em algumas localidades, e principalmente em ambientes tropicais, as queimadas podem diminuir em frequência (Bowman *et al.*, 2020). No entanto, tais estudos não são capazes de prever como a frequência de queimadas antrópicas irá se comportar, e dados empíricos sugerem que ela tende a aumentar devido ao crescimento da população humana (Bowman, D. M. *et al.*, 2011; Bowman *et al.*, 2009). Tais interações entre

clima, fogo e vegetação impõem dificuldades ainda maiores para a gestão e planejamento do uso do solo e de áreas protegidas com intuito de conservar a biodiversidade e proteger as comunidades humanas no futuro (Archibald *et al.*, 2018), pois regimes de queima novos podem surgir sem que seja possível prevê-los antes de se criar medidas adaptativas ou mitigatórias (Schmidt; Moura; Ferreira; Eloy; Sampaio; Dias; Berlinck; *et al.*, 2018; Stephens *et al.*, 2013).

Apesar do fogo ser um fator preponderante em ecossistemas abertos, como savanas e pradarias de todo o mundo, ainda pouco se sabe sobre o efeito do fogo sobre a fauna (Bond; Keeley, 2005; Bowman *et al.*, 2009). Não obstante, o manejo do fogo no Brasil e em outros países foi idealizado com a premissa de que, se as necessidades das espécies de plantas são alcançadas, automaticamente as necessidades das espécies de animais também serão, o que muitas vezes não se traduz na realidade (Clarke, 2008; Kelly; Brotons; McCarthy, 2017). É necessário indicar aos praticantes do manejo de fogo as características do mosaico de fragmentos com diferentes regimes de queima, como o tamanho do fragmento, conectividade entre os fragmentos e as consequências da intensidade da queima para os recursos utilizados pelos animais (Clarke, 2008; Driscoll *et al.*, 2010; Kelly *et al.*, 2017). Alguns estudos recentes em animais indicam que a proteção de fragmentos de vegetação não-queimados há muito tempo é mais importante do que gerar fragmentos de vegetação recentemente queimados (Kelly *et al.*, 2015; Taylor *et al.*, 2012). Sendo assim, o manejo adaptativo do fogo precisa incorporar adequadamente essas informações e implementá-las em um ciclo com cinco componentes básicos: planejamento, implementação, monitoramento, avaliação e refinamento das ações (Clarke, 2008; Gillson; Whitlock; Humphrey, 2019).

Os répteis são ótimos modelos para estudos sobre efeitos de mudanças ambientais, como clima, perturbações e ações antrópicas (Vitt; Caldwell, 2014). Os répteis são sensíveis a essas alterações, pois eles são ectotérmicos e muitos possuem necessidades específicas (como habitat, microhabitat e dieta) (Vitt *et al.*, 2014). No geral, em répteis, os efeitos diretos (que causam mortalidade sobre os indivíduos) são suportados (Costa *et al.*, 2013; Russell; Lear; Guynn Jr, 1999), mas os indiretos advindos da mudança na estrutura da vegetação são os que mais afetam, positivamente ou negativamente, dependendo da espécie (Russell *et al.*, 1999; Smith; Michael Bull; Driscoll, 2013; Swan *et al.*, 2015). No nível de taxocenose, os lagartos são geralmente beneficiados em ambientes submetidos ao fogo, pois o fogo gera um ambiente com maior abertura da vegetação e melhores condições microclimáticas para a termorregulação destes animais (Andersen *et al.*, 2005; Langford *et al.*, 2007; Mushinsky, 1985; Nicholson; Lill; Andersen, 2006; Pianka; Goodyear, 2012; Valentine; Schwarzkopf, 2009). No entanto, existem

várias espécies de répteis e de outros táxons que são afetadas negativamente pelas queimadas, principalmente aquelas mais intensas (Driscoll; Henderson, 2008; Lindenmayer *et al.*, 2008; Pelegrin; Bucher, 2010). No Cerrado, a maior parte das espécies de lagartos é resiliente às mudanças ambientais geradas pelos regimes de queima (Durigan *et al.*, 2020), sendo que a estrutura da vegetação e o microclima afetam as oportunidades de termorregulação das espécies, beneficiando certas espécies (Costa *et al.*, 2021). Apesar desses estudos, na maior parte, o conhecimento das consequências do fogo para a fauna (inclusive de lagartos) do Cerrado ainda é muito local, sendo difícil propor ações mitigatórias e de manejo para a conservação da biodiversidade do bioma (Clarke, 2008; Driscoll *et al.*, 2010).

Da mesma forma, os répteis são também especialmente suscetíveis às mudanças climáticas (Paaijmans *et al.*, 2013; Sinervo, Barry *et al.*, 2010b), já que a dependência da regulação corporal pela temperatura do ambiente (Huey, 1982; Huey; Stevenson, 1979) pode comprometer as horas de atividade dos indivíduos, ultimamente afetando a sobrevivência, o crescimento e a reprodução (Adolph; Porter, 1993; Adolph; Porter, 1996; Kearney, 2013; Sinervo, B. *et al.*, 2010). No entanto, animais termorreguladores podem amortecer os impactos das mudanças climáticas, alterando o uso de microambientes no tempo ou no espaço (Kirchhof *et al.*, 2017; Scheffers *et al.*, 2014; Woods; Dillon; Pincebourde, 2015). Contudo, a biologia termal dos répteis é altamente conservada entre as linhagens e há baixa probabilidade dos animais se adaptarem fisiologicamente frente às mudanças climáticas (Araújo *et al.*, 2013; Grigg; Buckley, 2013; Sinervo, B. *et al.*, 2010). Além disso, os animais de regiões florestais tropicais são também mais suscetíveis, pois possuem menores tolerâncias termais a temperaturas altas (Huey *et al.*, 2009; Sinervo, B. *et al.*, 2010). Sendo assim, estudos que consideram os efeitos das mudanças climáticas sobre o microclima¹ e não o macroclima são mais realistas nas previsões futuras, já que os animais experienciam o primeiro em uma escala bem mais refinada (Gillingham *et al.*, 2012; Potter; Arthur Woods; Pincebourde, 2013).

Poucos trabalhos se dispuseram a estudar os efeitos interativos ou aditivos das mudanças climáticas com os regimes de queima sobre a fauna (Cadenhead *et al.*, 2016; De Cáceres *et al.*, 2013; Regos *et al.*, 2017; Regos *et al.*, 2015), especialmente em regiões em que a biodiversidade é tão ameaçada como o Cerrado. O Cerrado é uma ecorregião savânica, e por causa de sua

¹ Aqui, microclima é definido como as condições térmicas, hídricas e radiativas no primeiro metro acima ou abaixo da superfície terrestre—“o clima próximo do solo” (Geiger; Aron; Todhunter, 2003). Assim, o microclima depende de vários processos físicos amplos, como radiação influenciada pelo terreno e vegetação, temperatura do ar, velocidade do vento e umidade, assim como dinâmicas da temperatura do solo, umidade do solo e neve (Geiger *et al.*, 2003).

heterogeneidade ambiental, abriga uma das floras e faunas mais diversas do mundo (Eiten, 1972; Furley, 1999; Oliveira; Marquis, 2002). Além disso, esta região possui altos índices de endemismo e sofre alta pressão antrópica, principalmente do setor agropecuário, o que o torna uma região prioritária para a conservação mundial, um *hotspot* de biodiversidade (Klink; Machado, 2005; Mittermeier *et al.*, 1998; Myers, Norman *et al.*, 2000). Para estudos sobre os efeitos interativos das mudanças climáticas com os regimes de queima sobre a fauna, são necessários esforços de longo prazo (longitudinais), sob diferentes regimes de queima (frequência e época das queimadas) e em diferentes localidades (escalas maiores) (Driscoll *et al.*, 2010; Gomes; Miranda; Bustamante, 2018). Além disso, estudos que consigam prever os efeitos das mudanças climáticas e do fogo sobre a fauna com base nos mecanismos e processos sobre a fisiologia e as taxas vitais dos indivíduos, como sobrevivência, crescimento e reprodução, geram resultados mais robustos e práticos para a conservação (Driscoll *et al.*, 2010; Kearney; Porter, 2009). Por isso, estudos sobre a fisiologia e a ecologia das populações naturais têm papel importante para o avanço da conservação da biodiversidade, podendo-se estudar efeitos interativos das mudanças climáticas e de diferentes regimes de queima, assim como as suas dimensões humanas.

Tendo em vista o caráter interdisciplinar acerca do fogo, mudanças climáticas e a conservação da fauna de lagartos (lacertofauna) no Cerrado, organizei a tese em cinco capítulos, cada um dedicado a aspectos diferentes e interrelacionados destes três temas no Cerrado. Cada capítulo aborda um objetivo e questão principais. O objetivo geral da tese foi estudar os efeitos sinérgicos das mudanças climáticas e dos regimes de queima no Cerrado e seus efeitos em larga escala sobre a fauna de lagartos e as percepções dos atores sociais quanto a esses aspectos. O primeiro capítulo objetivou investigar as diferenças na percepção ambiental em relação ao Cerrado entre dois grupos de atores sociais (Tabela 1.1): um com uma visão mais interna e direta com o Cerrado (residentes rurais) e outro com uma visão mais externa e conceitual (especialistas ambientais). Portanto, esse capítulo aborda uma questão acerca da percepção ambiental sobre o Cerrado, de forma a explorar os principais motivadores psicológicos e sociais sobre os *tradeoffs* e conflitos da conservação da sociobiodiversidade do Cerrado. O segundo capítulo possui um enfoque mais prático e de indicação de sugestões para o manejo integrado do fogo no Cerrado considerando a percepção de dois grupos sociais chave (residentes rurais e especialistas ambientais; Tabela 1.1). O terceiro capítulo aborda uma questão pirogeográfica importante para o entendimento dos regimes de queima e o manejo do fogo no Cerrado (Tabela 1.1). O quarto capítulo investiga os mecanismos e processos que conferem maior resiliência para

populações de lagartos no Cerrado frente a distúrbios climáticos e de queimadas prescritas. Por último, o quinto capítulo investiga como os processos e mecanismos das populações de lagartos no Cerrado regulam seus tamanhos populacionais e como são projetados a afetá-los no futuro sob condições ambientais induzidas pelo clima e regimes de queima. Ao final de cada capítulo, tem um *link* de acesso para um apêndice *on-line* com informações não essenciais para o entendimento de cada estudo, mas que são complementares e de maior aprofundamento para os interessados.

Tabela 1.1 – Questões e objetivos centrais (em negrito) e específicos da tese

Questões	Objetivos
1. A percepção ambiental em relação ao Cerrado difere entre residentes rurais e de especialistas ambientais?	1. Investigar as diferenças na percepção ambiental em relação ao Cerrado entre residentes rurais e especialistas ambientais
2. Existem <i>tradeoffs</i> (conflitos) nas principais prioridades entre residentes rurais e especialistas ambientais e suas atitudes em relação aos objetivos de manejo do fogo e uso do fogo no Cerrado? 2.1. Os especialistas ambientais priorizam objetivos de manejo do fogo relacionados aos serviços ecossistêmicos e à biodiversidade (e.g., água, mudanças climáticas e conservação da biodiversidade), enquanto os entrevistados rurais priorizam objetivos relacionados ao uso de recursos (e.g., custo econômico, agricultura e controle de pragas)? 2.2. Os entrevistados rurais subestimam a importância do uso do fogo em comparação com os especialistas ambientais? 2.3. As características socioeconômicas e a consciência ambiental explicam as diferenças na priorização de objetivos de manejo do fogo e na percepção acerca da importância do uso do fogo no Cerrado entre os grupos (residentes rurais e especialistas ambientais) e os indivíduos? 2.4. Quais são as atitudes dos moradores da zona rural em relação à frequência de uso do fogo, aplicação de queimadas precoces e prevenção de queimadas tardias? 2.5. Quais são as percepções de especialistas ambientais sobre a importância do uso do fogo para a biodiversidade, os efeitos dos regimes de fogo nos ecossistemas e o Manejo Integrado do Fogo?	2. Entender possíveis <i>tradeoffs</i> nas principais prioridades entre residentes rurais e especialistas ambientais e suas atitudes em relação aos objetivos de manejo do fogo e uso do fogo no Cerrado 2.1. Investigar diferenças nas principais prioridades sobre objetivos de manejo do fogo no Cerrado entre residentes rurais e especialistas ambientais 2.2. Investigar diferenças entre residentes rurais e especialistas ambientais na percepção acerca da importância do uso do fogo 2.3. Investigar se as características socioeconômicas e a consciência ambiental explicam as diferenças na priorização de objetivos de manejo do fogo e na percepção acerca da importância do uso do fogo no Cerrado entre os grupos (residentes rurais e especialistas ambientais) e os indivíduos 2.4. Caracterizar as atitudes dos moradores da zona rural em relação à frequência de uso do fogo, aplicação de queimadas precoces e prevenção de queimadas tardias 2.5. Caracterizar as percepções de especialistas ambientais sobre a importância do uso do fogo para a biodiversidade, os efeitos dos regimes de fogo nos ecossistemas e o Manejo Integrado do Fogo

3. Quais são os regimes de queima *lato sensu* no Cerrado e quais variáveis são seus melhores preditores?

3.1. Quais são os principais regimes de queima *lato sensu* no Cerrado considerando os padrões sazonais de frequência (medido como probabilidade de ocorrência) e extensão (medido como área queimada) de queimadas?

3.2. Quais variáveis climáticas, do terreno, ecológicas e antrópicas melhor predizem os regimes de queima *lato sensu* (frequência e a extensão de queimadas) no Cerrado?

3.3. Os regimes de queima *lato sensu* (padrões sazonais de queimadas) no Cerrado estão sendo alterados? Por quê?

4. Como as características de história de vida (tempo de geração e produtividade reprodutiva) e os mediadores das taxas vitais subjacentes de lagartos do Cerrado regulam seus componentes de resiliência demográfica (resistência, compensação e tempo de recuperação)?

4.1. Quais mediadores das taxas vitais dos organismos e do ambiente moldam a resiliência das populações de lagartos submetidos a diferentes regimes de queima? Como é essa modulação?

4.2. A severidade dos regimes de queima afeta a resiliência das populações de lagartos do Cerrado? Como é esse efeito?

4.3. O tempo de geração afeta a resiliência das populações de lagartos do Cerrado? Como é esse efeito?

4.4. A produtividade reprodutiva, a taxa de crescimento corporal e o desempenho térmico afetam a resiliência das populações de lagartos do Cerrado? Como é esse efeito?

5. Os tamanhos populacionais de lagartos do Cerrado no presente e no futuro são regulados pelos componentes de resiliência e as características da história de vida das populações sob condições ambientais induzidas pelo clima e regimes de queima?

5.1. Quais características dos organismos e condições ambientais regulam o tamanho das populações de lagartos no Cerrado?

5.2. A resiliência demográfica regula os tamanhos populacionais de lagartos do Cerrado no presente e no futuro?

3. Identificar os regimes de queima *lato sensu* no Cerrado e quais variáveis são seus melhores preditores

3.1. Classificar os regimes de queima *lato sensu* no Cerrado considerando as médias mensais de frequência e extensão de queimadas

3.2. Identificar quais variáveis climáticas, do terreno, ecológicas e antrópicas melhor predizem a frequência e a extensão de queimadas (*i.e.*, regimes de queima *lato sensu*) no Cerrado

3.3. Investigar se os regimes de queima *lato sensu* (padrões sazonais de queimadas) no Cerrado estão sendo alterados

4. Investigar como as características de história de vida (tempo de geração e produtividade reprodutiva) e os mediadores das taxas vitais subjacentes de lagartos do Cerrado regulam os componentes de resiliência demográfica (resistência, compensação e tempo de recuperação)

4.1. Identificar quais e como os mediadores das taxas vitais dos organismos e do ambiente moldam a resiliência das populações de lagartos submetidos a diferentes regimes de queima

4.2. Investigar se, e como a severidade dos regimes de queima afeta a resiliência das populações de lagartos do Cerrado

4.3. Investigar se, e como o tempo de geração afeta a resiliência das populações de lagartos do Cerrado

4.4. Investigar se, e como a produtividade reprodutiva, a taxa de crescimento corporal e o desempenho térmico afetam a resiliência das populações de lagartos do Cerrado

5. Investigar se, e como a resiliência e a história de vida das populações de lagartos do Cerrado regulam seus tamanhos populacionais no presente e no futuro sob condições ambientais induzidas pelo clima e regimes de queima

5.1. Identificar quais características dos organismos e condições ambientais regulam o tamanho das populações de lagartos no Cerrado

5.2. Investigar como os componentes de resiliência demográfica (resistência, compensação e tempo de recuperação) de lagartos do Cerrado regulam seus tamanhos populacionais no presente e no futuro sob

condições ambientais induzidas pelo clima e regimes de queima

5.3. A história de vida regula os tamanhos populacionais de lagartos do Cerrado no presente e no futuro?

5.3. Investigar como as características da história de vida (tempo de geração e produtividade reprodutiva) de lagartos do Cerrado regulam seus tamanhos populacionais no presente e no futuro sob condições ambientais induzidas pelo clima e regimes de queima

Referências

ACCATINO, F.; WIEGAND, K.; WARD, D.; DE MICHELE, C. Trees, grass, and fire in humid savannas-The importance of life history traits and spatial processes. **Ecological Modelling**, 320, p. 135-144, 2016.

ADOLPH, S. C.; PORTER, W. P. Temperature, activity, and lizard life histories. **The American naturalist**, 142, n. 2, p. 273-295, 1993.

ADOLPH, S. C.; PORTER, W. P. Growth, seasonality, and lizard life histories age and size at maturity. **Oikos**, 77, n. 2, p. 267-278, 1996.

ÁLVAREZ-ROMERO, J. G.; ADAMS, V. M.; PRESSEY, R. L.; DOUGLAS, M. *et al.* Integrated cross-realm planning: A decision-makers' perspective. **Biological Conservation**, 191, p. 799-808, 2015.

ANDERSEN, A. N.; COOK, G. D.; CORBETT, L. K.; DOUGLAS, M. M. *et al.* Fire frequency and biodiversity conservation in Australian tropical savannas: implications from the Kapalga fire experiment. **Austral Ecology**, 30, n. 2, p. 155-167, 2005/4// 2005.

ARAÚJO, M. B.; FERRI-YÁÑEZ, F.; BOZINOVIC, F.; MARQUET, P. A. *et al.* Heat freezes niche evolution. **Ecology Letters**, 16, n. 9, p. 1206-1219, 2013.

ARCHIBALD, S.; LEHMANN, C. E. R.; BELCHER, C. M.; BOND, W. J. *et al.* Biological and geophysical feedbacks with fire in the Earth system. **Environmental Research Letters**, 13, n. 3, 2018.

BENNETT, N. J. Using perceptions as evidence to improve conservation and environmental management. **Conservation Biology**, 30, n. 3, p. 582-592, 2016.

BENNETT, N. J.; ROTH, R. **The conservation social sciences: What?, How? and Why?** Vancouver, BC: University of British Columbia, 2015. 85-85 p. (University of British Columbia.

BENNETT, N. J.; ROTH, R.; KLAIN, S. C.; CHAN, K. M. *et al.* Mainstreaming the social sciences in conservation. **Conservation Biology**, 31, n. 1, p. 56-66, Feb 2017.

BILBAO, B.; MISTRY, J.; MILLÁN, A.; BERARDI, A. Sharing Multiple Perspectives on Burning: Towards a Participatory and Intercultural Fire Management Policy in Venezuela, Brazil, and Guyana. **Fire**, 2, n. 3, p. 39-39, 2019.

BOND, W. J.; KEELEY, J. E. Fire as a global 'herbivore': The ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in ecology & evolution**, 20, n. 7, p. 387-394, 2005/7// 2005.

BOWMAN, D. M.; BALCH, J.; ARTAXO, P.; BOND, W. J. *et al.* The human dimension of fire regimes on Earth. **J Biogeogr**, 38, n. 12, p. 2223-2236, Dec 2011.

BOWMAN, D. M.; BALCH, J. K.; ARTAXO, P.; BOND, W. J. *et al.* Fire in the Earth system. **Science**, 324, n. 5926, p. 481-484, Apr 24 2009.

BOWMAN, D. M. J. S.; KOLDEN, C. A.; ABATZOGLOU, J. T.; JOHNSTON, F. H. *et al.* Vegetation fires in the Anthropocene. **Nature Reviews Earth & Environment**, 1, n. 10, p. 500-515, 2020.

BOWMAN, D. M. J. S.; O'BRIEN, J. A.; GOLDAMMER, J. G. Pyrogeography and the Global Quest for Sustainable Fire Management. **Annual Review of Environment and Resources**, 38, n. 1, p. 57-80, 2013.

BRADSTOCK, R. A.; BEDWARD, M.; GILL, A. M.; COHN, J. S. Which mosaic? A landscape ecological approach for evaluating interaction between fire regimes, habitat and animals. **Wildlife Research**, 32, n. 1, p. 409-423, 2005.

CADENHEAD, N. C. R.; KEARNEY, M. R.; MOORE, D.; MCALPIN, S. *et al.* Climate and Fire Scenario Uncertainty Dominate the Evaluation of Options for Conserving the Great Desert Skink. **Conservation Letters**, 9, n. 3, p. 181-190, 2016.

CARDINALE, B. J.; GONZALEZ, A.; ALLINGTON, G. R. H.; LOREAU, M. Is local biodiversity declining or not? A summary of the debate over analysis of species richness time trends. **Biological Conservation**, 219, n. December 2017, p. 175-183, 2018.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; DIRZO, R. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, p. 201704949-201704949, 2017.

CEBALLOS, G.; EHRlich, P. R.; RAVEN, P. H. Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 117, n. 24, p. 13596-13602, 2020.

CHAZDON, R. L. Towards more effective integration of tropical forest restoration and conservation. **Biotropica**, 51, n. 4, p. 463-472, 2019.

CLARKE, M. F. Catering for the needs of fauna in fire management: science or just wishful thinking? **Wildlife Research**, 35, n. 5, p. 385-385, 2008.

COSTA, B. M.; PANTOJA, D. L.; SOUSA, H. C.; DE QUEIROZ, T. A. *et al.* Long-term, fire-induced changes in habitat structure and microclimate affect Cerrado lizard communities. **Biodiversity and Conservation**, 29, n. 5, p. 1659-1681, 2020/4// 2021.

COSTA, B. M.; PANTOJA, D. L.; VIANNA, M. C. M.; COLLI, G. R. Direct and Short-Term Effects of Fire on Lizard Assemblages from a Neotropical Savanna Hotspot. **Journal of Herpetology**, 47, n. 3, p. 502-510, Sep 2013. Article.

DALE, V. H.; JOYCE, L. A.; MCNULTY, S.; NEILSON, R. P. The interplay between climate change, forests, and disturbances. **Science of The Total Environment**, 262, n. 3, p. 201-204, 2000/11// 2000.

DE CÁCERES, M.; BROTONS, L.; AQUILUÉ, N.; FORTIN, M. J. The combined effects of land-use legacies and novel fire regimes on bird distributions in the Mediterranean. **Journal of Biogeography**, 40, n. 8, p. 1535-1547, 2013.

DIRZO, R.; YOUNG, H. S.; GALETTI, M.; CEBALLOS, G. *et al.* Defaunation in the Anthropocene. **Science**, 345, n. 6195, p. 401-406, 2014.

DRISCOLL, D. A.; BODE, M.; BRADSTOCK, R. A.; KEITH, D. A. *et al.* Resolving future fire management conflicts using multicriteria decision making. **Conservation Biology**, 30, n. 1, p. 196-205, 2016.

DRISCOLL, D. A.; HENDERSON, M. K. How many common reptile species are fire specialists? A replicated natural experiment highlights the predictive weakness of a fire succession model. **Biological Conservation**, 141, p. 460-471, 2008.

DRISCOLL, D. A.; LINDENMAYER, D. B.; BENNETT, A. F.; BODE, M. *et al.* Fire management for biodiversity conservation: Key research questions and our capacity to answer them. **Biological Conservation**, 143, n. 9, p. 1928-1939, Sep 2010.

DUCATEZ, S.; SHINE, R. Drivers of Extinction Risk in Terrestrial Vertebrates. **Conservation Letters**, 10, n. 2, p. 186-194, 2017/3// 2017.

DURIGAN, G.; PILON, N. A. L.; ABREU, R. C. R.; HOFFMANN, W. A. *et al.* No Net Loss of Species Diversity After Prescribed Fires in the Brazilian Savanna. **Frontiers in Forests and Global Change**, 3, p. 1-15, 2020/2// 2020.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A.; JAMES, J. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, 53, n. 1, p. 11-15, 2016.

EITEN, G. The Cerrado Vegetation of Brazil. **Botanical Review**, 38, n. 2, p. 201-341, 1972.

ELOY, L.; A. BILBAO, B.; MISTRY, J.; SCHMIDT, I. B. From fire suppression to fire management: Advances and resistances to changes in fire policy in the savannas of Brazil and Venezuela. **The Geographical Journal**, n. October 2017, p. 1-13, 2018b.

ELOY, L.; HECHT, S.; STEWARD, A.; MISTRY, J. Firing up: Policy, politics and polemics under new and old burning regimes. **The Geographical Journal**, 185, n. 1, p. 2-9, 2019.

FALLEIRO, R. D. M.; SANTANA, M. T.; BERNI, C. R. As contribuições do Manejo Integrado do Fogo para o controle dos incêndios florestais nas Terras Indígenas do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, 6, n. 2, p. 88-105, 2016.

FERNANDES, P. M.; DAVIES, G. M.; ASCOLI, D.; FERNÁNDEZ, C. *et al.* Prescribed burning in southern Europe: Developing fire management in a dynamic landscape. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 11, n. SUPPL. 1, 2013.

FIDELIS, A.; ALVARADO, S.; BARRADAS, A.; PIVELLO, V. The Year 2017: Megafires and Management in the Cerrado. **Fire**, 1, n. 3, p. 49-49, 2018.

FLANNIGAN, M. D.; KRAWCHUK, M. A.; DE GROOT, W. J.; WOTTON, B. M. *et al.* Implications of changing climate for global wildland fire. **International Journal of Wildland Fire**, 18, n. 5, p. 483-507, 2009.

FLANNIGAN, M. D.; STOCKS, B. J.; WOTTON, B. M. Climate change and forest fires. **Science of The Total Environment**, 262, n. 3, p. 221-229, 2000/11// 2000.

FRANKE, J.; BARRADAS, A. C. S.; BORGES, M. A.; MENEZES COSTA, M. *et al.* Fuel load mapping in the Brazilian Cerrado in support of integrated fire management. **Remote Sensing of Environment**, 217, n. August, p. 221-232, 2018.

FURLEY, P. A. The Nature and Diversity of Neotropical Savanna Vegetation with Particular Reference to the Brazilian cerrados. **Global Ecology and Biogeography**, 8, n. 3, p. 223-241, 1999.

GEIGER, R.; ARON, R. H.; TODHUNTER, P. **The climate near the ground**. Sixth edition ed. New York: Rowman & Littlefield Publishers, 2003. 0742518574.

GILLINGHAM, P. K.; HUNTLEY, B.; KUNIN, W. E.; THOMAS, C. D. The effect of spatial resolution on projected responses to climate warming. **Diversity and Distributions**, 18, n. 10, p. 990-1000, 2012.

GILLSON, L.; WHITLOCK, C.; HUMPHREY, G. Resilience and fire management in the Anthropocene. **Ecology and Society**, 24, n. 3, 2019.

GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. D. C. How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? **Forest Ecology and Management**, 417, n. February, p. 281-290, 2018.

GRIGG, J. W.; BUCKLEY, L. B. Conservatism of lizard thermal tolerances and body temperatures across evolutionary history and geography. **Biology Letters**, 9, n. 2, p. 20121056-20121056, 2013.

GRONINGER, J. W.; HORNER, L. A.; NELSON, J. L.; RUFFNER, C. M. **Prescribed fire and oak ecosystem maintenance: A primer for land managers**. p. 105-105. 2005.

HUEY, R. B. Temperature, physiology, and the ecology of reptiles. *In: **Biology of the Reptilia***, 1982. p. 25-91.

HUEY, R. B.; DEUTSCH, C. A.; TEWKSBURY, J. J.; VITT, L. J. *et al.* Why tropical forest lizards are vulnerable to climate warming. **Proceedings. Biological sciences / The Royal Society**, 276, n. 1664, p. 1939-1948, 2009.

HUEY, R. B.; STEVENSON, R. D. Integrating thermal physiology and ecology of ectotherms: a discussion of approaches. **American Zoologist**, 19, n. 1, p. 357-366, 1979.

IPCC. **Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2022. 3056 p.

JOHAN, R.; W.L, S.; KEVIN, N.; PERSSON, Å. *et al.* Planetary Boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. **Ecology and Society**, 14, n. 2, p. 81-87, 2009.

KEARNEY, M. R.; PORTER, W. P. Mechanistic niche modelling: Combining physiological and spatial data to predict species' ranges. **Ecology Letters**, 12, n. 4, p. 334-350, 2009.

KEARNEY, R. M. Activity restriction and the mechanistic basis for extinctions under climate warming. **Ecology Letters**, 16, n. 12, p. 1470-1479, 2013.

KELLY, L. T.; BENNETT, A. F.; CLARKE, M. F.; MCCARTHY, M. A. Optimal fire histories for biodiversity conservation. **Conservation Biology**, 29, n. 2, p. 473-481, 2015.

KELLY, L. T.; BROTONS, L.; MCCARTHY, M. A. Putting pyrodiversity to work for animal conservation. **Conservation Biology**, 31, n. 4, p. 952-955, 2017/8// 2017.

KIRCHHOF, S.; HETEM, R. S.; LEASE, H. M.; MILES, D. B. *et al.* Thermoregulatory behavior and high thermal preference buffer impact of climate change in a Namib Desert lizard. **Ecosphere**, 8, n. 12, 2017.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, 19, n. 3, p. 707-713, 2005/6// 2005.

KRAWCHUK, M. A.; MORITZ, M. A.; PARIEN, M. A.; VAN DORN, J. *et al.* Global pyrogeography: The current and future distribution of wildfire. **PLoS ONE**, 4, n. 4, 2009.

KREMEN, C.; MERENLENDER, A. M. Landscapes that work for biodiversity and people. **Science**, 362, n. 6412, 2018b.

LANGFORD, G. J.; BORDEN, J. A.; MAJOR, C. S.; NELSON, D. H. Effects of prescribed fire on the herpetofauna of a southern Mississippi pine savanna. **Herpetological Conservation and Biology**, 2, n. 2, p. 135-143, 2007.

LEWIS, S. L.; MASLIN, M. A. Defining the Anthropocene. **Nature**, 519, n. 7542, p. 171-180, 2015.

LEYS, B. A.; MARLON, J. R.; UMBANHOWAR, C.; VANNIÈRE, B. Global fire history of grassland biomes. **Ecology and Evolution**, n. August, 2018.

LINDENMAYER, D. B.; WOOD, J. T.; MACGREGOR, C.; MICHAEL, D. R. *et al.* How predictable are reptile responses to wildfire? **Oikos**, 117, p. 1086-1097, 2008.

MACURA, B.; SECCO, L.; PULLIN, A. S. What evidence exists on the impact of governance type on the conservation effectiveness of forest protected areas? Knowledge base and evidence gaps. **Environmental Evidence**, 4, n. 1, 2015.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; THOMSEN, J. B.; DA FONSECA, G. A. B. *et al.* Biodiversity Hotspots and Major Tropical Wilderness Areas: Approaches to Setting Conservation Priorities. **Conservation Biology**, 12, n. 3, p. 516-520, 1998.

MORITZ, M. A.; BATLLORI, E.; BRADSTOCK, R. A.; GILL, A. M. *et al.* Learning to coexist with wildfire. **Nature**, 515, n. 7525, p. 58-66, 2014.

MORITZ, M. A.; PARISIEN, M.-A.; BATLLORI, E.; KRAWCHUK, M. A. *et al.* Climate change and disruptions to global fire activity. **Ecosphere**, 3, n. 6, p. art49-art49, 2012b.

MOURA, L. C.; SCARIOT, A. O.; SCHMIDT, I. B.; BEATTY, R. *et al.* The legacy of colonial fire management policies on traditional livelihoods and ecological sustainability in savannas: Impacts, consequences, new directions. **Journal of Environmental Management**, 232, n. November 2018, p. 600-606, 2019.

MURPHY, B. P.; BRADSTOCK, R. A.; BOER, M. M.; CARTER, J. *et al.* Fire regimes of Australia: A pyrogeographic model system. **Journal of Biogeography**, 40, p. 1048-1058, 2013.

MURPHY, B. P.; WILLIAMSON, G. J.; BOWMAN, D. M. J. S. Fire regimes: Moving from a fuzzy concept to geographic entity. **New Phytologist**, 192, n. 2, p. 316-318, 2011.

MUSHINSKY, H. R. Fire and the Florida sandhill herpetofaunal community: with special attention to responses of *Cnemidophorus sexlineatus*. **Herpetologica**, 41, p. 333-342, 1985.

MYERS, N.; FONSECA, G. A. B.; MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403, n. 6772, p. 853-858, 2000/2// 2000.

NICHOLSON, E.; LILL, A.; ANDERSEN, A. Do tropical savanna skink assemblages show a short-term response to low-intensity fire? **Wildlife Research**, 33, p. 331-338, 2006.

OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. **The cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. 367-367 p. (Columbia University Press. 0231120427.

PAAIJMANS, K. P.; HEINIG, R. L.; SELIGA, R. A.; BLANFORD, J. I. *et al.* Temperature variation makes ectotherms more sensitive to climate change. **Global Change Biology**, 19, n. 8, p. 2373-2380, 2013.

PARMESAN, C. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 37, n. 1, p. 637-669, 2006.

PARMESAN, C.; YOHE, G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. **Nature**, 421, n. 6918, p. 37-42, 2003.

PELEGRIN, N.; BUCHER, E. H. H. Long-term effects of a wildfire on a lizard assemblage in the Arid Chaco forest. **Journal of Arid Environments**, 74, n. 3, p. 368-372, 2010/3// 2010.

PELLEGRINI, A. F. A.; SOCOLAR, J. B.; ELSEEN, P. R.; GIAM, X. Trade-offs between savanna woody plant diversity and carbon storage in the Brazilian Cerrado. **Global Change Biology**, 22, n. 10, p. 3373-3382, 2016.

PIANKA, E. R.; GOODYEAR, S. E. Lizard responses to wildfire in arid interior Australia: Long-term experimental data and commonalities with other studies. **Austral Ecology**, 37, n. 1, p. 1-11, 2012/2// 2012.

POTTER, K. A.; ARTHUR WOODS, H.; PINCEBOURDE, S. Microclimatic challenges in global change biology. **Global Change Biology**, 19, n. 10, p. 2932-2939, 2013.

REGOS, A.; CLAVERO, M.; D'AMEN, M.; GUISAN, A. *et al.* Wildfire-vegetation dynamics affect predictions of climate change impact on bird communities. **Ecography**, 41, n. 6, p. 982-995, 2017/6// 2017.

REGOS, A.; D'AMEN, M.; HERRANDO, S.; GUISAN, A. *et al.* Fire management, climate change and their interacting effects on birds in complex Mediterranean landscapes: dynamic distribution modelling of an early-successional species—the near-threatened Dartford Warbler (*Sylvia undata*). **Journal of Ornithology**, 156, p. 275-286, 2015.

ROCKSTRÖM, J.; STEFFEN, W.; NOONE, K.; PERSSON, A. *et al.* A safe operating space for humanity. **Nature**, 461, n. September, p. 472-475, 2009b.

ROOS, C. I.; BOWMAN, D. M. J. S.; BALCH, J. K.; ARTAXO, P. *et al.* Pyrogeography, historical ecology, and the human dimensions of fire regimes. **Journal of Biogeography**, 41, n. 4, p. 833-836, 2014.

ROOS, C. I.; BOWMAN, D. M. J. S.; BALCH, J. K.; ARTAXO, P. *et al.* Pyrogeography, historical ecology, and the human dimensions of fire regimes. **Journal of Biogeography**, 41, n. 4, p. 833-836, 2014.

ROOS, C. I.; SCOTT, A. C.; BELCHER, C. M.; CHALONER, W. G. *et al.* Living on a flammable planet: interdisciplinary, cross-scalar and varied cultural lessons, prospects and challenges. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 371, n. 1696, p. 20150469-20150469, 2016/6// 2016.

ROSAN, T. M.; ARAGÃO, L. E. O. C.; OLIVERAS, I.; PHILLIPS, O. L. *et al.* Extensive 21st-Century Woody Encroachment in South America's Savanna. **Geophysical Research Letters**, 46, n. 12, p. 6594-6603, 2019.

RUNNING, S. W. A Measurable Planetary Boundary for the Biosphere. **Science**, 337, n. 6101, p. 1458-1459, 2012.

RUSSELL, K. R.; LEAR, D. H. V.; GUYNN JR, D. C. Fire effects on herpetofauna: review and management implications. **Wildlife Society Bulletin**, 27, n. 2, p. 374-384, 1999.

RUSSELL-SMITH, J.; COOK, G. D.; COOKE, P. M.; EDWARDS, A. C. *et al.* Managing fire regimes in north Australian savannas: Applying Aboriginal approaches to contemporary global problems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 11, n. SUPPL. 1, 2013.

SCHEFFERS, B. R.; EVANS, T. A.; WILLIAMS, S. E.; EDWARDS, D. P. Microhabitats in the tropics buffer temperature in a globally coherent manner. **Biology Letters**, 10, n. 12, p. 20140819-20140819, 2014.

SCHLEICHER, J.; PERES, C. A.; LEADER-WILLIAMS, N. Conservation performance of tropical protected areas: How important is management? **Conservation Letters**, 12, n. 5, p. e12650-e12650, 2019.

SCHMIDT, I. B.; ELOY, L. Fire regime in the Brazilian Savanna: Recent changes, policy and management. **Flora**, 268, n. 61, p. 151613-151613, 2020/7// 2020.

SCHMIDT, I. B.; FONSECA, C. B.; FERREIRA, M. C.; SATO, M. N. Experiências Internacionais de Manejo Integrado do Fogo em Áreas Protegidas – Recomendações para Implementação de Manejo Integrado de Fogo no Cerrado. **Biodiversidade Brasileira**, 6, n. 2, p. 41-54, 2016a.

SCHMIDT, I. B.; FONSECA, C. B.; FERREIRA, M. C.; SATO, M. N. Implementação do Programa Piloto de Manejo Integrado do Fogo em três Unidades de Conservação do Cerrado. **Biodiversidade Brasileira**, 6, n. 2, p. 55-70, 2016b.

SCHMIDT, I. B.; MOURA, L. C.; FERREIRA, M. C.; ELOY, L. *et al.* Fire management in the Brazilian Savanna: first steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology**, in review, n. February, p. x-x, 2018.

SCHMIDT, I. B.; MOURA, L. C.; FERREIRA, M. C.; ELOY, L. *et al.* Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology**, 55, n. 5, p. 2094-2101, 2018.

SINERVO, B.; MENDEZ-DE-LA-CRUZ, F.; MILES, D. B.; HEULIN, B. *et al.* Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. **Science**, 328, n. 5980, p. 894-899, May 14 2010.

SINERVO, B.; MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ, F.; MILES, D. B.; HEULIN, B. *et al.* Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. **Science (New York, N.Y.)**, 328, n. 5980, p. 894-899, 2010/5// 2010b.

SMITH, A. L.; MICHAEL BULL, C.; DRISCOLL, D. A. Successional specialization in a reptile community cautions against widespread planned burning and complete fire suppression. **Journal of Applied Ecology**, p. n. 2013/6// 2013.

SOUZA, R. O.; FIEKER, C. Z.; GONÇALVES, M.; BRUNO, S. F. *et al.* Estratégias de integração entre pesquisa e manejo do fogo no Parque Nacional da Serra da Canastra como parte do desenvolvimento de um Programa de Manejo Integrado do Fogo. **Biodiversidade Brasileira**, 6, n. 2, p. 205-219, 2016.

STEFFEN, W.; GRINEVALD, J.; CRUTZEN, P.; MCNEILL, J. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. **Philosophical transactions. Series A, Mathematical, physical, and engineering sciences**, 369, n. 1938, p. 842-867, 2011.

STEPHENS, S. L.; AGEE, J. K.; FULÉ, P. Z.; NORTH, M. P. *et al.* Managing forests and fire in changing climates. **Science**, 342, n. 6154, p. 41-42, 2013.

STEVENS, N.; ERASMUS, B.; ARCHIBLAD, S.; BOND, W. J. Woody encroachment over 70 years in South African savannas: overgrazing, global change or extinction aftershock? **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 371: 20150, p. 1-9, 2016.

SWAN, M.; CHRISTIE, F.; SITTERS, H.; YORK, A. *et al.* Predicting faunal fire responses in heterogeneous landscapes: The role of habitat structure. **Ecological Applications**, 25, n. 8, p. 2293-2305, 2015.

TAYLOR, R. S.; WATSON, S. J.; NIMMO, D. G.; KELLY, L. T. *et al.* Landscape-scale effects of fire on bird assemblages: does pyrodiversity beget biodiversity? **Diversity and Distributions**, 18, n. 5, p. 519-529, 2012/5// 2012.

TILMAN, D.; CLARK, M.; WILLIAMS, D. R.; KIMMEL, K. *et al.* Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. **Nature**, 546, n. 7656, p. 73-81, 2017.

VALENTINE, L. E.; SCHWARZKOPF, L. Effects of weed-management burning on reptile assemblages in Australian tropical savannas. **Conservation biology**, 23, p. 103-113, 2009.

VITT, L. J.; CALDWELL, J. P. **Herpetology: An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles**. Fourth ed. London: Academic Press, 2014. 757-757 p. 978-0-12-386919-7.

WALTHER, G.-R. R.; POST, E.; CONVEY, P.; MENZEL, A. *et al.* Ecological responses to recent climate change. **Nature**, 416, n. 6879, p. 389-395, 2002.

WELCH, J. R.; BRONDÍZIO, E. S.; HETRICK, S. S.; COIMBRA, C. E. A. Indigenous burning as conservation practice: Neotropical savanna recovery amid agribusiness deforestation in Central Brazil. **PLoS ONE**, 8, n. 12, 2013.

WILSON, K. A.; CARWARDINE, J.; POSSINGHAM, H. P. Setting conservation priorities. **Annals of the New York Academy of Sciences**, 1162, p. 237-264, 2009.

WOODS, H. A.; DILLON, M. E.; PINCEBOURDE, S. The roles of microclimatic diversity and of behavior in mediating the responses of ectotherms to climate change. **Journal of Thermal Biology**, 54, p. 86-97, 2015.

YOUNG, H. S.; MCCAULEY, D. J.; GALETTI, M.; DIRZO, R. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 47, n. 1, p. annurev-054142, 2016.

ZALASIEWICZ, J.; WILLIAMS, M.; HAYWOOD, A.; ELLIS, M. The Anthropocene: a new epoch of geological time? **Philosophical transactions. Series A, Mathematical, physical, and engineering sciences**, 369, n. 1938, p. 835-841, 2011.

2 PERCEPÇÃO AMBIENTAL DE RESIDENTES RURAIS E ESPECIALISTAS AMBIENTAIS EM UM *HOTSPOT* DE BIODIVERSIDADE

Resumo

A humanidade está vivendo uma crise ambiental, que ameaça a biodiversidade e a si mesma. Conhecer a percepção ambiental dos atores sociais em ecossistemas ameaçados pode ser crítico para tomar decisões e planejar ações conservacionistas mais efetivas. Nesse estudo, investigamos as percepções ambientais positivas e negativas de 48 residentes rurais e 49 especialistas ambientais ($n = 97$) sobre o Cerrado, um *hotspot* de biodiversidade. Utilizamos métodos de análises de conteúdo semiautomáticas para explorar as diferenças nas associações de palavras e tópicos utilizados por cada grupo. Como esperado, encontramos diferenças no vocabulário utilizado na percepção ambiental do Cerrado pelos residentes rurais e especialistas ambientais. No entanto, somente as percepções positivas do Cerrado apresentaram tópicos diferentes entre os grupos. Residentes rurais tendem a ter uma percepção mais direta e espacialmente restrita do Cerrado, enfatizando frutas comestíveis e beleza cênica; enquanto especialistas ambientais enfatizam mais a importância de serviços ecossistêmicos da região, como a provisão de água e turismo, em contextos regional, nacional e global. Políticas públicas e atividades de educação ambiental são importantes para desmitificar algumas percepções equivocadas que algumas pessoas ainda possuem em relação ao Cerrado e para sensibilizar a sociedade para a tomada de consciência da conservação dessa região tão ameaçada.

Abstract

Humanity is experiencing an environmental crisis, threatening biodiversity, and itself. Knowing the environmental perception of social actors in threatened ecosystems can be critical for making decisions and planning more effective conservation actions. We investigated the positive and negative environmental perceptions of the Cerrado, a biodiversity hotspot, from 48 rural residents and 49 environmental specialists ($n = 97$). We used semiautomated content analysis methods to explore differences in word and topic associations used by each group. As expected, we found differences in the vocabulary used by rural residents and specialists' environmental perceptions of the Cerrado. However, only positive perceptions of the Cerrado presented different topics between groups. Rural residents tend to have a more direct and spatially constrained perception of the Cerrado, emphasizing edible fruits and scenic beauties. In contrast, specialists stressed the importance of biodiversity and ecosystem services in the region, such as water supply and tourism, in regional, national, and global contexts. Public policies and environmental education activities are essential to demystify misperceptions about the Cerrado and to increase society's awareness of the conservation of this highly threatened region.

2.1 Introdução

O mundo já ultrapassou muitos limites biofísicos seguros para a humanidade, e a perda de biodiversidade sofreu a mudança mais significativa (Johan *et al.*, 2009; Rockström *et al.*, 2009a). O uso da terra é o principal motor dessa mudança, especialmente nos *hotspots* de

biodiversidade (Newbold *et al.*, 2016). Ao diminuir as áreas de vegetação nativa, a mecanização da agricultura e o crescimento populacional global aceleraram a taxa de perda de biodiversidade (Aycrigg *et al.*, 2022; Beckmann *et al.*, 2019; Bellard *et al.*, 2014). As taxas de extinção são tão altas quanto em outras extinções em massa ocorreram na Terra, colocando desafios à conservação da biodiversidade e à resiliência dos sistemas socioecológicos (Cardinale *et al.*, 2018; Ceballos *et al.*, 2020; Dirzo, R. *et al.*, 2014). A perda da biodiversidade traz à discussão não apenas questões práticas relacionadas aos serviços ecossistêmicos prestados à sociedade e outros efeitos ecológicos em cascata, mas também éticas em nossas práticas diárias, ações, políticas e planos de longo prazo que contrapõem a conservação da biodiversidade (Ducarme; Flipo; Couvet, 2020; Kopnina, 2016; Vucetich *et al.*, 2021).

Apesar dos avanços substanciais na área da conservação desde os anos de 1980 (aumento das preocupações sobre problemas ambientais), muitas tendências negativas não estão diferentes do que antes ou estão ainda piores (Chazdon, 2019; Macura *et al.*, 2015; Schleicher *et al.*, 2019). Alguns argumentam que esse fracasso se deve, em parte, à dicotomia criada entre humanos e natureza (Adams; Barnes; Pressey, 2019; Fitzgerald; Stronza, 2009; Sutherland *et al.*, 2009). Por exemplo, uma das práticas conservacionistas mais eficazes é a criação de áreas protegidas para excluir a presença humana em determinadas regiões (Dinerstein *et al.*, 2017; Kopnina, 2016). Assim, torna-se crítico considerar nas avaliações ambientais as atividades socioeconômicas e outras dimensões humanas (*e.g.*, psicologia, tradições culturais, política e governança) para mitigar impactos negativos e aumentar a eficiência e eficácia da conservação da biodiversidade (Tilman *et al.*, 2017). O sucesso das ações de conservação depende da população local e de como ela vive e cria suas construções sociais (Bennett *et al.*, 2015; Bennett *et al.*, 2016).

Estudos sobre percepção ambiental visam fornecer uma compreensão sistemática e científica da visão "interna" (da comunidade humana local) para complementar a abordagem científica mais tradicional e "externa" (Whyte, 1977). Essa visão interna é fundamental para a sustentabilidade e conservação biológica em *hotspots* de biodiversidade, onde conflitos sociais e ambientais surgem e levam a crises socioecológicas (Zhao *et al.*, 2022). Portanto, compreender as percepções, motivações, predisposições, preferências e atitudes humanas pode ajudar a formular políticas, ações e programas educacionais conservacionistas mais eficazes para convencer as pessoas a colaborar e participar (Bennett, 2016; Bennett *et al.*, 2016; Cortés-Capano *et al.*, 2020).

As savanas brasileiras (Cerrado) compõem a segunda maior ecorregião da América do Sul, com mais de 2.000.000 km² de área geográfica e possuem um ambiente altamente heterogêneo moldado por interações complexas entre vegetação, terreno, solo e fogo (Eiten, 1972; França *et al.*, 2019; Furley, 1999). O Cerrado é uma das savanas mais biodiversas do mundo e possui altos níveis de endemismo (Furley, 1999; Klink *et al.*, 2005). No entanto, o aumento de terras agrícolas e pastagens ameaça sua biodiversidade (Colli; Vieira; Dianese, 2020); portanto, é considerado um *hotspot* global de conservação da biodiversidade (Mittermeier *et al.*, 1998; Myers, N. *et al.*, 2000). A conversão da vegetação nativa em lavouras e pastagens aumenta as temperaturas médias superficiais e reduz a água reciclada para a atmosfera, interrompendo muitas funções e serviços ecossistêmicos, como o fornecimento de água para outras bacias (Alencar *et al.*, 2020; Bustamante *et al.*, 2016; Rodrigues, A. A. *et al.*, 2022; Schüller; Bustamante, 2022b). Neste estudo, investigamos as diferenças nas percepções ambientais positivas e negativas entre residentes rurais e especialistas ambientais em relação ao Cerrado. Utilizamos análise de conteúdo automatizada e modelagem estatística para avaliar diferenças nas percepções positivas e negativas entre esses dois grupos. Exploramos os discursos à luz dos principais motivadores psicológicos e sociais para avançar nosso conhecimento sobre os *tradeoffs* e conflitos em um *hotspot* mundial de conservação da biodiversidade.

2.2 Material e Métodos

Foram construídos dois questionários diferentes para moradores da zona rural e especialistas em meio ambiente. Utilizamos os questionários para o levantamento presencial de moradores da zona rural do município de Palmas, Tocantins, Brasil. Para a seleção dos entrevistados, foram excluídos os imóveis rurais dedicados exclusivamente para lazer ou sem residentes permanentes. Gravamos o áudio nas entrevistas (quando permitido) e ajudamos na leitura das perguntas. Pedimos a 548 especialistas ambientais que respondessem a um questionário on-line por meio do *Google Forms*. Entramos em contato com pesquisadores envolvidos com a conservação do Cerrado, agentes e técnicos de órgãos ambientais estaduais e federais, incluindo gestores de áreas protegidas, por meio de seus *e-mails* disponíveis publicamente na *internet*. Foram considerados apenas os órgãos ambientais localizados dentro da distribuição do Cerrado (ver Apêndice 2-2 para um resumo dos especialistas ambientais contatados). Os participantes assinaram um termo de consentimento livre e esclarecido assinado pelos pesquisadores antes de responderem às questões. As pesquisas presenciais geralmente

levaram mais tempo (~20-30 min) do que os questionários *on-line* (~15-20 min) porque tínhamos que verbalizar as perguntas mais detalhadamente. Os questionários e entrevistas foram realizados utilizando a língua portuguesa. Neles, fizemos perguntas abertas sobre suas percepções positivas e negativas sobre o Cerrado; “Quais pontos positivos e negativos acerca do Cerrado você consegue elencar?” Posteriormente, foram solicitadas outras informações socioeconômicas, precisamente sobre escolaridade, renda mensal, idade, identificação de gênero, anos de trabalho na área ambiental (somente para especialistas) ou tempo de residência em área rural (somente para pessoas rurais) e porte da propriedade. Os níveis e descrições de cada questão estão no Apêndice 2-1. Ao final das pesquisas, que ocorreram entre julho e agosto de 2021, foram entrevistados 48 moradores da zona rural, e 49 especialistas ambientais responderam aos questionários (total de 97 participantes).

Neste estudo, utilizamos uma abordagem quanti-qualitativa, uma vez que quantificamos as palavras utilizadas pelos grupos, aplicamos análises estatísticas e as interpretamos qualitativamente a luz de uma perspectiva conservacionista e socioambiental. Utilizamos o pacote QUANTEDA para fazer análises automatizadas de conteúdo sobre as respostas abertas pelos participantes (Benoit *et al.*, 2018). Primeiramente, usamos o *Google Translate Service* para traduzir o texto das respostas para o inglês. Para cada questão (aspectos positivos e negativos sobre o Cerrado), criamos um *corpus* e uma matriz documental (*document feature matrix* – DFM). Em nossa rotina de pré-processamento, removemos dos DFMs a pontuação, números e *stopwords*; selecionamos palavras com mais de dois caracteres; e usamos o algoritmo de stemização padrão (reduzir palavras às suas raízes). Em seguida, contamos para cada DFM as feições mais frequentes (palavras após o processo de stemização) de cada grupo (população rural e especialistas ambientais) e construímos matrizes de rede de feições co-ocorrentes utilizadas por cada pessoa (Butts, 2008). Em seguida, foram ajustados os modelos Bernoulli Naïve Bayes (NB) para elencar as melhores feições que melhor classificam cada grupo (residentes rurais e especialistas ambientais) (Jurafsky; Martin, 2018; Manning; Raghavan; Schütze, 2008). Utilizamos a classificação da matriz de confusão com validação cruzada de 1.000 repetições *k-fold* e testes de McNemar para avaliar a acurácia do modelo. Também construímos modelos de tópicos estruturados (*structured topic models* – STMs) usando o pacote STM para testar se os tópicos citados pelos grupos diferiam entre eles (Roberts; Stewart; Tingley, 2019). O STM é uma técnica de codificação semiautomatizada que se baseia em desenvolvimentos recentes na análise de dados textuais baseada em aprendizado de máquina (Roberts; Stewart; Airoidi, 2016; Roberts *et al.*, 2014). Na seção de resultados, quando a feição

(palavra stemizada) não é uma palavra completa, mostramos a feição (palavra derivada) e sua palavra associada em português.

Todos os procedimentos realizados neste estudo envolvendo participantes humanos seguiram as normas éticas e a legislação dos Comitês de Ética em Pesquisa (CEP) da Universidade Federal do Tocantins (UFT) e da Comissão Nacional de Ética em Pesquisa (CONEP). O protocolo do Certificado de Apresentação de Apreciação Ética (CAAE) tem o número 45041921.6.0000.5519 e o documento de recomendação de aprovação tem o número 4.799.043. O consentimento informado e esclarecido foi obtido de todos os participantes incluídos no estudo.

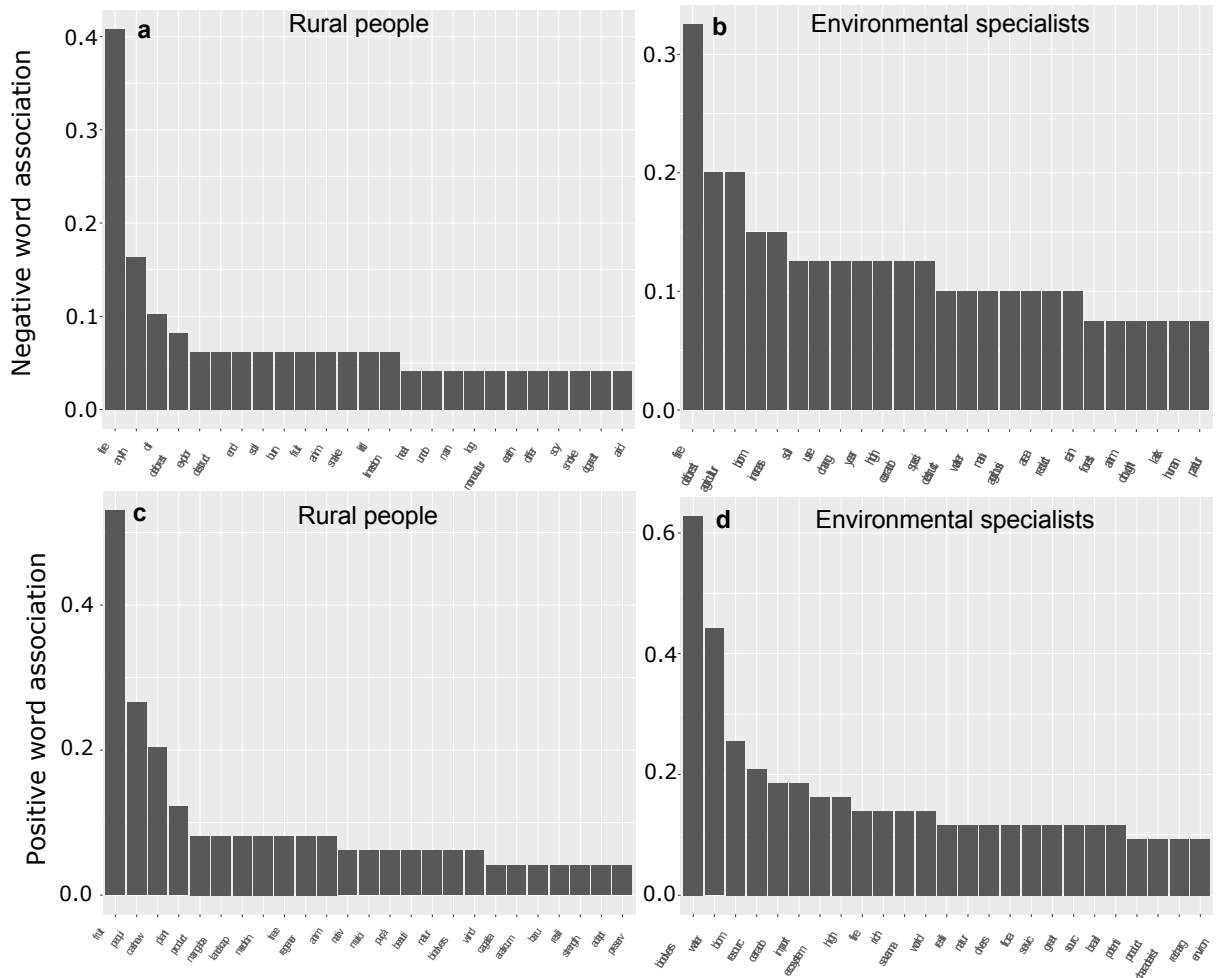
2.3 Resultados

Nas questões abertas sobre os aspectos negativos do Cerrado, residentes rurais e especialistas ambientais citaram mais a palavra "fogo" (19 e 12 entrevistados, respectivamente). Alguns entrevistados rurais (7) não conseguiram indicar nada como negativo no Cerrado (“anyth—*anything*”), e outros citaram as condições de seca (4 pessoas, “dri—dry”). As palavras associadas a "desmatamento" estiveram presentes em ambos os grupos, mas foram a segunda mais citada pelos especialistas ambientais, juntamente com a palavra "agricultura" (ambas citadas por sete participantes, Figura 2.1). Em relação aos aspectos positivos do Cerrado, a maioria dos entrevistados rurais mencionou frutas (25 pessoas) e seus nomes ("pequi – fruto de *Caryocar brasiliense*" – por 12 e "caju – fruto de *Anacardium humile*" – por nove pessoas). Ao mesmo tempo, as feições mais citadas pelos especialistas ambientais foram "biodivers – biodiversidade -", "water – água" e "biome – bioma" (26, 18 e 10 pessoas, respectivamente).

Os modelos Naïve Bayes classificaram com sucesso os grupos (residentes rurais e especialistas ambientais) com base nas feições utilizadas em percepções negativas (taxa de erro de classificação = 0,823, IC 95% = 0,726 - 0,898, $P < 0,001$) e positivas (taxa de erro de classificação = 0,901, IC 95% = 0,829 - 0,960, $P = 0,013$). No entanto, os modelos apresentaram baixa acurácia preditiva para algumas percepções negativas (39,47%) e positivas (19,51%) de especialistas ambientais. Feições associadas ao desmatamento e uso do solo ocorreram em ambos os grupos. No entanto, os entrevistados rurais usaram mais palavras relacionadas às condições de seca no Cerrado, enquanto os especialistas usaram termos mais técnicos, como "agricultura", "bioma" e "espécies". Os entrevistados rurais utilizaram mais palavras positivas associadas a frutas ou usos diretos. Em contraste, os especialistas ambientais frequentemente usaram a biodiversidade, os recursos hídricos e a importância regional/nacional/global do bioma e do ecossistema. Ambos os grupos também citaram algumas características resilientes a queimadas e secas (Figura 2.3).

Figura 2.3 – Associações de palavras das percepções positivas e negativas sobre o Cerrado de residentes rurais e especialistas ambientais do Brasil previstas por modelos de Bernoulli Naïve

Bayes



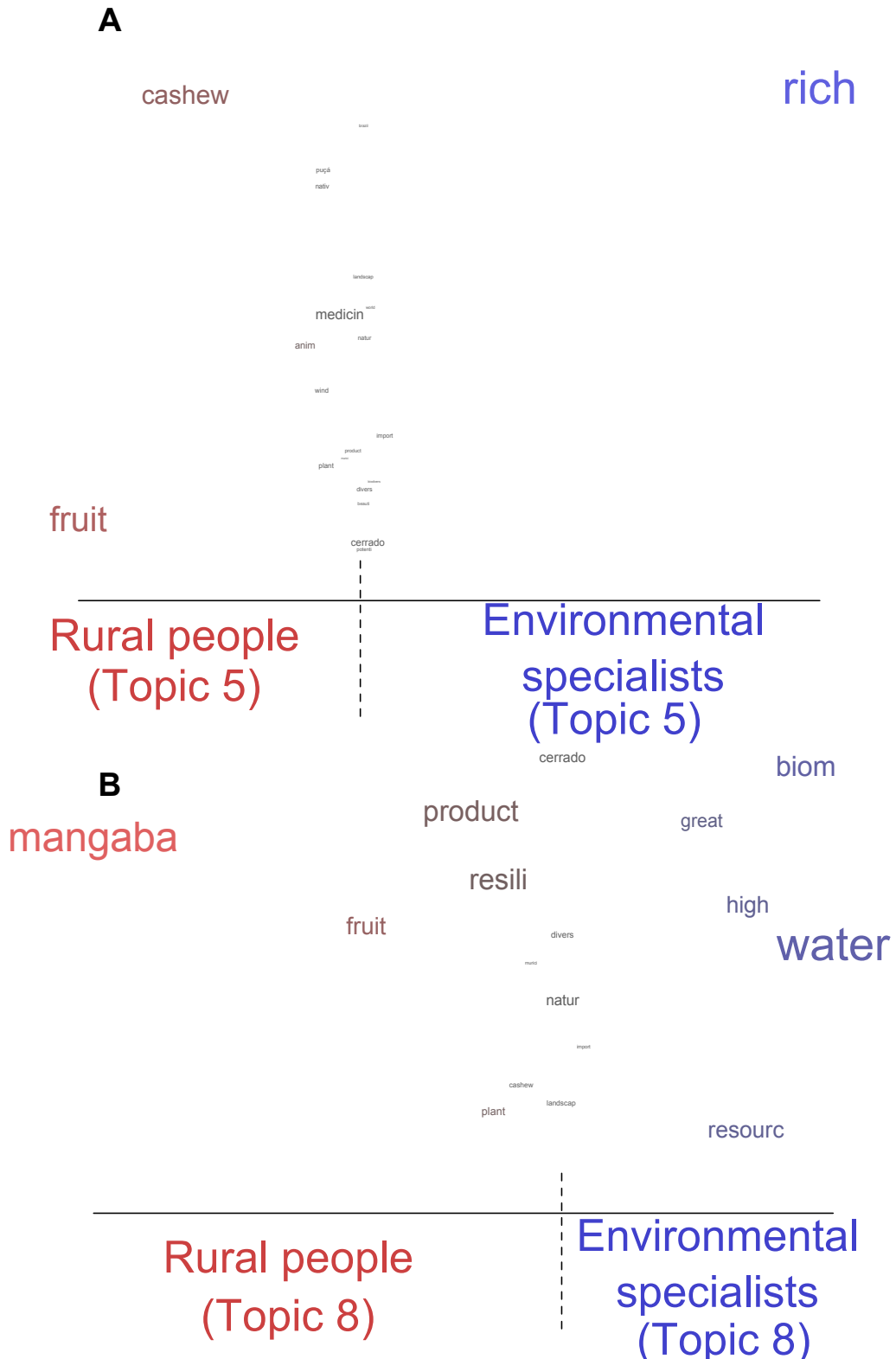
Fonte: Elaboração própria.

Os STMs identificaram 13 tópicos relacionados a percepções negativas e oito tópicos relacionados a percepções positivas (Tabela 2.1). Não foram encontradas diferenças significativas na prevalência de palavras entre os tópicos nas percepções negativas. No entanto, dois tópicos diferiram na prevalência de palavras nas percepções positivas. No tópico 5, os residentes rurais citaram mais frutos (frutas e caju), enquanto especialistas ambientais enfatizaram a riqueza de espécies. No tópico 8, os camponeses voltaram a mencionar as frutas (fruta e mangaba) – fruto de *Hancornia speciosa*) mas também resiliência e produtos derivados. Ao mesmo tempo, especialistas ambientais citaram a alta quantidade de recursos ("resourc – recursos" e "water – água") no bioma (Figura 2.4).

Tabela 2.1 – Tópicos identificados por modelos de tópicos estruturados relacionados às percepções negativas e positivas sobre o Cerrado de residentes rurais e especialistas ambientais no Brasil com seus respectivos testes de prevalência de palavras para cada tópico. Foram destacados em negrito os tópicos com diferenças significativas ($P < 0,05$) entre os grupos

Tópicos de percepção negativa	t	P
Tópico 1: arid, low	-0,884	0,380
Tópico 2: event	0,387	0,700
Tópico 3: extrem—extreme	0,439	0,662
Tópico 4: soy, differ, earth, heat, end, deforest, agrosilvopastor—agrosilvopastoral, sprawl, practic—practice, suppress, veget—vegetation, devalu—devalue, compar—compare(d)	0,113	0,910
Tópico 5: legal	0,312	0,756
Tópico 6: especi—especially, fuel, june, octob—October, peak, tocantin—Tocantins, drought, monocultur—monoculture	-0,226	0,822
Tópico 7: protect	0,210	0,834
Tópico 8: inhabit, near, risk, suffer, area, destruct, last, run, weather, cigarett—cigarette, temperatur—temperature, work	-0,288	0,774
Tópico 9: cerrado, academia, connect, essenti—essential, general, light, negat—negative, mechan—mechanic, plantat—plantation, limeston—limestone, fire	-0,656	0,514
Tópico 10: be, consequ—consequence, desertif, —desertification food, savann—savanna, regul—regulation, specif—specific, eat, kill, manioc, starv—starve, snake	0,001	1,000
Tópico 11: acid, assist, technic, correct, cost, livestock, aluminum, concentr—concentration	-0,220	0,826
Tópico 12: fauna, author, center, destroy, die, everi—every, flora, better, explor—explore	-0,238	0,812
Tópico 13: reduct—reduction, advanc—advance, extens—extensive, influenc—influence, occur—occurrence, origin	0,774	0,441
Positive perception Tópicos	t	P
Tópico 1: biodivers—biodiversity, hold, pequi	-0,046	0,963
Tópico 2: biodivers—biodiversity, lack, pequi	-0,117	0,907
Tópico 3: biodivers—biodiversity, longer, pequi	-0,346	0,730
Tópico 4: clear, rain, thunder, comfort, place, vantag—vantage, advantag—advantage, savanna, ecosystem, import, world, cerrado, birthplac—birthplace, regul—regulate	1,534	0,129
Tópico 5: cashew, wind, nativ—native, puçá, anim—animal, rich, asset, bio, input, lot	-2,118	0,037
Tópico 6: regrowth, post, burn, fast, abil—ability, mani—manipulate, power, fire, flora, resist	0,186	0,853
Tópico 7: biodivers—biodiversity, shade, pequi	-0,232	0,817
Tópico 8: mangaba, resourc—resource, biom—biome, great, high, water, compar—compare(d), effici—efficient	2,270	0,026

Figura 2.4 – Prevalência de palavras dos tópicos cinco e oito identificados por Modelos Tópicos Estruturais (STMs) relacionados às percepções positivas do Cerrado no Brasil. O tamanho e a cor (mais vermelho ou mais azul) das palavras são proporcionais à prevalência da palavra em cada grupo



Fonte: Elaboração própria.

2.3 Discussão

Neste estudo, utilizamos análises de conteúdo semiautomatizadas para explorar as diferenças entre residentes rurais e especialistas ambientais em suas percepções sobre o Cerrado. Apesar dos diferentes vocabulários, como indicam os modelos NB, os tópicos relacionados às percepções negativas do Cerrado não variaram entre os grupos. No entanto, as percepções positivas foram significativamente diferentes entre os grupos. A população rural tendeu a perceber mais benefícios práticos, principalmente frutos comestíveis. Ao mesmo tempo, especialistas ambientais citaram vários serviços ecossistêmicos (também utilitários) e enfatizaram a importância da biodiversidade e dos recursos hídricos. É interessante notar a dicotomia na percepção da água do Cerrado. Apesar de especialistas destacarem a alta quantidade de recursos hídricos e a importância da vegetação para o ciclo da água (Klink *et al.*, 2020; Latrubesse *et al.*, 2019), a população rural percebeu um ambiente com escassez de água devido às chuvas altamente sazonais. Essa diferença pode decorrer das demandas distintas entre áreas urbanas e rurais. Em primeiro lugar, as áreas urbanas têm mais abastecimento de água planejado e estabelecido do que as áreas rurais (Garfi *et al.*, 2011; Green *et al.*, 2017). Em segundo lugar, a agricultura e a pecuária demandam muito mais água do que o abastecimento urbano (Chaplin-Kramer *et al.*, 2019). Portanto, a população rural tende a sofrer mais com a sazonalidade das chuvas do que a população urbana. No entanto, percepções equivocadas sobre a escassez de água no Cerrado podem vir de informações mais arraigadas por meio da educação formal e informal nas primeiras idades da vida (Bizerril, 2004).

Em suas percepções negativas, moradores rurais e especialistas ambientais identificaram as principais ameaças à conservação do Cerrado, como desmatamento e incêndios. Embora o fogo seja um fator natural em savanas abertas como o Cerrado, os seres humanos intensificam os regimes de fogo, alterando seus padrões sazonais (Bowman, D. M. J. S. *et al.*, 2011; Bowman *et al.*, 2020; Enright; Thomas, 2008; Fidelis *et al.*, 2018). Os seres humanos usam o fogo por vários motivos, como para rebrotar pastagens, caçar e limpar trilhas e arredores de moradias (Bowman *et al.*, 2020; Mistry *et al.*, 2005; Pivello, 2011). No entanto, o fogo também está ligado ao desmatamento porque é utilizado para limpar a vegetação nativa para outros usos da terra (Cochrane; Barber, 2009; Moreira de Araújo; Ferreira; Arantes, 2012; Ward *et al.*, 1992). Portanto, os entrevistados rurais e especialistas ambientais percebem negativamente o fogo, apesar de sua função na manutenção da estrutura da vegetação do Cerrado. O uso do fogo é proibido (permitido apenas em casos excepcionais em áreas protegidas e áreas privadas, com licenças especiais) no Brasil, e está negativamente associado

à destruição e a ambientes estéreis após a passagem do fogo na mídia e por órgãos governamentais (Moura *et al.*, 2019). Esse cenário de criminalização e divulgação midiática acerca do uso do fogo pode impulsionar essa percepção negativa nas pessoas. No entanto, alguns participantes (residentes rurais e especialistas ambientais) reconheceram as características regenerativas e resilientes do Cerrado com uma visão otimista. Assim, convergir essas percepções em políticas e regulamentações é essencial para construir regimes de queima mais sustentáveis (Bowman *et al.*, 2013; Pivello *et al.*, 2021a; Roos; Bowman; Balch; Artaxo; Bond; Cochrane; D'Antonio; DeFries; Mack; Johnston; Krawchuk; Kull; Moritz; Pyne; Scott; Swetnam; *et al.*, 2014).

Um resultado crítico que encontramos é a falta de percepções positivas sobre a fauna do Cerrado pelos moradores da zona rural. O Cerrado possui uma das faunas mais biodiversas e únicas do mundo (Azevedo; Valdujo; de C. Nogueira, 2016; Cardoso Da Silva; Bates, 2002), mas é subvalorizada em comparação com regiões florestais, como a Amazônia e a Mata Atlântica (Lahsen; Bustamante; Dalla-Nora, 2016; Overbeck *et al.*, 2015). Esse padrão é uma tendência em muitos ecossistemas abertos em todo o mundo (Buisson *et al.*, 2020; Lehmann; Parr, 2016). Novamente, essa percepção equivocada pode derivar da educação infantil e de uma preferência midiática pelas florestas, em geral (Bizerril, 2004). Os residentes rurais também mencionaram as serpentes (peçonhentas) e outros animais como características negativas devido a possíveis acidentes e perdas nas lavouras, reforçando a percepção negativa dos animais (Olson; Pilliod, 2022; Pooley; Bhatia; Vasava, 2021; Whitehouse-Tedd; Abell; Dunn, 2021). No entanto, algumas pessoas associaram essas interações homem-animal ao desmatamento (perda de habitat), atribuído a agricultores e proprietários de terras. Essa percepção corrobora outros estudos que mediram o aumento das interações homem-animal em áreas mais antropizadas (Pooley *et al.*, 2021).

Nossos resultados também revelam as causas de mudanças ambientais que os participantes percebem ocorrer no Cerrado. Algumas pessoas citaram a pecuária, a agricultura, a mineração, o crescimento urbano, a especulação fundiária e o comércio como alguns dos motores dessas mudanças. Alguns entrevistados também vincularam as responsabilidades governamentais, principalmente dos estados e municípios, em incrementar as ações de fiscalização e regulação. Portanto, os participantes percebem que há responsabilidades diretas e indiretas pelas mudanças ambientais, com os sistemas socioeconômicos e políticos ditando muitas políticas e regulamentações agrícolas e ambientais no Cerrado. O discurso negativo dos especialistas ambientais sobre a agricultura também enfatiza a necessidade de identificar as

reais responsabilidades para alcançar a justiça ambiental (Esteves; Franks; Vanclay, 2012; Kopnina, 2016; 2018). A principal causa do desmatamento no Cerrado hoje é advinda do agronegócio de larga escala (também citado pelos especialistas ambientais) que produz grãos como *commodities* internacionais para exportar para outros países (Aragão *et al.*, 2022; De Alban *et al.*, 2021; Dobrovolski *et al.*, 2011; Metzger *et al.*, 2019). Assim, culpar o setor agropecuário pode criar injustiças para os pequenos, locais ou mais sustentáveis agricultores (Iverson *et al.*, 2019; Perfecto; Vandermeer, 2008; Pinheiro; Hunt, 2020).

Também identificamos a preocupação dos especialistas ambientais ao mencionar a importância do Cerrado nas escalas regional, nacional e global. Eles destacaram muitos serviços ecossistêmicos prestados pelo Cerrado, como recursos hídricos, turismo e subprodutos (Resende *et al.*, 2019; Resende *et al.*, 2017). No entanto, os residentes rurais provavelmente não tinham esse conhecimento (Bizerril, 2004; Ferreira; Freire, 2009; Lahsen *et al.*, 2016) e citaram usos mais cotidianos da biodiversidade do Cerrado, principalmente frutos comestíveis (Silva *et al.*, 2017). Apesar das percepções dos moradores rurais e especialistas ambientais revelarem uma visão antropocêntrica e utilitarista das qualidades do Cerrado, os residentes rurais possuem uma percepção relacionada à experiência direta com a natureza, sem a mediação de teorias e conceitos, sendo portanto, uma percepção mais restrita em escala espacial. Esses resultados enfatizam a necessidade de aumentar o conhecimento do público sobre a importância em larga escala do Cerrado e as preocupações éticas para conservar as espécies únicas (endêmicas) na educação formal e por meio da mídia e atividades de educação ambiental (Bizerril, 2004; Gomes *et al.*, 2019; Lima; Bastos, 2019). As emoções moldam significativamente as percepções e atitudes das pessoas (Gosal; Newton; Gillingham, 2018; Iared; Oliveira; Reid, 2017; Pooley *et al.*, 2021), portanto, se mais pessoas fossem sensibilizadas para conservar o Cerrado, poderíamos esperar maior participação e mobilização da sociedade para tornar a conservação mais efetiva.

Até onde se sabe, este é o primeiro estudo comparando as percepções de residentes rurais com especialistas ambientais em um *hotspot* de biodiversidade. Encontramos uma lacuna de conhecimento entre a academia e a sociedade sobre as qualidades positivas do Cerrado. Os especialistas ambientais também identificaram essa lacuna e destacaram a falta de conexão entre a população e a importância do Cerrado. Conhecer e compreender essas lacunas é essencial para planejar e elaborar políticas, regulamentações e ações de educação ambiental de forma transversal em escolas, unidades de conservação e outras instituições (Christie *et al.*, 2020; Cortés-Capano *et al.*, 2020; Dobrovolski *et al.*, 2018). É preciso desmitificar a percepção

de uma região árida e pobre em termos de recursos e biodiversidade se quisermos aumentar a participação e a tomada de consciência da sociedade sobre a conservação do Cerrado (Bizerril, 2004). Descobrimos que o caminho para valorizar a resiliência e sua diversidade na educação formal e informal pode ser fundamental para mudar essas percepções e atitudes (Zmigrod *et al.*, 2021). A academia também pode ser essencial na defesa dessas questões em atividades de divulgação e mídias sociais e profissionais (Steger *et al.*, 2021). Esses resultados e recomendações podem se aplicar a outros ecossistemas abertos negligenciados em todo o mundo, onde conflitos sociais e diferentes *tradeoffs* no planejamento da conservação são comuns (Adams *et al.*, 2017; Kiatkoski Kim *et al.*, 2021; Kremen *et al.*, 2018b). Esperamos que educadores, pesquisadores e interessados de todas as disciplinas leiam essa mensagem em prol da transformação e atuem para promover as mudanças necessárias se quisermos que as gerações futuras conheçam os valores intrínsecos do Cerrado, não apenas a partir de livros e narrativas passadas.

Apêndices

Esse trabalho foi aceito na revista científica *Gaia Scientia*, Qualis B1 e estará disponível no seguinte link: <https://periodicos.ufpb.br/index.php/gaia/article/view/65378/38035>

Os Apêndices desse capítulo podem ser acessados no seguinte link:

https://github.com/HeitorCSousa/Apendices_Doutorado/tree/ecf2f0989609d5a4b401c6bf2e1215907e88b465/Cap2

Referências

ADAMS, V. M.; ÁLVAREZ-ROMERO, J. G.; CAPON, S. J.; CROWLEY, G. M. *et al.* Making time for space: The critical role of spatial planning in adapting natural resource management to climate change. **Environmental Science and Policy**, 74, n. July, p. 57-67, 2017.

ADAMS, V. M.; BARNES, M.; PRESSEY, R. L. Shortfalls in Conservation Evidence: Moving from Ecological Effects of Interventions to Policy Evaluation. **One Earth**, 1, n. 1, p. 62-75, 2019.

ALENCAR, A.; SHIMBO, J. Z.; LENTI, F.; MARQUES, C. B. *et al.* Mapping three decades of changes in the brazilian savanna native vegetation using landsat data processed in the google earth engine platform. **Remote Sensing**, 12, n. 6, 2020.

ARAGÃO, R. B. D. A.; BASTOS LIMA, M. G.; BURNS, G. L.; ROSS, H. To clear or not to clear: Unpacking soy farmers' decision-making on deforestation in Brazil's Cerrado. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, 6, 2022.

AYCRIGG, J. L.; MCCARLEY, T. R.; BELOTE, R. T.; MARTINUZZI, S. Wilderness areas in a changing landscape: changes in land use, land cover, and climate. **Ecological Applications**, 32, n. 1, p. e02471, Jan 2022.

AZEVEDO, J. A. R.; VALDUJO, P. H.; DE C. NOGUEIRA, C. Biogeography of anurans and squamates in the Cerrado hotspot: coincident endemism patterns in the richest and most impacted savanna on the globe. **Journal of Biogeography**, 43, n. 12, p. 2454-2464, 2016/12// 2016.

BECKMANN, M.; GERSTNER, K.; AKIN-FAJIYE, M.; CEAUŞU, S. *et al.* Conventional land-use intensification reduces species richness and increases production: A global meta-analysis. **Global Change Biology**, 25, n. 6, p. 1941-1956, 2019.

BELLARD, C.; LECLERC, C.; LEROY, B.; BAKKENES, M. *et al.* Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, 23, n. 12, p. 1376-1386, 2014.

BENNETT, N. J. Using perceptions as evidence to improve conservation and environmental management. **Conservation Biology**, 30, n. 3, p. 582-592, 2016.

BENNETT, N. J.; ROTH, R. **The conservation social sciences: What?, How? and Why?** Vancouver, BC: University of British Columbia, 2015. 85-85 p. (University of British Columbia.

BENNETT, N. J.; ROTH, R.; KLAIN, S. C.; CHAN, K. M. A. *et al.* Mainstreaming the social sciences in conservation. **Conservation Biology**, 31, n. 1, p. 56-66, 2016.

BENOIT, K.; WATANABE, K.; WANG, H.; NULTY, P. *et al.* *quanteda*: An R package for the quantitative analysis of textual data. **Journal of Open Source Software**, 3, n. 30, p. 774, 2018.

BIZERRIL, M. X. A. Children's perceptions of Brazilian Cerrado landscapes and biodiversity. **The Journal of Environmental Education**, 35, n. 4, p. 47-58, 2004.

BOWMAN, D. M. J. S.; BALCH, J.; ARTAXO, P.; BOND, W. J. *et al.* The human dimension of fire regimes on Earth. **Journal of biogeography**, 38, n. 12, p. 2223-2236, 2011/12// 2011.

BOWMAN, D. M. J. S.; KOLDEN, C. A.; ABATZOGLOU, J. T.; JOHNSTON, F. H. *et al.* Vegetation fires in the Anthropocene. **Nature Reviews Earth & Environment**, 1, n. 10, p. 500-515, 2020.

BOWMAN, D. M. J. S.; O'BRIEN, J. A.; GOLDAMMER, J. G. Pyrogeography and the Global Quest for Sustainable Fire Management. **Annual Review of Environment and Resources**, 38, n. 1, p. 57-80, 2013.

BUISSON, E.; FIDELIS, A.; OVERBECK, G. E.; SCHMIDT, I. B. *et al.* A research agenda for the restoration of tropical and subtropical grasslands and savannas. **Restoration Ecology**, 29, n. S1, 2020.

BUSTAMANTE, M. M. C.; ROITMAN, I.; AIDE, T. M.; ALENCAR, A. *et al.* Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. **Global Change Biology**, 22, n. 1, p. 92-109, 2016.

BUTTS, C. T. network: A Package for Managing Relational Data in R. **Journal of Statistical Software**, 24, n. 2, p. 1-36, 2008.

CARDINALE, B. J.; GONZALEZ, A.; ALLINGTON, G. R. H.; LOREAU, M. Is local biodiversity declining or not? A summary of the debate over analysis of species richness time trends. **Biological Conservation**, 219, n. December 2017, p. 175-183, 2018.

CARDOSO DA SILVA, J. M.; BATES, J. M. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. **BioScience**, 52, n. 3, p. 225-225, 2002.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; RAVEN, P. H. Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 117, n. 24, p. 13596-13602, 2020.

CHAPLIN-KRAMER, R.; SHARP, R. P.; WEIL, C.; BENNETT, E. M. *et al.* Global modeling of nature's contributions to people. **Science**, 366, n. 6462, p. 255-258, 2019.

CHAZDON, R. L. Towards more effective integration of tropical forest restoration and conservation. **Biotropica**, 51, n. 4, p. 463-472, 2019.

CHRISTIE, A. P.; ABECASIS, D.; ADJEROUD, M.; ALONSO, J. C. *et al.* Quantifying and addressing the prevalence and bias of study designs in the environmental and social sciences. **Nature Communications**, 11, n. 1, p. 1-11, 2020.

COCHRANE, M. A.; BARBER, C. P. Climate change, human land use and future fires in the Amazon. **Global Change Biology**, 15, n. 3, p. 601-612, 2009.

COLLI, G. R.; VIEIRA, C. R.; DIANESE, J. C. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. **Biodiversity and Conservation**, 29, n. 5, p. 1465-1475, 2020.

CORTÉS-CAPANO, G.; TOIVONEN, T.; SOUTULLO, A.; FERNÁNDEZ, A. *et al.* Exploring landowners' perceptions, motivations and needs for voluntary conservation in a cultural landscape. **People and Nature**, 2, n. 3, p. 840-855, 2020.

DE ALBAN, J. D. T.; LEONG, B. P. I.; VENEGAS-LI, R.; CONNETTE, G. M. *et al.* Conservation beyond the existing protected area network is required to improve species and habitat representation in a global biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, 257, n. March, 2021.

DINERSTEIN, E.; OLSON, D.; JOSHI, A.; VYNNE, C. *et al.* An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the Terrestrial Realm. **BioScience**, 67, n. 6, p. 534-545, 2017.

DIRZO, R.; YOUNG, H. S.; GALETTI, M.; CEBALLOS, G. *et al.* Defaunation in the Anthropocene. **Science**, 345, n. 6195, p. 401-406, Jul 25 2014.

DOBROVOLSKI, R.; LOYOLA, R.; RATTIS, L.; GOUVEIA, S. F. *et al.* Science and democracy must orientate Brazil's path to sustainability. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 16, n. 3, p. 121-124, 2018.

DOBROVOLSKI, R.; LOYOLA, R. D.; MARCO JÚNIOR, P. D.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Agricultural Expansion Can Menace Brazilian Protected Areas During the 21st Century. **Natureza & Conservação**, 9, n. 2, p. 208-213, 2011.

DUCARME, F.; FLIPO, F.; COUVET, D. How the diversity of human concepts of nature affects conservation of biodiversity. **Conservation Biology**, 35, n. 3, p. 1019-1028, Jun 2020.

EITEN, G. The Cerrado Vegetation of Brazil. **Botanical Review**, 38, n. 2, p. 201-341, 1972.

ENRIGHT, N. J.; THOMAS, I. Pre-European fire regimes in Australian ecosystems. **Geography Compass**, 2, n. 4, p. 979-1011, 2008.

ESTEVES, A. M.; FRANKS, D.; VANCLAY, F. Social impact assessment: The state of the art. **Impact Assessment and Project Appraisal**, 30, n. 1, p. 34-42, 2012.

FERREIRA, M. N. E.; FREIRE, N. C. Community perceptions of four protected areas in the Northern portion of the Cerrado hotspot, Brazil. **Environmental Conservation**, 36, n. 2, p. 129-138, 2009.

FIDELIS, A.; ALVARADO, S.; BARRADAS, A.; PIVELLO, V. The Year 2017: Megafires and Management in the Cerrado. **Fire**, 1, n. 3, p. 49-49, 2018.

FITZGERALD, L. A.; STRONZA, A. L. Applied biodiversity science: Bridging ecology, culture, and governance for effective conservation. **Interciencia**, 34, n. 8, p. 563-570, 2009.

FRANÇOSO, R. D.; DEXTER, K. G.; MACHADO, R. B.; PENNINGTON, R. T. *et al.* Delimiting floristic biogeographic districts in the Cerrado and assessing their conservation status. **Biodiversity and Conservation**, 29, n. 5, p. 1477-1500, 2019.

FURLEY, P. A. The Nature and Diversity of Neotropical Savanna Vegetation with Particular Reference to the Brazilian cerrados. **Global Ecology and Biogeography**, 8, n. 3, p. 223-241, 1999.

GARFÌ, M.; FERRER-MARTÍ, L.; BONOLI, A.; TONDELLI, S. Multi-criteria analysis for improving strategic environmental assessment of water programmes. A case study in semi-arid region of Brazil. **Journal of Environmental Management**, 92, n. 3, p. 665-675, 2011.

GOMES, M. A. A.; GONCALVES, T. V.; TERESA, F. B.; DA CUNHA, H. F. *et al.* High school students' knowledge of endangered fauna in the Brazilian Cerrado: A cross-species and spatial analysis. **PLoS One**, 14, n. 4, p. e0215959, 2019.

GOSAL, A. S.; NEWTON, A. C.; GILLINGHAM, P. K. Comparison of methods for a landscape-scale assessment of the cultural ecosystem services associated with different habitats. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, 14, n. 1, p. 91-104, 2018.

GREEN, J. M. H.; CRANSTON, G. R.; SUTHERLAND, W. J.; TRANTER, H. R. *et al.* Research priorities for managing the impacts and dependencies of business upon food, energy, water and the environment. **Sustainability Science**, 12, n. 2, p. 319-331, 2017.

IARED, V. G.; OLIVEIRA, H. T. D.; REID, A. Aesthetic experiences in the Cerrado (Brazilian savanna): contributions to environmental education practice and research. **Environmental Education Research**, 23, n. 9, p. 1273-1290, 2017.

IVERSON, A. L.; GONTHIER, D. J.; PAK, D.; ENNIS, K. K. *et al.* A multifunctional approach for achieving simultaneous biodiversity conservation and farmer livelihood in coffee agroecosystems. **Biological Conservation**, 238, n. July, p. 108179-108179, 2019.

JOHAN, R.; W.L, S.; KEVIN, N.; PERSSON, Å. *et al.* Planetary Boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. **Ecology and Society**, 14, n. 2, p. 81-87, 2009.

JURAFSKY, D.; MARTIN, J. H. Naive Bayes. *In: Speech and Language Processing: An Introduction to Natural Language Processing, Computational Linguistics, and Speech Recognition*, 2018. cap. Chapter 6.

KIATKOSKI KIM, M.; ÁLVAREZ-ROMERO, J. G.; WALLACE, K.; PANNELL, D. *et al.* Participatory multi-stakeholder assessment of alternative development scenarios in contested landscapes. **Sustainability Science**, 17, n. 1, p. 221-241, 2021/11// 2021.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, 19, n. 3, p. 707-713, 2005/6// 2005.

KLINK, C. A.; SATO, M. N.; CORDEIRO, G. G.; RAMOS, M. I. M. The role of vegetation on the dynamics of water and fire in the cerrado ecosystems: Implications for management and conservation. **Plants**, 9, n. 12, p. 1-27, 2020.

KOPNINA, H. Half the earth for people (or more)? Addressing ethical questions in conservation. **Biological Conservation**, 203, p. 176-185, 2016.

KOPNINA, H. Just Conservation. *In: Handbook of Engaged Sustainability*. Cham: Springer International Publishing, 2018. p. 1-20.

KREMEN, C.; MERENLENDER, A. M. Landscapes that work for biodiversity and people. **Science**, 362, n. 6412, 2018b.

LAHSEN, M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; DALLA-NORA, E. L. Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. **Environment**, 58, n. 6, p. 4-15, 2016.

LATRUBESSE, E. M.; ARIMA, E.; FERREIRA, M. E.; NOGUEIRA, S. H. *et al.* Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. **Conservation Science and Practice**, 1, n. 9, 2019.

LEHMANN, C. E.; PARR, C. L. Tropical grassy biomes: linking ecology, human use and conservation. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 371, n. 1703, Sep 19 2016.

LIMA, F. P.; BASTOS, R. P. Perceiving the invisible: Formal education affects the perception of ecosystem services provided by native areas. **Ecosystem Services**, 40, 2019.

MACURA, B.; SECCO, L.; PULLIN, A. S. What evidence exists on the impact of governance type on the conservation effectiveness of forest protected areas? Knowledge base and evidence gaps. **Environmental Evidence**, 4, n. 1, 2015.

MANNING, C. D.; RAGHAVAN, P.; SCHÜTZE, H. An introduction to information retrieval. *In*. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. cap. Chapter 13.

METZGER, J. P.; BUSTAMANTE, M. M. C.; FERREIRA, J.; FERNANDES, G. W. *et al.* Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 17, n. 3, p. 91-103, 2019.

MISTRY, J.; BERARDI, A.; ANDRADE, V.; KRAHÔ, T. *et al.* Indigenous fire management in the cerrado of Brazil: The case of the Krahô of Tocantins. **Human Ecology**, 33, n. 3, p. 365-386, 2005.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; THOMSEN, J. B.; DA FONSECA, G. A. B. *et al.* Biodiversity Hotspots and Major Tropical Wilderness Areas: Approaches to Setting Conservation Priorities. **Conservation Biology**, 12, n. 3, p. 516-520, 1998.

MOREIRA DE ARAÚJO, F.; FERREIRA, L. G.; ARANTES, A. E. Distribution Patterns of Burned Areas in the Brazilian Biomes: An Analysis Based on Satellite Data for the 2002–2010 Period. **Remote Sensing**, 4, n. 7, p. 1929-1946, 2012.

MOURA, L. C.; SCARIOT, A. O.; SCHMIDT, I. B.; BEATTY, R. *et al.* The legacy of colonial fire management policies on traditional livelihoods and ecological sustainability in savannas: Impacts, consequences, new directions. **Journal of Environmental Management**, 232, n. November 2018, p. 600-606, 2019.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403, n. 6772, p. 853-858, FEB 24 2000.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; ARNELL, A. P.; CONTU, S. *et al.* Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond planetary boundary? A global assessment. **Science**, 353, n. 6296, p. 288-291, 2016.

OLSON, D. H.; PILLIOD, D. S. Elevating human dimensions of amphibian and reptile conservation, a USA perspective. **Conservation Science and Practice**, 4, n. 6, 2022/4// 2022.

OVERBECK, G. E.; VÉLEZ-MARTIN, E.; SCARANO, F. R.; LEWINSOHN, T. M. *et al.* Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, 21, n. 12, p. 1455-1460, 2015.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm. **Annals of the New York Academy of Sciences**, 1134, p. 173-200, 2008.

PINHEIRO, F. M.; HUNT, P. Biodiverse, productive, and socially just silvopastures: a solution for the Brazilian drylands. **Journal of Botanical Research**, 2, n. 3, p. 29-40, 2020.

PIVELLO, V. R. The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. **Fire Ecology**, 7, n. 1, p. 24-39, 2011.

PIVELLO, V. R.; VIEIRA, I.; CHRISTIANINI, A. V.; RIBEIRO, D. B. *et al.* Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 19, n. 3, p. 233-255, 2021/7// 2021a.

POOLEY, S.; BHATIA, S.; VASAVA, A. Rethinking the study of human-wildlife coexistence. **Conservation Biology**, 35, n. 3, p. 784-793, Jun 2021.

RESENDE, F. M.; CIMON-MORIN, J.; POULIN, M.; MEYER, L. *et al.* Consequences of delaying actions for safeguarding ecosystem services in the Brazilian Cerrado. **Biological Conservation**, 234, n. June, p. 90-99, 2019.

RESENDE, F. M.; FERNANDES, G. W.; ANDRADE, D. C.; NEDER, H. D. Economic valuation of the ecosystem services provided by a protected area in the Brazilian Cerrado: application of the contingent valuation method. **Brazilian Journal of Biology**, 77, n. 4, p. 762-773, Nov 2017.

ROBERTS, M. E.; STEWART, B. M.; AIROLDI, E. M. A Model of text for experimentation in the social sciences. **Journal of the American Statistical Association**, 111, n. 515, p. 988-1003, 2016.

ROBERTS, M. E.; STEWART, B. M.; TINGLEY, D. stm: An R Package for Structural Topic Models. **Journal of Statistical Software**, 91, n. 2, p. 1-40, 2019.

ROBERTS, M. E.; STEWART, B. M.; TINGLEY, D.; LUCAS, C. *et al.* Structural Topic Models for open-ended survey responses. **American Journal of Political Science**, 58, n. 4, p. 1064-1082, 2014.

ROCKSTRÖM, J.; STEFFEN, W.; NOONE, K.; PERSSON, A. *et al.* A safe operating space for humanity. **Nature**, 461, n. 7263, p. 472-475, 2009a.

RODRIGUES, A. A.; MACEDO, M. N.; SILVERIO, D. V.; MARACAHIPES, L. *et al.* Cerrado deforestation threatens regional climate and water availability for agriculture and ecosystems. **Global Change Biology**, 28, n. 22, p. 6807-6822, Sep 8 2022.

ROOS, C. I.; BOWMAN, D. M. J. S.; BALCH, J. K.; ARTAXO, P. *et al.* Pyrogeography, historical ecology, and the human dimensions of fire regimes. **Journal of Biogeography**, 41, n. 4, p. 833-836, 2014.

SCHLEICHER, J.; PERES, C. A.; LEADER-WILLIAMS, N. Conservation performance of tropical protected areas: How important is management? **Conservation Letters**, 12, n. 5, p. e12650-e12650, 2019.

SCHÜLER, J.; BUSTAMANTE, M. M. C. Spatial planning for restoration in Cerrado: Balancing the trade-offs between conservation and agriculture. **Journal of Applied Ecology**, 59, n. 10, p. 2616-2626, 2022b.

SILVA, T. C. D.; CAMPOS, L. Z. D. O.; BALÉE, W.; MEDEIROS, M. F. T. *et al.* Human impact on the abundance of useful species in a protected area of the Brazilian Cerrado by people perception and biological data. **Landscape Research**, 44, n. 1, p. 75-87, 2017.

STEGER, C.; KLEIN, J. A.; REID, R. S.; LAVOREL, S. *et al.* Science with society: Evidence-based guidance for best practices in environmental transdisciplinary work. **Global Environmental Change**, 68, n. December 2020, 2021.

SUTHERLAND, W. J.; ADAMS, W. M.; ARONSON, R. B.; AVELING, R. *et al.* One hundred questions of importance to the conservation of global biological diversity. **Conservation Biology**, 23, n. 3, p. 557-567, 2009.

TILMAN, D.; CLARK, M.; WILLIAMS, D. R.; KIMMEL, K. *et al.* Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. **Nature**, 546, n. 7656, p. 73-81, 2017.

VUCETICH, J. A.; BRUSKOTTER, J. T.; VAN EEDEN, L. M.; MACDONALD, E. A. How scholars prioritize the competing values of conservation and sustainability. **Biological Conservation**, 257, n. June 2020, p. 109126-109126, 2021.

WARD, D. E.; SUSOTT, R. A.; KAUFFMAN, J. B.; BABBIT, R. E. *et al.* Smoke and Fire Characteristics for Cerrado and Deforestation Burns in Brazil- BASE-B Experiment. **Journal of Geophysical Research**, 97, n. D13, p. 14601-14619, 1992.

WHITEHOUSE-TEDD, K.; ABELL, J.; DUNN, A. K. Evaluation of the use of psychometric scales in human-wildlife interaction research to determine attitudes and tolerance toward wildlife. **Conservation Biology**, 35, n. 2, p. 533-547, 2021.

WHYTE, A. **Guidelines for fields studies in environmental perception**. Paris: UNESCO Eolss Publishers, 1977. 118-118 p. 92-3-101483-8.

ZHAO, J.; CAO, Y.; YU, L.; LIU, X. *et al.* Future global conflict risk hotspots between biodiversity conservation and food security: 10 countries and 7 Biodiversity Hotspots. **Global Ecology and Conservation**, 34, p. e02036, 2022/4// 2022.

ZMIGROD, L.; EISENBERG, I. W.; BISSETT, P. G.; ROBBINS, T. W. *et al.* The cognitive and perceptual correlates of ideological attitudes: A data-driven approach. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 376, n. 1822, p. 20200424, 2021/4// 2021.

3 PRIORIZANDO OBJETIVOS DE MANEJO DO FOGO EM UM *HOTSPOT* DE BIODIVERSIDADE

Resumo

A crise ambiental global está levando à perda da sociobiodiversidade e a mudanças nos regimes de perturbação, como as queimadas. Compreender as prioridades e motivações dos atores-chave é essencial para definir objetivos de manejo do fogo em direção à sustentabilidade e resiliência. Com uma estrutura de Processo Hierárquico Analítico e modelos bayesianos multiníveis, investigamos as principais prioridades sobre objetivos e atitudes de manejo do fogo em relação ao uso do fogo, efeitos dos regimes de fogo e Manejo Integrado do Fogo (MIF) de 48 residentes rurais e 49 especialistas ambientais ($n = 97$) no Cerrado brasileiro. Identificamos *tradeoffs* na priorização de objetivos de manejo do fogo entre entrevistados rurais e especialistas ambientais, principalmente porque os entrevistados rurais priorizam a diminuição dos custos econômicos e das doenças pulmonares humanas e os especialistas ambientais o uso tradicional da biodiversidade ou sua conservação. Pessoas com ensino superior priorizaram a conservação da biodiversidade e seu uso tradicional e valorizaram mais a importância do uso do fogo. As atitudes e percepções humanas em relação à sazonalidade do fogo correlacionaram-se com algumas prioridades nas objetivos de manejo do fogo, revelando caminhos para sensibilizar as pessoas para uma maior integração e promoção da conservação da biodiversidade. A maioria dos especialistas aprovou o uso do MIF em áreas protegidas (91,84%) e privadas (79,59%). Resumimos as sugestões de especialistas para melhorar o MIF em nove afirmações separadas e aplicadas.

Abstract

The global environmental crisis is leading to sociobiodiversity loss and changes to disturbance regimes, such as fires. Understanding the priorities and motivations of key actors is essential to setting fire management goals toward sustainability and resilience. With an Analytical Hierarchical Process framework and Bayesian multilevel models, we investigated the main priorities on fire management goals and attitudes regarding fire use, fire regime effects, and Integrated Fire Management (IFM) of 48 rural residents and 49 environmental specialists ($n = 97$) in the Brazilian Cerrado savannas. We identified tradeoffs in prioritizing fire management goals between rural interviewees and environmental specialists, mainly because rural interviewees prioritize the decrease in economic costs and human pulmonary diseases and environmental specialists the traditional use of biodiversity or its conservation. Participants with higher education placed a higher priority on conserving biodiversity and its traditional use, while also emphasizing the significance of controlled fire use. Human attitudes and perceptions toward fire seasonality correlated with some priorities in fire management goals, revealing pathways to sensitize people for increased integration and promotion of biodiversity conservation. Most specialists approved the use of IFM in protected areas (91.84%) and private areas (79.59%). We summarized the suggestions from specialists to improve IFM into nine separate and applied statements.

3.1 Introdução

A humanidade está enfrentando uma era sem precedentes onde as mudanças ambientais globais estão transformando a forma como as pessoas vivem e se relacionam com a natureza (Lewis *et al.*, 2015). As mudanças climáticas induzidas pelo homem também alteram os regimes de distúrbios, como megaincêndios e secas extremas, oferecendo riscos à sociobiodiversidade (Kelly *et al.*, 2020). Esses desafios nos forçam a aprofundar nossas preocupações sobre a tomada de decisões éticas relacionadas à gestão ambiental e dos motivos que os conservacionistas falharam em lidar com pessoas com diferentes visões de mundo e objetivos de gestão (Niemic *et al.*, 2021). Muitos estudos de caso revelaram resultados positivos quando as partes interessadas tomaram decisões ouvindo as comunidades locais e entenderam suas necessidades e preferências (Kremen; Merenlender, 2018a; Krug *et al.*, 2020). Portanto, estudos recentes sugerem que é preciso incluir as dimensões humanas (*e.g.*, construções psicológicas, políticas, sociais e culturais) como fatores se quisermos aumentar o sucesso e a eficiência da conservação e produzir ecossistemas e populações mais resilientes no futuro (Bennett *et al.*, 2017; Niemic *et al.*, 2021).

Ecossistemas e populações humanas têm coevoluído com o fogo, e seu uso pelo homem com diferentes estratégias tecnoeconômicas afeta diferencialmente o meio ambiente através do tempo e do espaço (Coughlan, 2015). Até hoje, estudos relatam usos tradicionais do fogo, como limpeza, abertura de áreas para cultivo, renovação de pastagens, controle de pragas, eliminação de resíduos e caça e coleta de animais silvestres (Coughlan, 2015; Pivello, 2011; Russell-Smith *et al.*, 2013). Portanto, negligenciar as dimensões humanas no manejo do fogo impõe riscos crescentes à criação de regimes de queima sustentáveis em um mundo alterado (Bowman, D. M. J. S. *et al.*, 2011; Pausas; Keeley, 2021). Regimes de queima sustentáveis devem aumentar a biodiversidade, manter os padrões de qualidade do ar, conter gases de efeito estufa, proteger a quantidade e a qualidade do abastecimento de água e proteger vidas humanas e culturas locais (Roos; Bowman; Balch; Artaxo; Bond; Cochrane; D'Antonio; Defries; Mack; Johnston; Krawchuk; Kull; Moritz; Pyne; Scott; Swetnam, 2014). No entanto, *tradeoffs* podem existir entre esses objetivos, e técnicas de priorização são necessárias para classificá-los de acordo com os contextos locais e regionais (Driscoll *et al.*, 2016; Roos; Bowman; Balch; Artaxo; Bond; Cochrane; D'Antonio; Defries; Mack; Johnston; Krawchuk; Kull; Moritz; Pyne; Scott; Swetnam, 2014).

Há décadas, a maioria dos tomadores de decisão e pesquisadores argumentam que as políticas de somente supressão do fogo são ineficazes e têm altos custos ambientais,

econômicos e sociais nesses ecossistemas (Eloy *et al.*, 2018a; Santos, F. L. M. *et al.*, 2021). Políticas de supressão de fogo favorecem a invasão de espécies lenhosas em habitats abertos e aumentam o acúmulo de combustível (Stevens *et al.*, 2017). Em regiões com limitações edáficas para o desenvolvimento de espécies lenhosas, a supressão pode aumentar a biomassa graminosa (Alvarado; Silva; Archibald, 2018). Essas mudanças ambientais aumentam os riscos de incêndios florestais mais descontrolados, extensos e intensos (Mariani *et al.*, 2022). Em campos e savanas da Austrália, África do Sul e Brasil, por exemplo, queimadas prescritas são utilizadas para manejar a paisagem, promover a diversidade biológica e proteger as populações humanas em áreas protegidas (Hiers *et al.*, 2020; Schmidt; Moura; Ferreira; Eloy; Sampaio; Dias; Berlinck; *et al.*, 2018).

Apesar das evidências, o uso do fogo é frequentemente percebida como desfavorável em ecossistemas dependentes do fogo, incluindo as savanas do Cerrado brasileiro (Humphrey; Gillson; Ziervogel, 2021). Devido ao legado colonialista, as leis e políticas ambientais brasileiras ainda proíbem e estigmatizam o uso do fogo, com exceção do recente Manejo Integrado do Fogo (MIF) em áreas protegidas (Moura *et al.*, 2019). Com uma abordagem interdisciplinar e adaptativa, o MIF visa principalmente reduzir o acúmulo de combustível e apoiar atividades tradicionais, geralmente usando queimadas prescritas no início da estação seca (Franke *et al.*, 2018; Schmidt; Moura; Ferreira; Eloy; Sampaio; Dias; Berlinck; *et al.*, 2018). O MIF está presente em algumas áreas protegidas do Cerrado brasileiro e já apresentou alguns resultados positivos, como a redução da área total queimada, megaincêndios e o resgate do uso do fogo por comunidades tradicionais (Franke *et al.*, 2018; Santos, F. L. M. *et al.*, 2021; Schmidt; Moura; Ferreira; Eloy; Sampaio; Dias; Berlinck; *et al.*, 2018). O Cerrado é uma das savanas mais ricas em espécies do mundo e um dos *hotspots* globais de biodiversidade, fornece habitat para muitas espécies endêmicas e sofre alta pressão do agronegócio (Colli *et al.*, 2020; Klink *et al.*, 2005). Além de sua biodiversidade, o Cerrado também suporta muitas bacias hidrográficas e é uma fonte significativa de emissões de gases de efeito estufa por causa do desmatamento e das queimadas (Rodrigues, A. A. *et al.*, 2022).

Considerando a estigmatização do uso do fogo e a lacuna de conhecimento sobre as prioridades de manejo do fogo no Cerrado (Gomes *et al.*, 2018; Williams *et al.*, 2017), dentro de uma abordagem Bayesiana, entrevistamos e aplicamos questionários a moradores rurais e especialistas ambientais para entender possíveis *tradeoffs* entre as principais prioridades entre residentes rurais e especialistas ambientais e suas atitudes em relação ao uso do fogo, efeitos dos regimes de queima e MIF no Cerrado. Nós testamos se: (H1) Os especialistas ambientais

priorizam objetivos de manejo do fogo relacionados aos serviços ecossistêmicos e à biodiversidade (*e.g.*, água, mudanças climáticas e conservação da biodiversidade), enquanto os entrevistados rurais priorizam objetivos relacionados ao uso de recursos (*e.g.*, custo econômico, agricultura e controle de pragas), já que esses grupos possuem visões e necessidades diferentes; (H2) Os entrevistados rurais subestimam a importância do uso do fogo em comparação com os especialistas ambientais, visto que existe uma política de criminalização do uso do fogo; (H3) as características sociodemográficas e a consciência ambiental explicam as diferenças na hierarquização dos objetivos de manejo do fogo e valorização da importância do fogo entre grupos e indivíduos. Adicionalmente, buscou-se responder: (Q1) quais são as atitudes dos moradores da zona rural em relação à frequência de uso do fogo, aplicação de queimadas precoces e prevenção de queimadas tardias? (Q2) Quais são as percepções de especialistas ambientais sobre a importância do uso do fogo para a biodiversidade, os efeitos dos regimes de fogo nos ecossistemas e o Manejo Integrado do Fogo? Esta é a primeira tentativa de priorizar objetivos de manejo do fogo para um regime de fogo mais sustentável no Cerrado, visto as recentes e drásticas mudanças ambientais que vem sofrendo (Colli *et al.*, 2020; Klink *et al.*, 2005).

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Entrevistas e Questionários

Construímos dois questionários comparáveis para moradores da zona rural e especialistas ambientais. Utilizamos os questionários para entrevistar presencialmente moradores da zona rural do município de Palmas, Tocantins, Brasil. Para a seleção dos entrevistados rurais, foram excluídos os imóveis rurais dedicados exclusivamente para lazer ou sem residentes permanentes. Gravamos o áudio nas entrevistas (quando os participantes permitiram), ajudamos na leitura das perguntas e apresentamos cartões com imagens representando os diferentes objetivos do manejo do fogo para facilitar e agilizar a memorização e as respostas. Também solicitamos a 548 especialistas ambientais que respondessem a um questionário *on-line* por meio do *Google Forms*. Entramos em contato com pesquisadores envolvidos com a pirogeografia do Cerrado, agentes e técnicos de órgãos ambientais estaduais e federais, incluindo gestores de áreas protegidas, por meio de seus *e-mails* disponíveis publicamente na *internet* (veja no Apêndice 3-2) a lista completa dos especialistas ambientais contactados). A seleção dos pesquisadores foi feita com base em publicações até 2021 listadas

no *Web of Science* e *Google Scholar*, ao pesquisar pelas palavras chaves “fogo” + “Cerrado”. Os agentes e técnicos de órgãos ambientais foram selecionados pelas áreas de departamentos ligados à conservação e manejo da biodiversidade e recursos naturais. O questionário também pôde ser repassado pelos próprios contactados para outros possíveis participantes. Os participantes assinaram um termo de consentimento livre e esclarecido assinado pelos pesquisadores antes de responderem às questões. As pesquisas que realizamos pessoalmente geralmente levaram mais tempo (~ 20-30 min) do que os questionários *on-line* (~ 15-20 min) porque tínhamos que verbalizar as perguntas mais detalhadamente. Todos os questionários e entrevistas foram realizados utilizando a língua portuguesa.

Utilizamos a abordagem de Processo Hierárquico Analítico (*Analytical Hierarchical Process* – AHP) para priorizar os objetivos de manejo do fogo de ambos os grupos de participantes (H1). Considerando a literatura sobre o uso e manejo do fogo, estabelecemos *a priori* oito objetivos principais e fizemos questões na escala Saaty que compararam cada objetivo de forma parelhada. Também usamos o AHP para que os participantes priorizassem entre biodiversidade, economia, saúde humana e recursos hídricos (quantidade e qualidade) para verificar padrões mais gerais. Para ambos os grupos de participantes (moradores rurais e especialistas ambientais), foram questionadas com itens em escala *Likert*, sobre a importância do uso do fogo pelo ser humano (H2). Também perguntamos a todos os participantes sobre o conhecimento e a importância do desenvolvimento sustentável, biodiversidade (conservação) e percepções sobre mudanças climáticas para estimar escalas que medem a consciência ambiental (H3; constructos ambientais).

Também fizemos perguntas específicas em escala *Likert* para entrevistados rurais acerca de suas percepções sobre suas frequências de uso do fogo, uso e predisposições (atitudes) para aplicar queimadas no início da estação seca e evitar queimadas no final da estação seca (Q1). Apenas para especialistas ambientais, também perguntamos sobre suas percepções sobre a importância do fogo para a biodiversidade, os efeitos dos regimes de queima atuais, no início e no final da estação seca sobre os ecossistemas, se apoiam o MIF em áreas protegidas e áreas privadas e como eles avaliam o MIF em seus termos atuais (Q2).

Por fim, fizemos uma pergunta aberta para que os especialistas ambientais sugerissem melhorias no MIF conduzidas pelos órgãos ambientais brasileiros. Foram solicitadas outras informações socioeconômicas, justamente sobre escolaridade, renda mensal, idade, identidade de gênero, anos de trabalho na área (apenas para especialistas) ou de residência em zona rural

(somente para entrevistados rurais) e tamanho da propriedade. Os níveis e descrições de cada questão estão no Apêndice 3-1.

Todos os procedimentos realizados neste estudo envolvendo participantes humanos seguiram as normas éticas e a legislação dos Comitês de Ética em Pesquisa (CEP) da Universidade Federal do Tocantins (UFT) e da Comissão Nacional de Ética em Pesquisa (CONEP). O protocolo do Certificado de Apresentação de Apreciação Ética (CAAE) tem o número 45041921.6.0000.5519 e o documento de recomendação de aprovação tem o número 4.799.043. O consentimento informado e esclarecido foi obtido de todos os participantes incluídos no estudo.

3.2.2 Análises Estatísticas

Para responder a Q3, reduzimos a dimensionalidade dos constructos ambientais usando uma análise fatorial exploratória (*exploratory factor analysis* – EFA) (Grieder; Steiner, 2022) com o pacote PSYCH no R (Revelle, 2022). Constructos psicológicos são variáveis que explicam ou predizem o comportamento humano, mas que não podem ser medidos diretamente, como a consciência ambiental (Nunnally; Bernstein, 1994). Fizemos ainda várias análises para confirmar nossa hipótese de dois constructos ambientais: um relacionado com a consciência de sustentabilidade/conservação e outro com a consciência climática (Apêndice 3-3). Para as questões do AHP (H1), utilizamos o pacote AHPSURVEY (Cho, 2019) para sumarizar as prioridades dos indivíduos utilizando o método dos Autovalores Dominantes (Saaty, 2004). Calculou-se a razão de consistência (RC) de cada indivíduo. Ainda assim, optamos por não deixar de fora nenhuma observação quando a $RC > 0,1$ (Saaty; Tran, 2007) uma vez que perderíamos um grande número amostral (32), e a interpretação dos resultados não mudaria (Apêndice 3-3). Em análises posteriores, também controlamos inconsistências entre indivíduos e outras variâncias dentro de uma abordagem hierárquica.

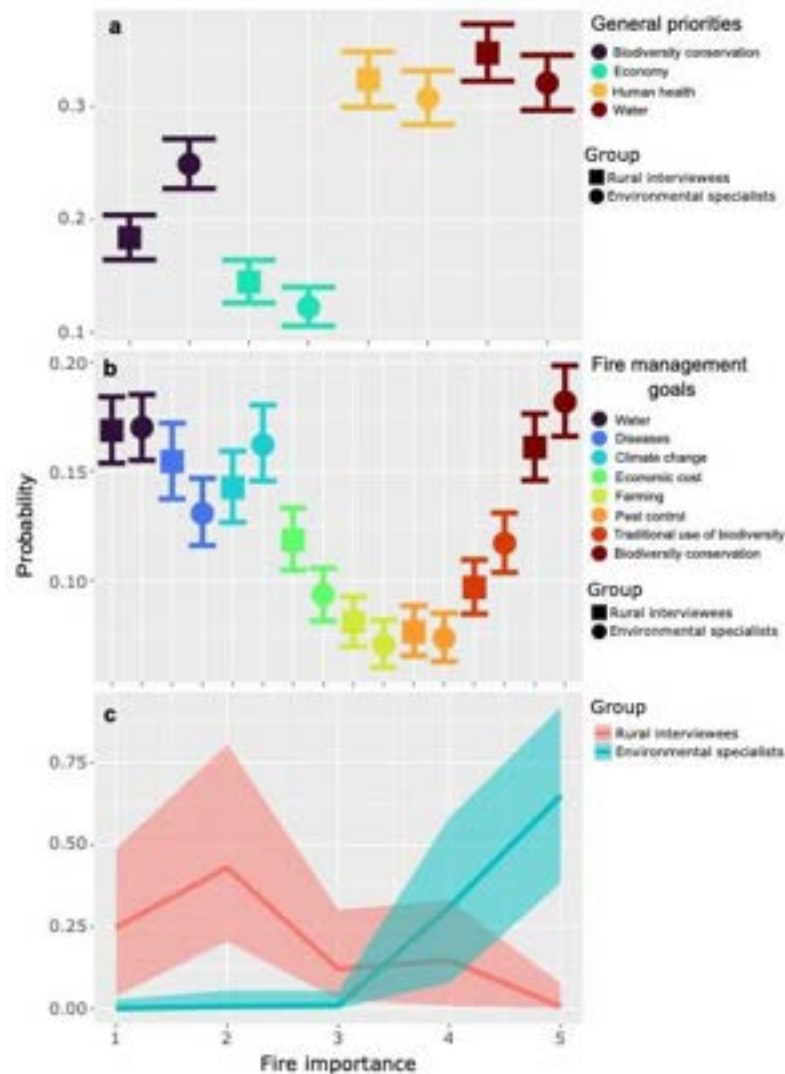
Construímos modelos Bayesianos hierárquicos com o pacote BRMS (Bürkner, 2017) para fazer uma bateria de testes: se o ranking dos objetivos de manejo do fogo, os critérios gerais (biodiversidade, economia, saúde humana e água) e a importância do fogo variaram entre os entrevistados rurais e especialistas ambientais (H1 e H2) e se a consciência ambiental e as características socioeconômicas explicavam as diferenças (H3). Para aprofundar nossa compreensão das escolhas de priorização em relação aos objetivos de manejo do fogo por parte de entrevistados rurais e especialistas ambientais, também investigamos outros fatores, como

atitudes em relação ao uso da frequência do fogo, aplicação de queimadas precoces e evitar queimadas tardias, percepções da importância do fogo para a biodiversidade, efeitos dos regimes de queima (atuais, precoces e finais da estação seca) e MIF (uso em áreas protegidas e privadas, e sua avaliação atual) (Apêndice 3-3). Para os modelos com os objetivos de manejo do fogo e critérios gerais como variáveis dependentes, utilizamos a distribuição dos erros de Dirichlet, e para as variáveis em escala Likert (todas as outras), utilizamos a distribuição cumulativa. Especificamos termos monotônicos para acomodar as variáveis da escala Likert apropriadamente como categorias preditoras ordinais, que não são assumidas equidistantes em seus efeitos. Como mencionado previamente, controlamos as inconsistências e variâncias dentre indivíduos, definindo os indivíduos como efeitos em nível de grupo (efeitos aleatórios). Comparamos modelos com validações cruzadas aproximadas de *leave-one-out* (LOO) com base na verossimilhança posterior usando o pacote LOO (Gelman; Hwang; Vehtari, 2014; Vehtari; Gelman; Gabry, 2016). Executamos quatro cadeias para cada modelo por pelo menos 4000 iterações, descartamos os primeiros 2000 como *burn-in* e avaliamos a convergência do modelo com o fator de redução de escala potencial, tamanhos de amostras efetivas, gráficos de densidade e gráficos de traços. Todas as análises foram realizadas no ambiente R (R Core Team, 2022).

3.3 Resultados

Entre julho e agosto de 2021, entrevistamos 48 moradores da zona rural, e 49 especialistas ambientais responderam aos questionários (total de 97 participantes). De acordo com os nossos modelos Bayesianos hierárquicos, em relação às prioridades gerais, os entrevistados rurais tenderam a ranquear mais baixo as prioridades em relação à biodiversidade quando comparados aos especialistas ambientais (H1; Figura 3.1a). Ao mesmo tempo, ambos os grupos ranquearam mais alto as prioridades para a saúde humana e os recursos hídricos (Figura 3.1a). Em relação aos objetivos de manejo do fogo, encontramos maiores diferenças entre a diminuição dos custos econômicos e os riscos à saúde pulmonar, a promoção do uso tradicional da biodiversidade e a conservação da biodiversidade (Figura 3.1b). Os entrevistados rurais classificaram os objetivos relacionadas a custos econômicos e questões de saúde como mais importantes (Figura 3.1b). Em ambos os grupos, o controle de pragas e agropecuária tiveram *rankings* baixos, enquanto a conservação da biodiversidade e proteção dos recursos hídricos tiveram *rankings* altos (Figura 3.1b). Em geral, os entrevistados rurais desvalorizam a importância do fogo em suas terras (Figura 3.1c).

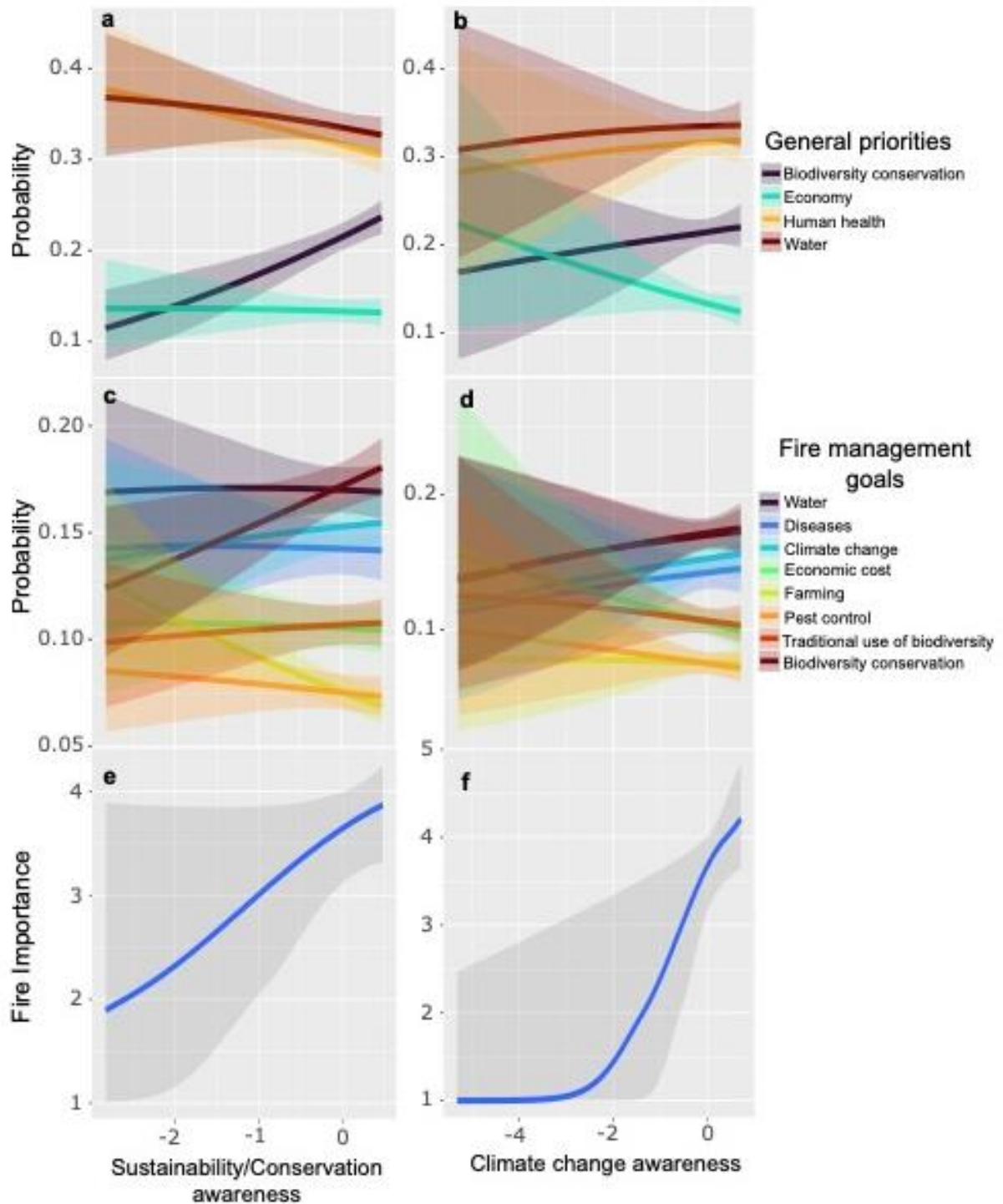
Figura 3.1 – Probabilidade (média e intervalo de confiança de 95%) de entrevistados rurais e especialistas ambientais para priorizar prioridades gerais (a) e objetivos de manejo do fogo (b), e julgarem a importância do uso do fogo (c) no Cerrado brasileiro.



Fonte: Elaboração própria.

Pessoas com maior consciência da sustentabilidade ranquearam a biodiversidade de forma mais alta e mais baixa a saúde humana e água (Figura 3.2a). Pessoas com maior consciência climática priorizaram menos a economia (Figura 3.2b), enquanto pessoas com menor consciência climática não foram claras para priorizar critérios gerais (Figura 3.2b). Os constructos ambientais não conseguiram explicar a priorização dos objetivos de manejo do fogo (Figura 3.2cd; Apêndice 3-3). No entanto, pessoas com alta sustentabilidade e consciência climática valorizaram mais a importância do uso do fogo (Figura 3.2ef).

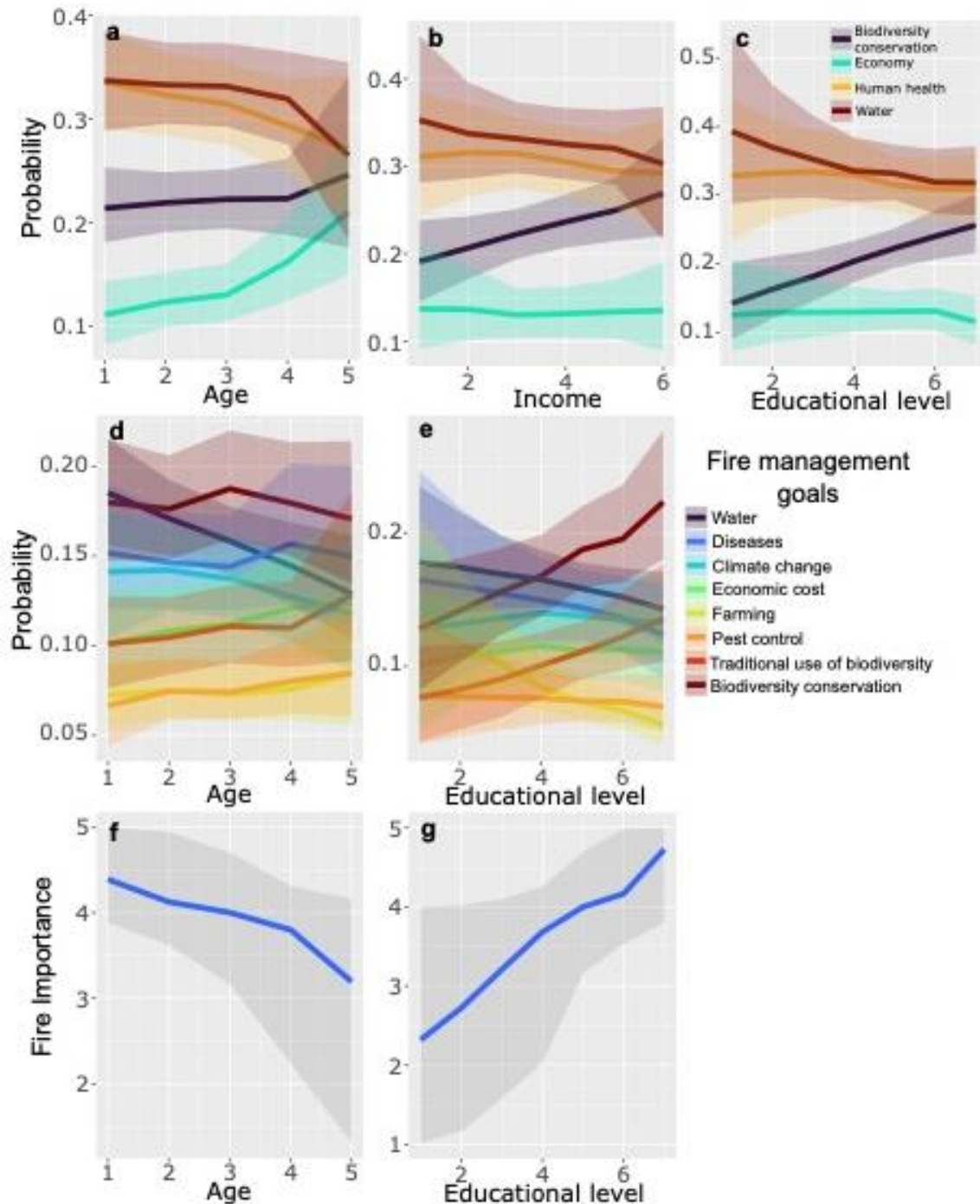
Figura 3.2 – Relação entre constructos ambientais (sustentabilidade/conservação e consciência sobre mudanças climáticas) com a probabilidade (média e intervalo de confiança de 95%) de entrevistados rurais e especialistas ambientais de priorizarem critérios gerais (a, b) e objetivos de manejo do fogo (c, d) e julgarem a importância do uso do fogo (e, f) no Cerrado brasileiro.



Fonte: Elaboração própria.

Não encontramos diferenças entre gêneros em todas as questões avaliadas (Apêndice 3-3). As pessoas mais velhas tenderam a subestimar a importância do uso do fogo, priorizar as prioridades gerais de forma mais igualitária e priorizar menos o objetivo de manejo do fogo para proteger os recursos hídricos (Figura 3.3adf). Pessoas com maior renda e escolaridade priorizaram a biodiversidade nos critérios gerais (Figura 3.3bc). Dentre os objetivos de manejo do fogo, as pessoas com maior escolaridade priorizaram a conservação da biodiversidade e seu uso tradicional (Figura 3.3e). Da mesma forma, as pessoas com maior escolaridade valorizaram mais a importância do uso do fogo (Figura 3.3g).

Figura 3.3 – Relação entre características socioeconômicas (idade, renda e escolaridade) com a probabilidade (média e intervalo de confiança de 95%) de entrevistados rurais e especialistas ambientais para priorizar critérios gerais (a, b, c) e objetivos de manejo do fogo (d, e) e julgarem a importância do uso do fogo (f, g) no Cerrado brasileiro



Fonte: Elaboração própria.

A maioria dos entrevistados rurais (70,83%) responderam que não utilizam fogo em suas propriedades, mas para os que utilizam, a maioria (16,67%) utilizava todos os anos; a maioria (54,17%) disse que (talvez) aplicaria queimadas no início de estação seca, mas um alto

percentual disse que não usaria (45,83%); e a maioria (87,50%) respondeu que evita ou possivelmente evitaria a aplicação de queimadas no final da estação seca.

A maioria dos especialistas ambientais avaliou que os atuais regimes de queima são prejudiciais ao ecossistema do Cerrado (63,27%); que as queimadas no final da estação seca são prejudiciais ao ecossistema do Cerrado (83,67%); que queimadas no início da estação seca são benéficos (59,18%); e concordam que o fogo é essencial para a biodiversidade (91,84%). A maioria dos especialistas aprova o uso do MIF em áreas protegidas (91,84%) e privadas (79,59%). Da mesma forma, a maioria (65,31%) considerou o MIF atual como bom ou ótimo. Quarenta e quatro especialistas ambientais sugeriram melhorias para o MIF no Cerrado. Resumimos essas sugestões em nove afirmações separadas e aplicadas (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 – Sugestões de 44 especialistas ambientais para melhorar o Manejo Integrado do Fogo (MIF) no Cerrado brasileiro

Sugestões	Temas-chave
1. Integração com atores-chave (comunidades, bombeiros, tomadores de decisão, formuladores de políticas, agências/instituições federais, estaduais e municipais)	Mobilização social & Educação
2. Melhorar a comunicação, o treinamento e a educação ambiental na sociedade	Mobilização social & Educação
3. Implementar assistência técnica rural para aproveitamento do fogo	Mobilização social & Educação
4. Pesquisa e monitoramento (tempo, frequência, pirodiversidade e parâmetros ambientais)	Pesquisa & Desenvolvimento
5. Estender o MIF a áreas protegidas com vegetação sensível e propensa ao fogo	Mobilização social & Educação
6. Implementar procedimentos legais e regulatórios (incluindo planos nacionais e estaduais) e facilitar licenças de queima	Legislação & Regulamentação
7. Aumentar o número de funcionários de campo e melhorar as estruturas de gerenciamento e planejamento (tecnologia)	Captação de recursos
8. Investigar incêndios florestais (ilegais) e multar culpados	Fiscalização
9. Implementar Grupo(s) de Trabalho	Mobilização social & Educação

Fonte: Elaboração própria.

3.4 Discussão

Usando o Processo Hierárquico Analítico (AHP) e modelagem Bayesiana de um extenso levantamento em diferentes regiões do Cerrado, mostramos pequenos *tradeoffs* na priorização de objetivos de manejo do fogo entre residentes rurais e especialistas ambientais (H1). Contrariando nossas previsões na H1, ambos os grupos concordaram que a saúde humana e os recursos hídricos foram as questões mais importantes. No entanto, como predizemos, os moradores da zona rural subestimaram a importância do uso do fogo no Cerrado (H2). As características socioeconômicas, e não os constructos ambientais (*i.e.*, consciência ambiental e climática), são os principais modeladores na priorização de objetivos de manejo do fogo e no reconhecimento da importância do uso do fogo entre os diferentes atores sociais (H3). Pessoas com maior nível educacional ranquearam mais alto os objetivos de manejo do fogo para conservar a biodiversidade e proteger seu uso tradicional (H3). Além disso, pessoas com maior consciência ambiental e climática atribuíram maior valor à importância do uso do fogo no Cerrado e à conservação da biodiversidade (H3). A maioria dos entrevistados rurais tem atitudes positivas na prescrição de queimadas no início da seca e na prevenção de queimadas no final da estação seca, de acordo com o atual Manejo Integrado de Fogo (MIF; Q1). Da mesma forma, a maioria dos especialistas ambientais concorda que os atuais regimes de fogo são prejudiciais ao Cerrado e avaliou positivamente o MIF em áreas protegidas e privadas (Q2). Em conjunto, esses resultados mostram que a implementação de um MIF em maior escala é possível no Cerrado, desde que os gestores sigam as principais prioridades de objetivos.

Os conflitos no manejo do fogo podem derivar de prioridades locais divergentes dentre os grupos sociais (Eloy *et al.*, 2018b; Eloy *et al.*, 2019; Mistry *et al.*, 2019), como as que encontramos. Apesar de algumas prioridades convergentes, os entrevistados rurais destacaram a necessidade de diminuir os custos econômicos e as doenças pulmonares humanas e os especialistas ambientais priorizaram o uso tradicional da biodiversidade ou sua conservação.

Os entrevistados rurais que utilizaram o fogo com maior frequência e apresentaram menor predisposição para aplicar queimadas no início da estação seca e evitar queimadas no final da estação seca, atribuíram um *ranking* mais baixo ao objetivo de manejo do fogo para conservar a biodiversidade (Apêndice 3-3). No entanto, também mostramos que as pessoas com menor escolaridade ranqueiam mais baixo os objetivos relacionados à biodiversidade. A fraca relação entre os constructos ambientais e os objetivos de manejo do fogo também sugere que construções psicológicas profundas sobre o meio ambiente e sustentabilidade nem sempre refletem na compreensão do papel do fogo no ecossistema do Cerrado. Assim, como outros estudos em regiões tropicais propensas a queimadas (Bizerril, 2004), nossos resultados reforçam que a educação ambiental é essencial na formação das percepções humanas e se alinham às sugestões de especialistas de melhorar as políticas de tomada de consciência sobre o fogo para mobilizar e educar atores-chave (Tabela 3.1, sugestões 1-3, 5 e 9). De acordo com outras pesquisas, um maior conhecimento sobre a dependência natural do ecossistema em relação ao fogo e como uma melhor gestão do fogo pode beneficiar a gestão da terra e os serviços ecossistêmicos pode aumentar a predisposição dos proprietários de terras para cooperar em políticas de manejo do fogo (Aslan *et al.*, 2020).

Apesar de vários apelos sobre a importância de mudar a percepção negativa da população sobre o uso do fogo, nossos resultados mostram que o fogo ainda é estigmatizado na cultura pública, principalmente entre aqueles que vivem em áreas rurais e que não possuem maiores oportunidades de ensino. Mesmo dentro dos órgãos ambientais, alguns discordaram e desvalorizaram a importância do uso do fogo para a biodiversidade e condenaram o MIF. Essas visões são moldadas pela mídia e pelas políticas governamentais, que retratam as queimadas como eventos destrutivos (Durigan, 2020; Durigan; Ratter, 2015). Portanto, nós enfatizamos sobre o ensino e aprendizado acerca da importância do uso do fogo e da ecologia na educação primária formal e nas atividades de extensão (Archibald, 2016) (Tabela 3.1, segunda sugestão).

Como a maioria dos especialistas ambientais concorda que o MIF também deve ocorrer em áreas privadas, políticas mais conscientizadas dos órgãos ambientais explicando e promovendo o manejo do fogo nessas áreas também são essenciais para mudar essa percepção equivocada (Tabela 3.1, primeira e segunda sugestões). Mais treinamento e assistência técnica para o uso do fogo em áreas privadas também devem ajudar na mudança de percepção dos moradores e em melhores práticas de manejo do fogo (Oliveira, A. S. *et al.*, 2021) (Tabela 3.1, terceira sugestão). No entanto, nós não devemos negligenciar o papel de fortes emoções (Ghasemi; Kyle, 2021), como medo, ansiedade e culpa ao moldar as percepções em relação ao fogo, além de respeitar o conhecimento de comunidades locais (Ford *et al.*, 2021). A melhor abordagem deve considerar e testar os efeitos de práticas tradicionais para cada objetivo de manejo do fogo (Coughlan, 2015; Russell-Smith *et al.*, 2013). Fontes alternativas de perspectivas geralmente resultam em melhores estratégias de prevenção, redução e mitigação de impactos (Vázquez-Varela; Martínez-Navarro; Abad-González, 2022).

A criminalização do uso do fogo em áreas públicas e privadas também molda as percepções das pessoas em relação ao fogo (Eloy *et al.*, 2018a; Moura *et al.*, 2019). O Projeto de Lei para regularizar o MIF nacionalmente (Projeto de Lei 11276/2018) deve reforçar as melhores práticas de fogo, especialmente em áreas privadas e prevenir grandes incêndios sem controle (Pivello *et al.*, 2021c). No entanto, o projeto já completou quatro anos no Congresso Nacional e não teve avanços significativos por conta de restrições sociopolíticas. Essa Lei também deve incentivar outros estados a criarem procedimentos legais e regulatórios para melhor regular o uso do fogo e criarem mecanismos, como um sistema analítico de gestão (Tabela 3.1, sexta e sétima sugestões), para fazer frente às necessidades dos gestores públicos e privados de terras. Procedimentos padronizados podem agilizar o processo de licenças de queima e melhorar a fiscalização de queimadas legais e ilegais (Tabela 3.1, sexta e oitava sugestões). No entanto, especificidades locais devem ser consideradas na prescrição de

queimadas, como topografia, vegetação e uso do solo. Portanto, mais investimentos são necessários para atender a todas as necessidades das áreas públicas e privadas (Oliveira, A. S. *et al.*, 2021), como o aumento do número de brigada de campo e a melhoria das estruturas de gestão e planejamento (tecnologia) (Tabela 3.1, sétima sugestão).

Apesar do crescente conhecimento dos efeitos da época e frequência de queimadas sobre a biodiversidade (especialmente plantas) (Rissi *et al.*, 2017; Rodrigues; Fidelis, 2022; Rodrigues; Zironi; Fidelis, 2021), especialistas ambientais reconhecem a falta de estudos científicos para embasar as melhores práticas do MIF (Tabela 3.1, quarta sugestão). Não encontramos muito consenso nas percepções dos especialistas ambientais sobre os efeitos das queimadas no início da estação seca sobre o ecossistema do Cerrado (Apêndice 3-3). No entanto, a maioria dos especialistas concorda que queimadas no final da estação seca são prejudiciais ao ecossistema do Cerrado. Essa percepção está alinhada com estudos que relatam os efeitos adversos de queimadas no final da estação seca para algumas espécies e serviços ecossistêmicos e porque a maioria das queimadas dentro do escopo do MIF são prescritas no início da estação seca (Batista *et al.*, 2018). No entanto, poucos estudos têm considerado os efeitos de várias características dos regimes de fogo (pirodiversidade, *e.g.*, frequência, intensidade, época e extensão) e suas interações com a biota e as comunidades humanas (Gomes *et al.*, 2018). Os pesquisadores também devem considerar a heterogeneidade espacial do Cerrado para melhor representar os diferentes efeitos locais sobre sua sociobiodiversidade.

Nossos resultados trazem *insights* valiosos sobre a percepção de moradores rurais e especialistas ambientais sobre os objetivos de manejo do fogo. Apesar de algumas diferenças, entrevistados e especialistas rurais concordam que o controle de pragas e a agricultura têm menor prioridade e que a proteção dos recursos hídricos e a conservação da biodiversidade são os mais importantes a serem priorizados em comparação com outros objetivos de manejo do fogo. Os tomadores de decisão podem priorizar esses objetivos e buscar parcerias com atores

sociais convergentes para implementar planos e atividades mais eficazes. Usando esse conhecimento prévio, os gestores podem decidir sobre diferentes prioridades e soluções dependendo da paisagem e dos contextos sociais, como uso da terra, grau de conservação e tipo de vegetação nativa original (Williams *et al.*, 2017). Especialistas também indicaram que o MIF deve ser implantado em todas as unidades de conservação do Brasil, e não apenas em regiões com vegetação propensa ao fogo (Tabela 3.1, quinta sugestão). Em vegetações sensíveis ao fogo (*e.g.*, florestas), os gestores de terras devem priorizar a exclusão, a prevenção e o combate ao fogo quando ocorrem incêndios florestais. Queimadas prescritas podem ser usadas em vegetações propensas ao fogo com base em resultados adequados de pesquisa e monitoramento. Especialistas em meio ambiente também sugeriram a implementação de grupos de trabalho para planejar as atividades anuais do MIF em escalas nacional e estadual (Tabela 3.1, nona sugestão). Para que o MIF seja totalmente integrado, todos os atores-chave devem reunir forças para alcançar objetivos convergentes para criar regimes de fogo mais sustentáveis para as pessoas e a natureza (Gillson *et al.*, 2019; Kelly *et al.*, 2020).

Apêndices

Os Apêndices desse capítulo podem ser acessados no seguinte link:

https://github.com/HeitorCSousa/Apendices_Doutorado/tree/b4c09c189b9835a70b5fda2a5cb_e31000cdb86bc/Cap3

Referências

ALVARADO, S. T.; SILVA, T. S. F.; ARCHIBALD, S. Management impacts on fire occurrence: A comparison of fire regimes of African and South American tropical savannas in different protected areas. **Journal of Environmental Management**, 218, p. 79-87, 2018.

ARCHIBALD, S. Managing the human component of fire regimes: lessons from Africa. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences**, 371, n. 1696, p. 20150346-20150346, Jun 5 2016.

ASLAN, C. E.; SOUTHER, S.; STORTZ, S.; SAMPLE, M. *et al.* Land management objectives and activities in the face of projected fire regime change in the Sonoran desert. **Journal of Environmental Management**, n. xxxx, p. 111644-111644, 2020.

BATISTA, E. K. L.; RUSSELL-SMITH, J.; FRANÇA, H.; FIGUEIRA, J. E. C. An evaluation of contemporary savanna fire regimes in the Canastra National Park, Brazil: Outcomes of fire suppression policies. **Journal of Environmental Management**, 205, p. 40-49, 2018.

BENNETT, N. J.; ROTH, R.; KLAIN, S. C.; CHAN, K. M. *et al.* Mainstreaming the social sciences in conservation. **Conservation Biology**, 31, n. 1, p. 56-66, Feb 2017.

BIZERRIL, M. X. A. Children's perceptions of Brazilian Cerrado landscapes and biodiversity. **The Journal of Environmental Education**, 35, n. 4, p. 47-58, 2004.

BOWMAN, D. M. J. S.; BALCH, J.; ARTAXO, P.; BOND, W. J. *et al.* The human dimension of fire regimes on Earth. **Journal of biogeography**, 38, n. 12, p. 2223-2236, 2011/12// 2011.

BÜRKNER, P.-C. brms: An R package for Bayesian multilevel models using Stan. **Journal of Statistical Software**, 80, n. 1, 2017.

CHO, F. **ahpsurvey: Analytic Hierarchy Process for survey data**. Versão R package version 0.4.1. 2019.

COLLI, G. R.; VIEIRA, C. R.; DIANESE, J. C. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. **Biodiversity and Conservation**, 29, n. 5, p. 1465-1475, 2020.

COUGHLAN, M. R. Traditional fire-use, landscape transition, and the legacies of social theory past. **Ambio**, 44, n. 8, p. 705-717, 2015.

DRISCOLL, D. A.; BODE, M.; BRADSTOCK, R. A.; KEITH, D. A. *et al.* Resolving future fire management conflicts using multicriteria decision making. **Conservation Biology**, 30, n. 1, p. 196-205, 2016.

DURIGAN, G. Zero-fire: not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. **Flora**, p. 151612-151612, 2020/5// 2020.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, n. Dias 2006, p. n/a-n/a, 2015.

ELOY, L.; A. BILBAO, B.; MISTRY, J.; SCHMIDT, I. B. From fire suppression to fire management: Advances and resistances to changes in fire policy in the savannas of Brazil and Venezuela. **The Geographical Journal**, 185, n. October 2017, p. 1-13, 2018a.

ELOY, L.; A. BILBAO, B.; MISTRY, J.; SCHMIDT, I. B. From fire suppression to fire management: Advances and resistances to changes in fire policy in the savannas of Brazil and Venezuela. **The Geographical Journal**, n. October 2017, p. 1-13, 2018b.

ELOY, L.; HECHT, S.; STEWARD, A.; MISTRY, J. Firing up: Policy, politics and polemics under new and old burning regimes. **The Geographical Journal**, 185, n. 1, p. 2-9, 2019.

FORD, A. E. S.; HARRISON, S. P.; KOUNTOURIS, Y.; MILLINGTON, J. D. A. *et al.* Modelling Human-Fire Interactions: Combining Alternative Perspectives and Approaches. **Frontiers in Environmental Science**, 9, n. September, p. 1-23, 2021.

FRANKE, J.; BARRADAS, A. C. S.; BORGES, M. A.; MENEZES COSTA, M. *et al.* Fuel load mapping in the Brazilian Cerrado in support of integrated fire management. **Remote Sensing of Environment**, 217, n. August, p. 221-232, 2018.

GELMAN, A.; HWANG, J.; VEHTARI, A. Understanding predictive information criteria for Bayesian models. **Statistics and Computing**, 24, p. 997-1016, 2014.

GHASEMI, B.; KYLE, G. T. Toward moral pathways to motivate wildlife conservation. **Biological Conservation**, 259, n. July 2020, p. 109170-109170, 2021/7// 2021.

GILLSON, L.; WHITLOCK, C.; HUMPHREY, G. Resilience and fire management in the Anthropocene. **Ecology and Society**, 24, n. 3, 2019.

GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. D. C. How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? **Forest Ecology and Management**, 417, n. February, p. 281-290, 2018.

GRIEDER, S.; STEINER, M. D. Algorithmic jingle jungle: A comparison of implementations of principal axis factoring and promax rotation in R and SPSS. **Behavior Research Methods**, 54, n. 1, p. 54-74, Feb 2022.

HIERS, J. K.; O'BRIEN, J. J.; VARNER, J. M.; BUTLER, B. W. *et al.* Prescribed fire science: the case for a refined research agenda. **Fire Ecology**, 16, n. 1, 2020.

HUMPHREY, G. J.; GILLSON, L.; ZIERVOGEL, G. How changing fire management policies affect fire seasonality and livelihoods. **Ambio**, 50, n. 2, p. 475-491, 2021/2// 2021.

KELLY, L. T.; GILJOHANN, K. M.; DUANE, A.; AQUILUÉ, N. *et al.* Fire and biodiversity in the Anthropocene. **Science (Washington)**, 370, n. 6519, p. eabb0355-eabb0355, 2020/11// 2020.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, 19, n. 3, p. 707-713, 2005/6// 2005.

KREMEN, C.; MERENLENDER, A. M. Landscapes that work for biodiversity and people. **Science (Washington)**, 362, n. 6412, Oct 19 2018a.

KRUG, C. B.; STERLING, E.; CADMAN, T.; GESCHKE, J. *et al.* Stakeholder participation in IPBES: connecting local environmental work with global decision making. **Ecosystems and People**, 16, n. 1, p. 197-211, 2020.

LEWIS, S. L.; MASLIN, M. A. Defining the Anthropocene. **Nature**, 519, n. 7542, p. 171-180, 2015.

MARIANI, M.; CONNOR, S. E.; THEUERKAUF, M.; HERBERT, A. *et al.* Disruption of cultural burning promotes shrub encroachment and unprecedented wildfires. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 20, n. 5, p. 292-300, 2022.

MISTRY, J.; SCHMIDT, I. B.; ELOY, L.; BILBAO, B. New perspectives in fire management in South American savannas: The importance of intercultural governance. **Ambio**, 48, n. 2, p. 172-179, 2019.

MOURA, L. C.; SCARIOT, A. O.; SCHMIDT, I. B.; BEATTY, R. *et al.* The legacy of colonial fire management policies on traditional livelihoods and ecological sustainability in savannas: Impacts, consequences, new directions. **Journal of Environmental Management**, 232, n. November 2018, p. 600-606, 2019.

NIEMIEC, R. M.; GRUBY, R.; QUARTUCH, M.; CAVALIERE, C. T. *et al.* Integrating social science into conservation planning. **Biological Conservation**, 262, n. October, p. 109298-109298, 2021.

NUNNALLY, J. C.; BERNSTEIN, I. H. **Psychometric Theory**. Third edition ed. New York: McGraw-Hill Inc, 1994.

OLIVEIRA, A. S.; SOARES-FILHO, B. S.; OLIVEIRA, U.; VAN DER HOFF, R. *et al.* Costs and effectiveness of public and private fire management programs in the Brazilian Amazon and Cerrado. **Forest Policy and Economics**, 127, n. November 2019, p. 102447-102447, 2021/6// 2021.

PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E. Wildfires and global change. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 19, n. 7, p. fee.2359-fee.2359, 2021/6// 2021.

PIVELLO, V. R. The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. **Fire Ecology**, 7, n. 1, p. 24-39, 2011.

PIVELLO, V. R.; VIEIRA, I.; CHRISTIANINI, A. V.; RIBEIRO, D. B. *et al.* Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 19, n. July, p. 233-255, 2021/7// 2021c.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Versão 4.2.1. Vienna, Austria: 2022.

REVELLE, W. **psych: procedures for personality and psychological research**. Versão 2.2.9. Evanston, Illinois, USA: Northwestern University, 2022.

RISSI, M. N.; BAEZA, M. J.; GORGONE-BARBOSA, E.; ZUPO, T. *et al.* Does season affect fire behaviour in the Cerrado? **International Journal of Wildland Fire**, 26, n. 5, p. 427-433, 2017.

RODRIGUES, A. A.; MACEDO, M. N.; SILVERIO, D. V.; MARACAHIPES, L. *et al.* Cerrado deforestation threatens regional climate and water availability for agriculture and ecosystems. **Global Change Biology**, 28, n. 22, p. 6807-6822, Sep 8 2022.

RODRIGUES, C. A.; FIDELIS, A. Should we burn the Cerrado? Effects of fire frequency on open savanna plant communities. **Journal of Vegetation Science**, 33, n. 6, 2022.

RODRIGUES, C. A.; ZIRONDI, H. L.; FIDELIS, A. Fire frequency affects fire behavior in open savannas of the Cerrado. **Forest Ecology and Management**, 482, n. July 2020, p. 118850-118850, 2021.

ROOS, C. I.; BOWMAN, D. M. J. S.; BALCH, J. K.; ARTAXO, P. *et al.* Pyrogeography, historical ecology, and the human dimensions of fire regimes. **Journal of Biogeography**, 41, n. 4, p. 833-836, 2014.

RUSSELL-SMITH, J.; COOK, G. D.; COOKE, P. M.; EDWARDS, A. C. *et al.* Managing fire regimes in north Australian savannas: Applying Aboriginal approaches to contemporary global problems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 11, n. SUPPL. 1, 2013.

SAATY, T. L. Decision making — the Analytic Hierarchy and Network Processes (AHP/ANP). **Journal of Systems Science and Systems Engineering**, 13, n. 1, p. 1-35, 2004.

SAATY, T. L.; TRAN, L. T. On the invalidity of fuzzifying numerical judgments in the Analytic Hierarchy Process. **Mathematical and Computer Modelling**, 46, n. 7-8, p. 962-975, 2007.

SANTOS, F. L. M.; NOGUEIRA, J.; DE SOUZA, R. A. F.; FALLEIRO, R. M. *et al.* Prescribed burning reduces large, high-intensity wildfires and emissions in the Brazilian savanna. **Fire**, 4, n. 3, p. 1-21, 2021.

SCHMIDT, I. B.; MOURA, L. C.; FERREIRA, M. C.; ELOY, L. *et al.* Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology**, 55, n. 5, p. 2094-2101, 2018.

STEVENS, N.; LEHMANN, C. E.; MURPHY, B. P.; DURIGAN, G. Savanna woody encroachment is widespread across three continents. **Global Change Biology**, 23, n. 1, p. 235-244, Jan 2017.

VÁZQUEZ-VARELA, C.; MARTÍNEZ-NAVARRO, J. M.; ABAD-GONZÁLEZ, L. Traditional Fire Knowledge: A Thematic Synthesis Approach. **Fire**, 5, n. 2, 2022.

VEHTARI, A.; GELMAN, A.; GABRY, J. Practical Bayesian model evaluation using leave-one-out cross-validation and WAIC. **Statistics and Computing**, 27, n. 5, p. 1413-1432, 2016.

WILLIAMS, B. A.; SHOO, L. P.; WILSON, K. A.; BEYER, H. L. Optimising the spatial planning of prescribed burns to achieve multiple objectives in a fire-dependent ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, 54, n. 6, p. 1699-1709, 2017.

4 CLIMA E VEGETAÇÃO PREDIZEM REGIMES DE QUEIMA EM UM *HOTSPOT* DE BIODIVERSIDADE

Resumo

O fogo é um fator intrínseco nos ecossistemas de savana em todo o mundo, e desde que os humanos dominaram o fogo, eles manipularam e alteraram os regimes de queima. Alguns estudos preveem que as mudanças climáticas afetarão os regimes de queima no futuro, principalmente em áreas que devem ficar mais secas e quentes. Neste trabalho, mapeamos e classificamos os principais regimes de queima do Cerrado considerando a frequência, extensão e mês de queimadas e investigamos a influência de diferentes fatores climáticos, vegetacionais, de relevo e antrópicos sobre a frequência e extensão de queimadas. Usando dados de longo prazo (1982-2018), construímos modelos aditivos generalizados controlando a dependência espaço-temporal com os melhores preditores de frequência e extensão de queimadas selecionados por modelos *random forest*. Descobrimos que mais de 69% do Cerrado experiencia queimadas concentradas no final da estação seca, presumivelmente provocadas pelo ser humano. Essas queimadas são geralmente maiores do que as que ocorrem no início das estações seca e chuvosa. No norte do Cerrado, as queimadas no final da estação seca são mais frequentes e extensas; no sul do Cerrado, os incêndios são menos frequentes devido à supressão do fogo pela agricultura. Precipitação, umidade relativa, radiação solar e evaporação foram as melhores variáveis climáticas explicando a variação na frequência do fogo; as queimadas foram mais frequentes em condições mais secas e com maior insolação. Insolação, elevação do terreno, declividade e vegetação foram fatores críticos para controlar a extensão de queimadas. Descobrimos que as queimadas são especialmente extensas em altitudes mais altas, encostas íngremes, vegetações mais altas, com menos biomassa acima do solo e épocas com alta insolação. A relação entre a extensão de queimadas e a altura do dossel e a biomassa está de acordo com a teoria da limitação da biomassa e da umidade. Também observamos aumento da frequência e extensão de queimadas e mudanças na sazonalidade ao longo de 1982 a 2018 no Cerrado, com maiores tendências de queimadas no final da estação seca, em agosto e setembro. É necessária uma gestão integrada eficiente e aplicável do fogo em áreas privadas e públicas para diminuir regimes de queima mais severos e mitigar o risco de efeitos adversos na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos. O conhecimento tradicional pode ser essencial para atingir esses objetivos, uma vez que encontramos uma maior diversidade de regimes de queima em algumas terras indígenas.

Abstract

Fire is an intrinsic factor in savanna ecosystems worldwide, and since humans dominated fire, they manipulated and altered fire regimes. Some studies predict climate change will impact fire regimes in the future, mainly in areas expected to be drier and hotter. Herein, we mapped and classified the main Cerrado fire regimes considering the frequency, extent, and month of fires and investigated the influence of different weather, vegetational, terrain, and anthropic factors upon fire frequency and extent. Using long-term data (1982-2018), we built generalized additive models controlling for spatio-temporal dependence with the best fire frequency and extent predictors selected by random forest models. We found that over 69% of Cerrado experience fires concentrated in the late dry season, presumably ignited by humans. Those fires are usually larger than fires in the early dry and rainy seasons. In northern Cerrado, late dry

season fires are more frequent and extensive; in southern Cerrado, fires are less frequent due to fire suppression by farming. Precipitation, relative humidity, solar radiation, and evaporation were the best weather variables explaining the variation in fire frequency; fires were more frequent in drier conditions and with higher insolation. Insolation, terrain elevation, slope, and vegetation were critical factors controlling the fire extent. We found that fires are especially extensive in higher altitudes, steep slopes, taller vegetation, less aboveground biomass, and high insolation. The relationship between fire extent and canopy height, and biomass agrees with biomass and humidity limitation theory. We also observed fires increased in frequency and extent and changes in seasonality; Throughout 1982 and 2018, Cerrado tended to burn more in the late dry season, in August and September. Efficient and applicable integrated fire management in private and public areas is needed to decrease more severe fire regimes and mitigate the risk of adverse effects on biodiversity and ecosystem services. Traditional knowledge may be essential in addressing these goals since we found a higher diversity of fire regimes in some indigenous lands.

4.1 Introdução

O fogo é ubíquo em muitos ecossistemas, mas apenas alguns evoluíram naturalmente com ele, levando ao surgimento de organismos adaptados e dependentes do fogo (Fidelis; Zironi, 2021; Pausas, 2019; Pausas; Parr, 2018). Savanas e campos são exemplos de ecossistemas que coexistiram com o fogo desde a dramática expansão das gramíneas C4 há aproximadamente 3-8 milhões de anos devido a um período de seca (Bond *et al.*, 2005; Bowman *et al.*, 2009; Linder *et al.*, 2018). Essas gramíneas inflamáveis forneceram massa de combustível e continuidade suficientes para facilitar a ocorrência e propagação de queimadas, aumentando a atividade do fogo globalmente (Bond *et al.*, 2005; Bowman, D. M. *et al.*, 2011). No entanto, os seres humanos vêm mudando os padrões de queima há milhares de anos atrás (Bowman, D. M. *et al.*, 2011; Bowman *et al.*, 2013). A recente colonização europeia de alguns continentes e o aumento da densidade populacional trouxeram mudanças ainda mais significativas nos regimes de queima (Enright *et al.*, 2008; Moura *et al.*, 2019), *i.e.*, em sentido amplo, uma sequência de eventos de queima com algumas características ou propriedades estáveis, recorrentes ou cíclicas que afetam uma janela espacial e temporal específica (uma unidade espaço-temporal na distribuição do fogo) (Krebs *et al.*, 2010). Mesmo em ecossistemas dependentes do fogo, mudanças nos regimes de queima impactam a biodiversidade, a saúde humana, a economia e os serviços ecossistêmicos (Bowman *et al.*, 2013; Edwards; Russell-Smith; Meyer, 2015).

A ocorrência de queimadas é um processo altamente complexo em escalas de paisagem, dependendo do clima, da vegetação, do terreno, do uso do solo e das fontes de ignição (antrópicas ou naturais) (Roos; Bowman; Balch; Artaxo; Bond; Cochrane; D'Antonio; Defries;

Mack; Johnston; Krawchuk; Kull; Moritz; Pyne; Scott; Swetnam, 2014). A previsão se torna mais complexa em escalas temporais mais altas, como anos e décadas, onde as mudanças climáticas operam (Clarke *et al.*, 2020; Gomes *et al.*, 2018; Oliveira, U. *et al.*, 2021). Fogo, vegetação e clima interagem, levando a efeitos de retroalimentação (*feedback*) (Bowman *et al.*, 2020; Hoffmann; Schroeder; Jackson, 2002). Por exemplo, queimadas emitem gases de efeito estufa, os quais intensificam as alterações climáticas (Kloster *et al.*, 2012; Ward; Hardy, 1991); uma área queimada altera o albedo da superfície, aumentando a absorção de calor e a temperatura local (Bowman *et al.*, 2020); incêndios frequentes diminuem a densidade lenhosa e o fechamento do dossel, levando à dominância de gramíneas e arbustos (Pausas, 2015). Assim, os pirogeógrafos buscam compreender como as interações entre as dimensões física, biológica e humana moldam os regimes de queima no espaço e no tempo (Roos; Bowman; Balch; Artaxo; Bond; Cochrane; D'Antonio; Defries; Mack; Johnston; Krawchuk; Kull; Moritz; Pyne; Scott; Swetnam, 2014).

Nos últimos anos, grandes incêndios estão se tornando mais frequentes, como os da Austrália, Califórnia e Pantanal brasileiro, em 2019 e 2020 (Pivello *et al.*, 2021b; Ward *et al.*, 2020). Modelos correlativos e mecanicistas tentam prever como os regimes de queima se comportam no espaço e no tempo (Scott *et al.*, 2014). Essas abordagens estão se tornando críticas para entender como as mudanças climáticas globais e os eventos climáticos extremos causam mega e giga-incêndios em algumas partes do mundo (Linley *et al.*, 2022; Nimmo *et al.*, 2022). Há resultados mistos sobre como as mudanças climáticas afetarão os regimes de queima no futuro: algumas áreas sofrerão com queimadas mais frequentes e extensas, enquanto outras devem experimentar o inverso (Batllori *et al.*, 2013; Knorr; Arneth; Jiang, 2016; Krawchuk *et al.*, 2009). Essa dicotomia resulta de como os modelos incorporam os preditores, como vegetação, clima e fatores antrópicos, e de diferentes abordagens de escala espacial e temporal nos estudos (Hantson *et al.*, 2016). No entanto, um tema geral é evidente: as queimadas devem se tornar mais frequentes, intensas e extensas em áreas mais secas e quentes (Krawchuk *et al.*, 2009; Moritz *et al.*, 2012a; Rogers *et al.*, 2020).

O Cerrado brasileiro é um dos biomas mais ricos do mundo em biodiversidade, possui altos níveis de endemismo e sofre alta pressão antrópica devido ao aumento das áreas agrícolas (Colli *et al.*, 2020). Por esses motivos, é considerado um *hotspot* global de conservação da biodiversidade (Mittermeier *et al.*, 1998; Myers, N. *et al.*, 2000; Wilson *et al.*, 2009). Assim como em outros ecossistemas propensos ao fogo, os organismos do Cerrado têm adaptações para sobreviver à passagem do fogo e seus efeitos sucessoriais indiretos (Corrêa Scalon *et al.*,

2019; Fichino *et al.*, 2016; Fidelis *et al.*, 2021; Zironi; Ooi; Fidelis, 2021). As queimadas no Cerrado são geralmente de superfície, com propagação de alta velocidade e baixa intensidade (Miranda *et al.*, 1993; Rissi *et al.*, 2017). No entanto, assim como em outras savanas (Williams; Gill; Moore, 1998), os incêndios no final da estação seca (agosto a outubro) tendem a ser mais intensos, severos e extensos por causa de mais combustível acumulado, clima mais seco e maior velocidade do vento (Miranda *et al.*, 2009; Santos, A. C. d. *et al.*, 2021). A vegetação de Cerrado apresenta alta heterogeneidade ambiental moldada por complexas interações entre terreno, solo e fogo (Eiten, 1972; Françoso *et al.*, 2019). Vegetações florestais são frequentes em áreas com alta fertilidade e disponibilidade hídrica e são sensíveis ao fogo (Hoffmann *et al.*, 2009; Hoffmann *et al.*, 2012). Em áreas com baixa fertilidade e menor umidade e disponibilidade hídrica, as gramíneas e arbustos dominam e possuem maior frequência de queimadas do que vegetações florestais (Hoffmann *et al.*, 2009; Hoffmann *et al.*, 2012). Entre esses extremos, estados sucessionais alternativos coexistem, formando gradientes sob condições relativamente semelhantes, como savanas abertas e florestadas (Dantas; Batalha; Pausas, 2013; Dantas *et al.*, 2016).

O mapeamento e a classificação dos regimes de queima estão em constante desenvolvimento e são essenciais para entender como eles se relacionam com a vegetação e o clima (Bradstock, 2010; Murphy *et al.*, 2013; Syphard; Keeley, 2020). Esses produtos são relevantes para o manejo do fogo, tomadores de decisão e formuladores de políticas porque podem afetar decisões baseadas em evidências históricas do comportamento do fogo (Whitman *et al.*, 2020). Talvez mais importante, o conhecimento sobre os fatores que moldam os regimes de queima pode ajudar tomadores de decisão a prever prováveis mudanças de regime em áreas específicas e trabalhar para adaptar os planos de gestão de uso do solo e de queima, além de prevenir a ocorrência de incêndios florestais severos (Clarke *et al.*, 2020). Tais decisões podem impactar o bem-estar humano, a economia, os estoques de carbono e a biodiversidade em um mundo de mudanças ambientais (Coughlan, 2015; Humphrey *et al.*, 2021).

Apesar dos recentes avanços no mapeamento dos regimes de queima em ecossistemas propensos ao fogo, inclusive nas savanas do Cerrado (Silva *et al.*, 2021b), ainda não temos conhecimento sobre como o clima, o relevo, fatores bióticos e antropogênicos influenciam a frequência e a extensão do queimadas em escalas espaço-temporais mais amplas e refinadas. Em um contexto de mudanças ambientais, nosso estudo objetivou identificar os regimes de queima *lato sensu* no Cerrado considerando as médias mensais de frequência e extensão de queimadas e identificar seus melhores preditores. Assim, foram utilizados conjuntos de dados

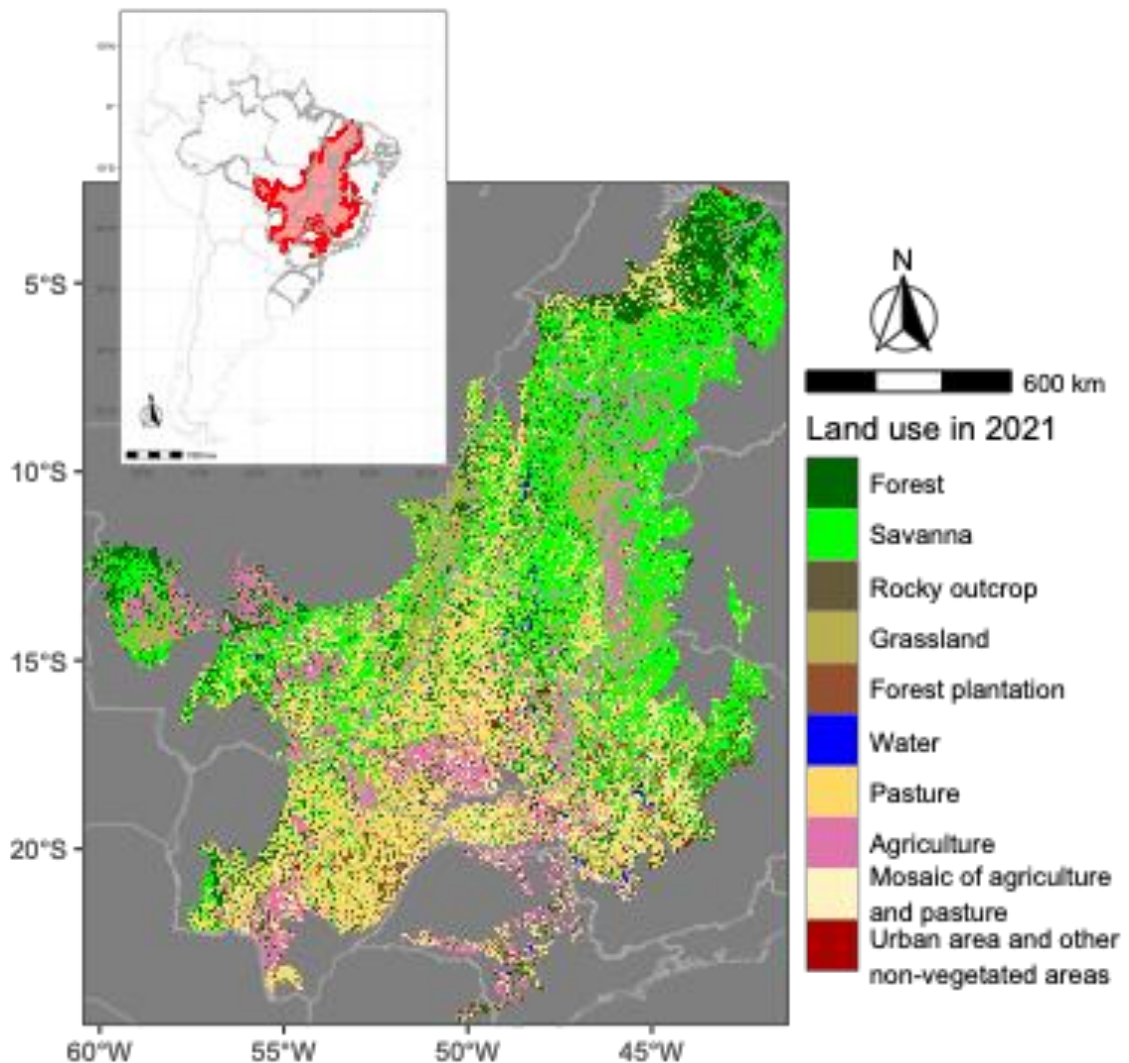
de séries temporais de longo prazo (33 anos) de frequência e extensão de queimadas para o Cerrado em uma resolução espacial moderada (5 km). Utilizando apenas parâmetros passíveis de manejo (frequência, extensão e sazonalidade), classificamos os principais regimes de queima *lato sensu* no Cerrado e relacionamos com diferentes variáveis para prever a frequência e extensão mensal do fogo. Por fim, também investigamos se os regimes de queima no Cerrado estão sendo alterados, analisando a série temporal de área queimada no Cerrado. Modelar esses parâmetros com uma abordagem de *big data* é um passo inicial para prever futuros regimes de queima mais prováveis de ocorrer diante das mudanças climáticas globais. Portanto, os manejadores de fogo podem prever e planejar melhores estratégias de prevenção e adaptação para lidar com a mudança dos regimes de queima.

4.2 Material e Métodos

4.2.2 Área de estudo

Estudamos os regimes de queima nas savanas do Cerrado brasileiro (Figura 1), uma região altamente heterogênea e biodiversa nos Neotrópicos (Furley, 1999). A maior parte da distribuição do Cerrado (aproximadamente 50%) já perdeu sua vegetação nativa (Colli *et al.*, 2020; Klink *et al.*, 2005) (Figura 4.1). O Cerrado setentrional tem a porção mais considerável de vegetação nativa (Figura 4.1), mas está crescentemente ameaçado pela conversão de terras para agricultura (Pletsch *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2020). A porção sul do Cerrado é tradicionalmente ocupada por pastagens e, mais recentemente, por lavouras (Klink *et al.*, 2005). A vegetação nativa do cerrado inclui combinações de florestas tropicais abertas, florestas estacionais, formações pioneiras, savanas, savanas de estepe, campos e ecótonos (Eiten, 1972). Esses tipos de vegetação têm graus variados de camadas herbáceas, gramíneas e lenhosas, moldadas pela topografia, solo, disponibilidade de água e fogo (Dantas, V. *et al.*, 2013; Hoffmann *et al.*, 2009; Hoffmann *et al.*, 2012). O clima do Cerrado é classificado como *Aw* (tropical com inverno seco) no sistema de Köppen (Alvares *et al.*, 2013). Caracteriza-se pela sazonalidade acentuada, com a maioria das chuvas anuais (~ 1.700 mm) concentrada em 5-6 meses. Conseqüentemente, a atividade e a intensidade do fogo no Cerrado são altamente sazonais e correlacionadas, com as maiores taxas nos meses mais secos do ano (agosto a outubro) (Mistry, 1998; Santos, A. C. d. *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2021b).

Figura 4.1 – Distribuição geográfica do Cerrado brasileiro e seus principais usos da terra em 2021



Fonte: Elaboração própria com dados do Mapbiomas (2022).

4.2.3 Classificação dos regimes de queima

Em primeiro lugar, aqui utilizamos a definição *lato sensu* de regime de queima (ver Introdução), e como apontado por Krebs *et al.* (2010), “qualquer seleção das variáveis do regime de queima é questionável e implica um grau significativo de subjetividade”. Propositamente, usamos apenas médias mensais de frequência e extensão de queimadas (quando disponíveis) para classificar os regimes de queima porque estamos interessados apenas nas características centrais (médias) do fogo que são passíveis de manejo e estão prontamente disponíveis, *i.e.*, sazonalidade, frequência e extensão. Também testamos o uso das variâncias

mensais (coeficiente de variação) da extensão de queimadas como variáveis adicionais para auxiliar na classificação dos regimes de queima, mas eles foram altamente correlacionados com a frequência e extensão de queimadas e não classificaram nenhum regime de queima diferente. No entanto, reconhecemos que os regimes de queima que apresentamos não são definitivos ou universais, e outras variáveis poderiam acrescentar informação e identificar outros regimes de queima, um pouco fora do escopo dos nossos objetivos.

Para classificar os regimes de queima no Cerrado, utilizamos a série temporal completa do LTDR Fire_cci v1.1 (FireCCILT11, de 1982 a 2018) (Otón; Pettinari; Chuvieco, 2020; Otón *et al.*, 2019) e MCD64A1 (de 2001 a 2020) (Giglio *et al.*, 2018; Giglio *et al.*, 2009) produtos na resolução original (FireCCILT11 = 0,05°, aproximadamente 5 km na linha do Equador; MCD64A1 = 0,005°, aproximadamente 500 m na linha do Equador). Os dados mensais de área queimada de MCD64A1 e FireCCILT11 são altamente correlacionados (acima de 91%; correlação de Pearson) no Cerrado; o produto MCD64A1 pode detectar uma área queimada maior do que o FireCCILT11 no Cerrado (Figura S4.1 do Apêndice 4). Uma ressalva de ambos os produtos são os altos níveis de incerteza na porção sul do Cerrado, consistentes com cicatrizes de queima pequenas e fragmentadas, relacionadas à agricultura (Campagnolo *et al.*, 2021; Rodrigues *et al.*, 2019). Outros estudos que mapearam regimes de queima e utilizaram esses produtos também sofreram com a mesma limitação (Archibald *et al.*, 2013; Pereira *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2021b). Foram utilizados dois produtos com diferentes resoluções espaciais e temporais para confirmar os principais padrões e reduzir as incertezas na classificação do regime de queima.

Calculamos a média da frequência (de ambos os produtos) e da extensão (somente do FireCCILT11) de queimadas entre os anos para obter uma frequência e extensão média de queimadas para cada mês do ano (janeiro a dezembro). Com o produto MCD64A1, usamos apenas a frequência de fogo para classificar os regimes de queima, porque apenas essa informação está disponível para este produto na escala espacial que escolhemos. Posteriormente, utilizamos a análise automática de agrupamento para classificar os regimes de queima usando as médias mensais previamente calculadas de frequência e extensão de queimadas. Foram utilizados modelos gaussianos de mistura finita ajustados por um algoritmo de maximização de expectativas com o pacote *mclust* (Fraley; Raftery, 2002; Scrucca *et al.*, 2016). Utilizou-se o critério Bayesiano de informação (BIC) para selecionar o tipo de modelo e o número de componentes (*i.e.*, regimes de queima a serem identificados) (Fraley; Raftery, 2007). Avaliamos o desempenho do modelo por meio da análise discriminante (*MclustDA*) e

computamos os erros de classificação com base na matriz de confusão de treinamento (Fraley *et al.*, 2002). Finalmente, utilizamos uma análise de componentes principais para explorar a variação multidimensional na frequência e extensão de queimadas ao longo dos meses do ano entre os regimes de queima classificados.

4.2.4 Predição da frequência e extensão de queimadas

Para prever a frequência e extensão de queimadas no Cerrado, utilizamos o conjunto de dados de 1985 a 2018 (exceto 1994) do produto de grid FireCCILT11 (soma dos pixels originais a 0,25°, aproximadamente 25 km na linha do Equador), no qual tínhamos dados completos para todas as variáveis (sem dados faltantes). Primeiro, de 20 preditores candidatos, excluímos os mais altamente colineares usando o *vifcor* função do pacote USDM com limiar de correlação de 0,8 (Naimi *et al.*, 2014). Depois de excluir preditores colineares (ver Figura S4.2 do Apêndice 4 para a lista completa de variáveis e suas correlações), usamos 15 para construir nossos modelos: oito relacionados ao clima (temperatura do ar, precipitação, insolação, água volumétrica do solo, umidade relativa, evaporação total, evaporação potencial e velocidade do vento), três à vegetação (altura do dossel, biomassa acima do solo, fisionomia da vegetação), dois ao relevo (elevação e declividade) e dois à ocupação humana (uso do solo e distância até as estradas) (Tabela 4.1). A média dos preditores foi calculada com base na média (se numérica) ou na moda (se categórica) para ajustar a uma resolução mais grosseira (0,25°). Em nosso conjunto de dados, apenas os dados meteorológicos variaram mensalmente, o uso da terra variou anualmente e outras variáveis foram constantes ao longo da janela de tempo (Tabela S4.1). Foram construídos modelos *random forest* guiados e regularizados para selecionar os melhores preditores de frequência e extensão de queimadas (área em m²) com base na diminuição média da precisão e no erro quadrático (Deng, 2013; Liaw; Wiener, 2002). Para a extensão de queimadas, foram removidas grades que não queimaram e valores escalonados em log₁₀ antes das análises.

Para relacionar a frequência e extensão de queimadas com os melhores preditores dos modelos de *random forest*, construímos modelos aditivos generalizados (GAMs) para *big data* com o método de discretização usando a função *bam* do pacote mgcv (Li; Wood, 2020; Wood; Goude; Shaw, 2015; Wood *et al.*, 2017). Para controlar a correlação espaço-temporal, incluímos uma base *spline* de placa fina sobre longitude e latitude e uma *spline* de regressão cúbica ao longo do tempo (mês). Utilizamos uma amostra aleatória de 70% dos dados e, com os 30%

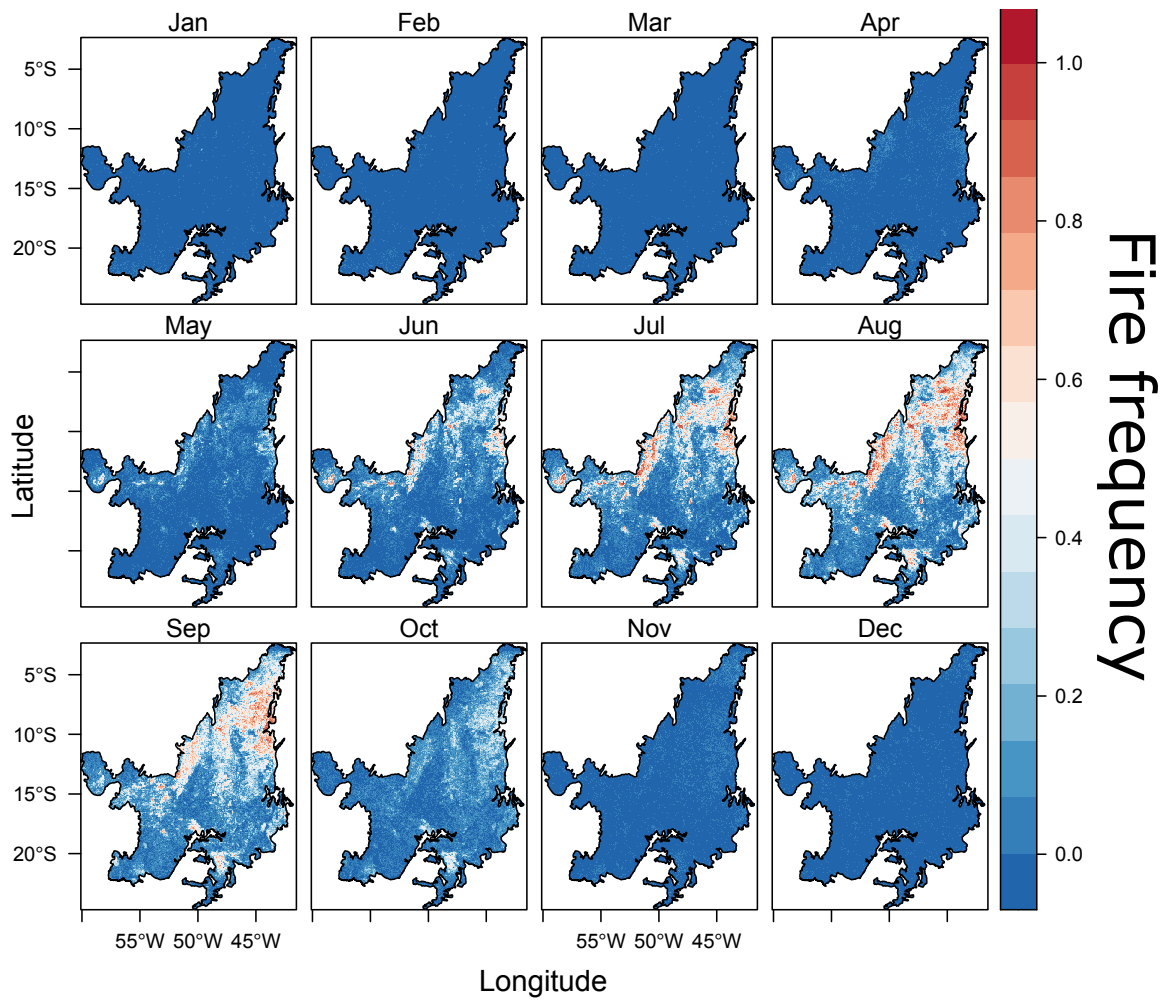
restantes, calculamos a raiz do erro quadrático médio como critério de validação dos modelos. Também utilizamos as médias mensais dos erros de predição para a média da frequência e extensão de queimadas para avaliar o desempenho do modelo.

Também realizamos uma decomposição de série temporal da área total queimada no Cerrado usando um modelo linear gaussiano de *state-space* ajustado pela máxima verossimilhança usando a função *StructTS* (Durbin; Koopman, 2001; Harvey, 1989; 1993). Esse modelo decompõe a série temporal em quatro componentes: um nível local com um nível subjacente médio variável no tempo, uma inclinação (tendência) variável no tempo, uma dinâmica sazonal variável no tempo e uma dinâmica irregular variável no tempo dada pelos resíduos. Todas as análises foram realizadas no ambiente R (R Core Team, 2022). Fornecemos todos os dados, códigos e produtos intermediários [aqui](#) para auxiliar gestores, pesquisadores e interessados no manejo do fogo no Cerrado.

4.3 Resultados

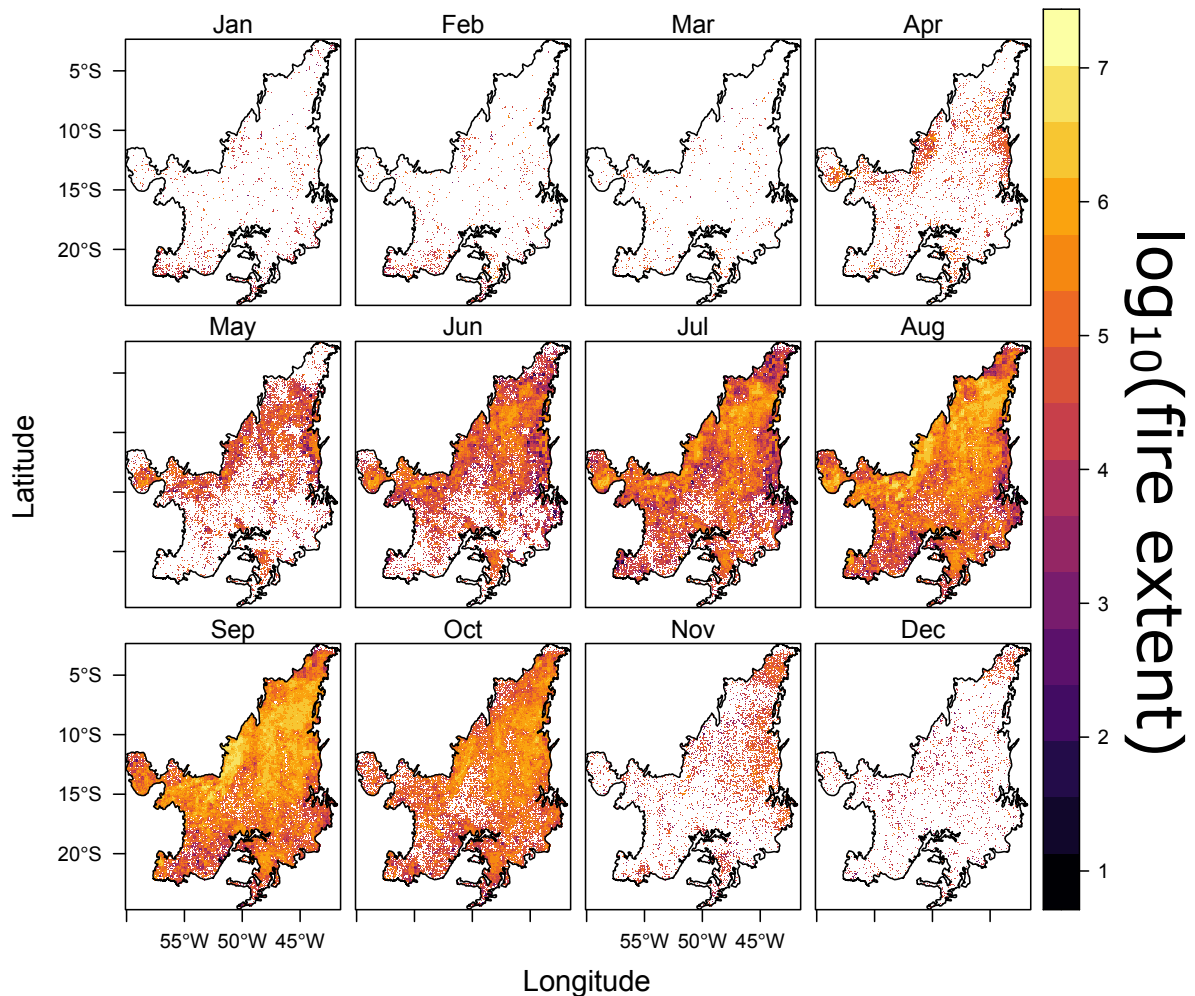
As queimadas foram mais frequentes entre julho e setembro e na porção norte do Cerrado (Figura 4.2). As queimadas foram raras nos meses de maior precipitação (novembro a fevereiro) (Figura 4.2). As queimadas foram mais extensas em agosto e setembro (final da estação seca), quando áreas queimadas superiores a 6000 ha foram relativamente comuns (Figura 4.3). Também encontramos mais áreas queimadas próximas aos limites geográficos do Cerrado e uma tendência latitudinal na extensão de queimadas, com maiores áreas queimadas no Cerrado setentrional (Figura 4.3).

Figura 4.2 – Probabilidade média de ocorrência de fogo (frequência) entre os meses no Cerrado entre 1982 e 2018



Fonte: Elaboração própria.

Figura 4.3 – Área média queimada (como *proxy* da extensão de queimadas) entre os meses no Cerrado entre 1982 e 2018



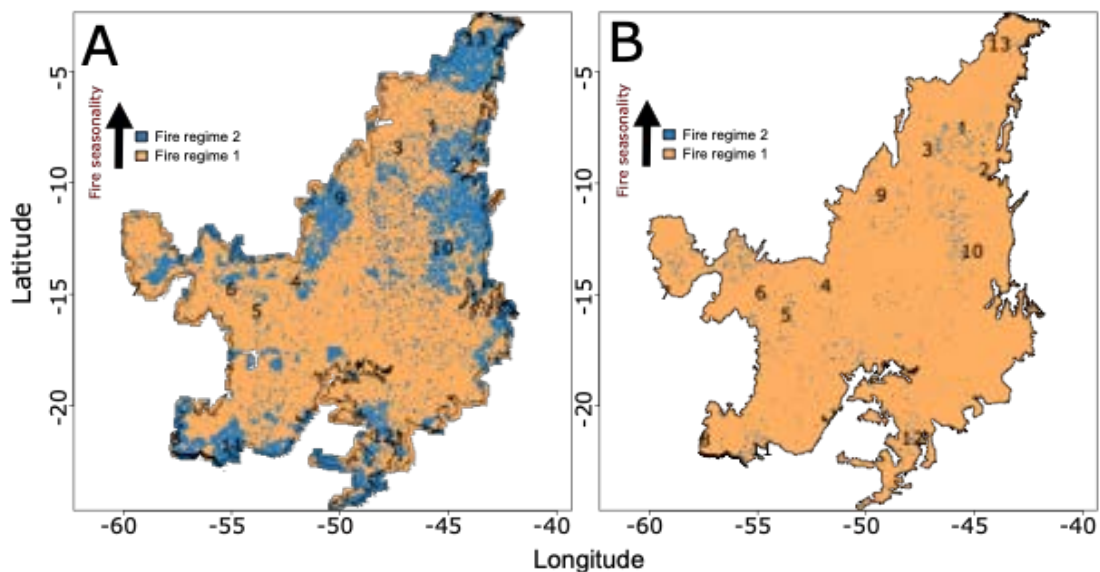
Fonte: Elaboração própria.

Nossa classificação dos regimes de queima com o FireCCILT11 indicou um modelo diagonal e de forma igual como o melhor para identificar *clusters* nos dados. Identificamos dois grandes regimes de queima usando o produto FireCCILT11 (ver Figura S4.3 do Apêndice 4 para a comparação do BIC entre os modelos). Devido à alta precisão espacial do produto MCD64A1, o BIC ainda aumentou com nove agrupamentos usando um modelo elipsoidal com volume e forma iguais (Figura S4.3 do Apêndice 4). No entanto, acima de dois clusters, o modelo perdeu a capacidade de classificar os *pixels* com confiança, com 90% ou mais na classificação de erros. Portanto, restringimos o modelo a identificar apenas dois grupos. Com base nas análises discriminantes, o modelo FireCCILT11 para classificação dos regimes de queimas apresentou erro de classificação nulo, enquanto o modelo MCD64A1 apresentou taxa

de erro de 0,012%. Com o FireCCILT11, a maioria dos *pixels* classificados apresentou valores de incerteza inferiores a 0,3, e os MCD64A1 apresentaram valores de incerteza inferiores a 0,03. (Figura S4.4 do Apêndice 4).

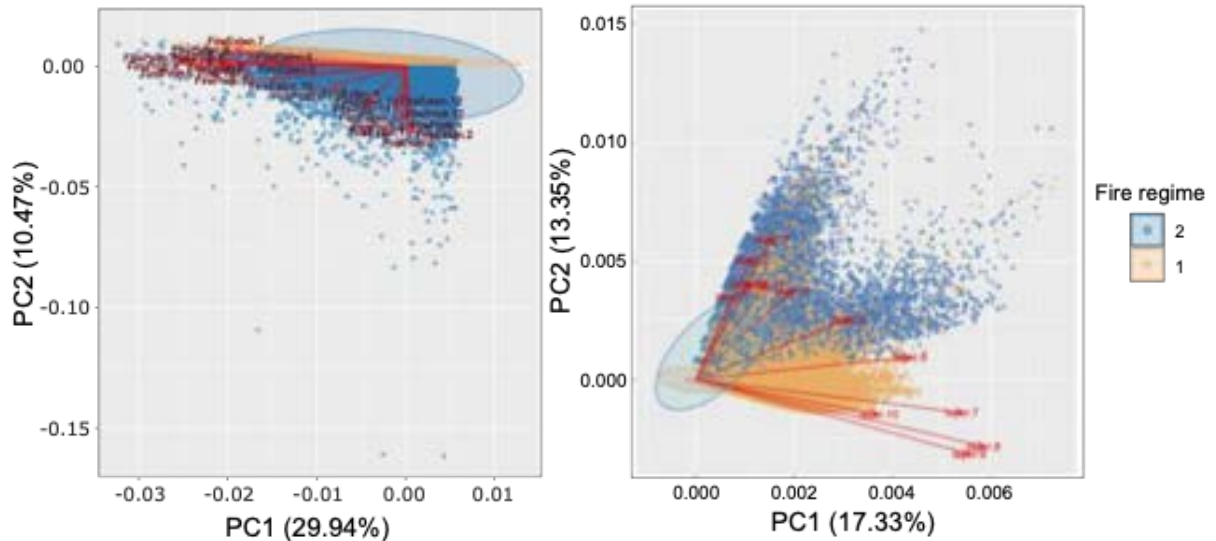
Utilizando ambos os produtos, identificou-se o regime de queima mais representativo (1) no Cerrado, presente em mais de 69% do Cerrado (Figura 4.4). Nesse regime, as queimadas concentram-se no final da estação seca, entre julho e outubro (Figura 4.5). O outro regime (2) é caracterizado por uma estação de queimadas mais prolongada, desde o início da estação seca até a estação chuvosa (Figura 4.5). O regime de queima 2 se sobrepôs a grandes áreas protegidas, principalmente terras indígenas. Indicamos as áreas com os índices de 1 a 9 na Figura 4.4 (ver Tabela 4.2 para os nomes das áreas protegidas e uma comparação da classificação do regime de queima com base nos produtos FireCCILT11 e MCD64A1 nessas áreas). As áreas 10-12 também apresentaram um regime de queima com estação prolongada (Figura 4.4), mas apresentam alta pressão antrópica, principalmente áreas agrícolas (Figura 4.1).

Figura 4.4 – Regimes de queima do Cerrado brasileiro classificados por modelos gaussianos de mistura finita ajustados por um algoritmo de maximização de expectativas com base na frequência e extensão médias mensais de queimadas dos produtos FireCCILT11 (A) e MCD64A1 (B). Os números 1 a 13 identificam os principais aglomerados do regime de queima 2



Fonte: Elaboração própria.

Figura 4.5 – Biplots de análise de componentes principais de regimes de queima do Cerrado brasileiro classificados por modelos gaussianos de mistura finita ajustados por um algoritmo de maximização de expectativas com base nas médias mensais de frequência (probabilidade de ocorrência) e extensão (área queimada) dos produtos FireCCILT11 (A) e MCD64A1 (B)

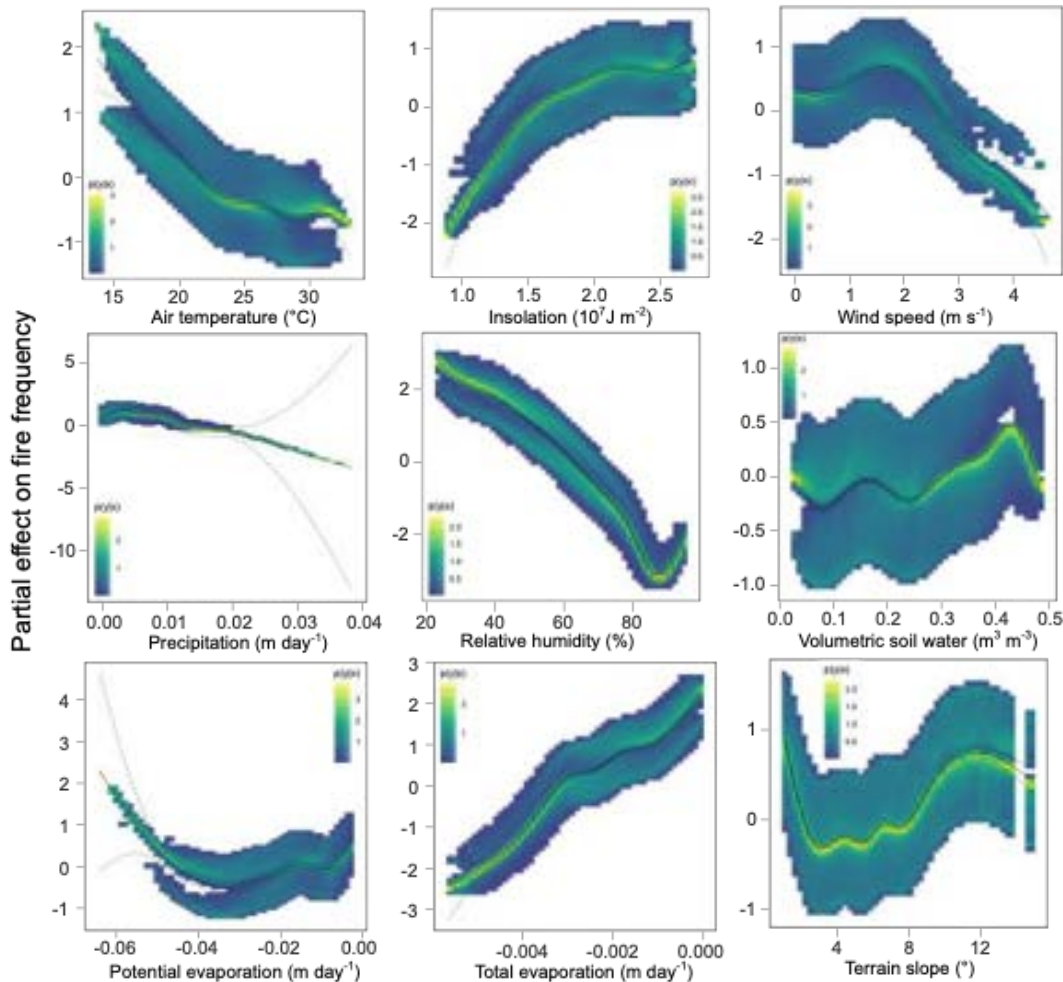


Fonte: Elaboração própria.

De acordo com os modelos de *random forest*, os melhores preditores da frequência de queimadas no Cerrado foram, em ordem de importância: umidade relativa do ar, velocidade do vento, temperatura do ar, evaporação potencial, insolação, precipitação, evaporação total, volume de água no solo e declividade do terreno (Figura S4.5 do Apêndice 4). O GAM completo com todos os preditores apresentou um $R^2 = 0,530$, enquanto o modelo com apenas a correlação espaço-temporal apresentou $R^2 = 0,045$. Para a extensão de queimadas, os melhores preditores são, em ordem de importância: declividade do terreno, distância até as estradas, altura do dossel, biomassa acima do solo, uso do solo, elevação do terreno, velocidade do vento, fisionomia da vegetação e insolação (Figura S4.5 do Apêndice 4). Portanto, as variáveis climáticas são mais importantes na previsão da frequência de queimadas, e as variáveis do relevo, da vegetação e das dimensões humanas são mais importantes na previsão da extensão das queimadas. O GAM completo com todos os preditores apresentou $R^2 = 0,379$, enquanto o modelo com apenas a correlação espaço-temporal apresentou $R^2 = 0,129$. A raiz do erro quadrático médio dos GAMs predizendo a frequência média mensal de queimadas e a extensão média mensal foram 0,144 e 0,597, respectivamente (ver Figura S4.6 do Apêndice 4 para as estimativas médias mensais e predições de erro padrão).

A frequência de queimadas foi positivamente associada à insolação e à evaporação potencial (onde valores negativos indicam evaporação e valores positivos indicam condensação) e negativamente associada à temperatura do ar, precipitação e evaporação total (onde valores negativos indicam evaporação e valores positivos indicam condensação). Outros preditores apresentaram relações não lineares complexas com a frequência de queimadas (Figura 4.6). A frequência de queimadas aumentou com a velocidade do vento entre 1 e 2,5 m s⁻¹, o volume de água no solo entre 0,4 e 0,5 m³ m⁻³, e com declividade do terreno menor que 3° e entre 8 e 14° (Figura 4.6). No geral, maior umidade relativa do ar leva a menor frequência de queimadas; entretanto, há um aumento de valores superior a 90%, provavelmente associado a queimadas no período chuvoso (Figura 4.6).

Figura 4.6 – Efeitos parciais de preditores (média–linha contínua e intervalo de confiança de 95%–linha tracejada) sobre a frequência de queimadas (probabilidade de ocorrência) no Cerrado brasileiro entre 1985 e 2018 ajustados por um modelo aditivo generalizado. O mapa de calor representa a densidade condicional dos resíduos parciais $p(y|x)$

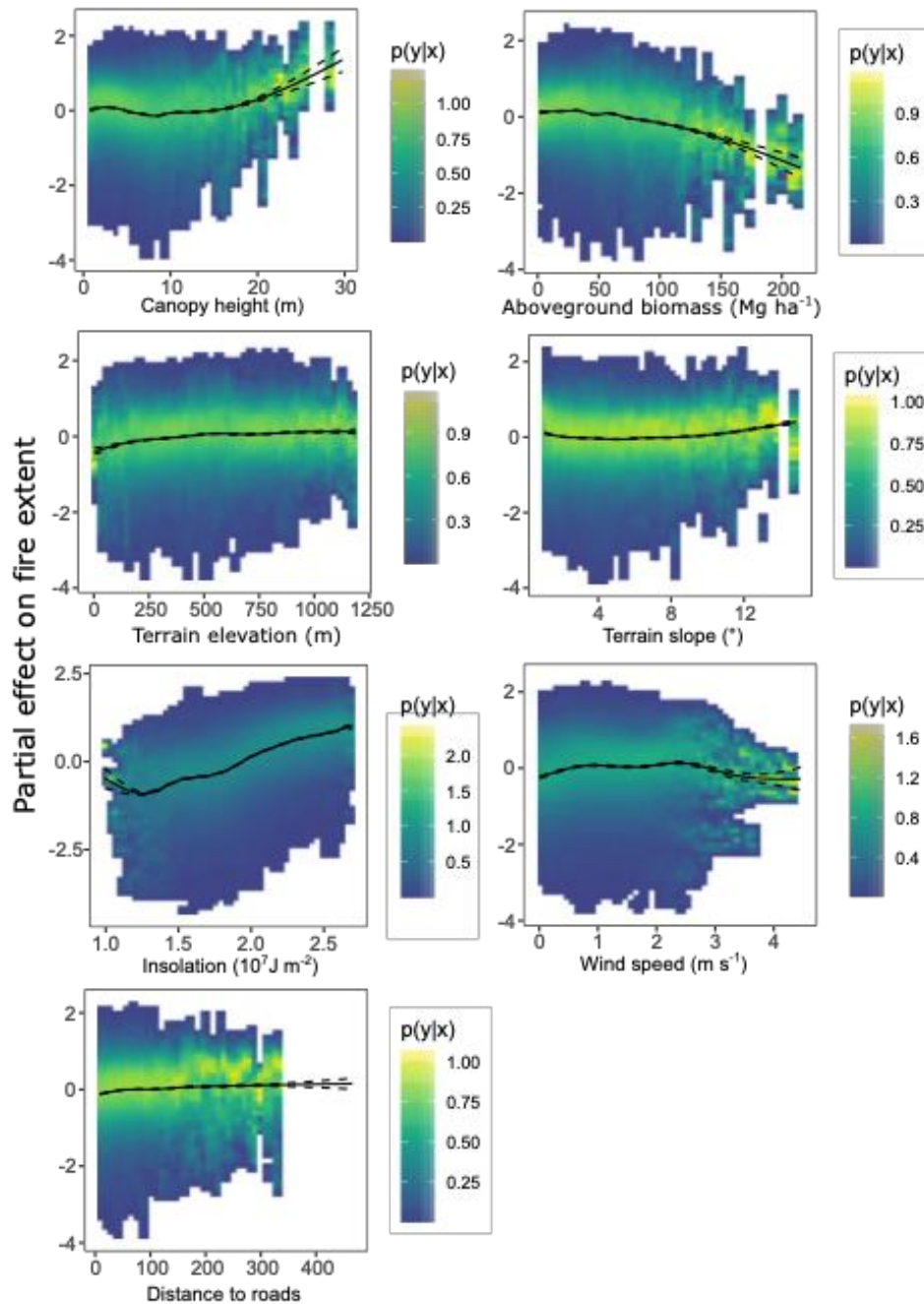


Fonte: Elaboração própria.

A extensão de queimadas foi positivamente associada com a altura do dossel, elevação do terreno, declividade do terreno, insolação e distância para estradas (Figura 4.7), mas negativamente associada com a biomassa acima do solo. A extensão de queimadas aumentou com velocidades de vento entre 2 e 2,5 $m s^{-1}$ (Figura 4.7). A altura do dossel, a biomassa aérea e a insolação tiveram efeitos mais elevados sobre a extensão de queimadas do que outras variáveis (Figura 4.7). Também encontramos maior extensão de queimadas em plantações de cana-de-açúcar e florestas plantadas (principalmente eucalipto no Cerrado; Figura 4.8A). Entre as vegetações nativas (matas, savanas e campos), os campos apresentaram maior extensão de queimadas (Figura 4.8A). Pastagens, soja e outras áreas de cultivo apresentaram menor

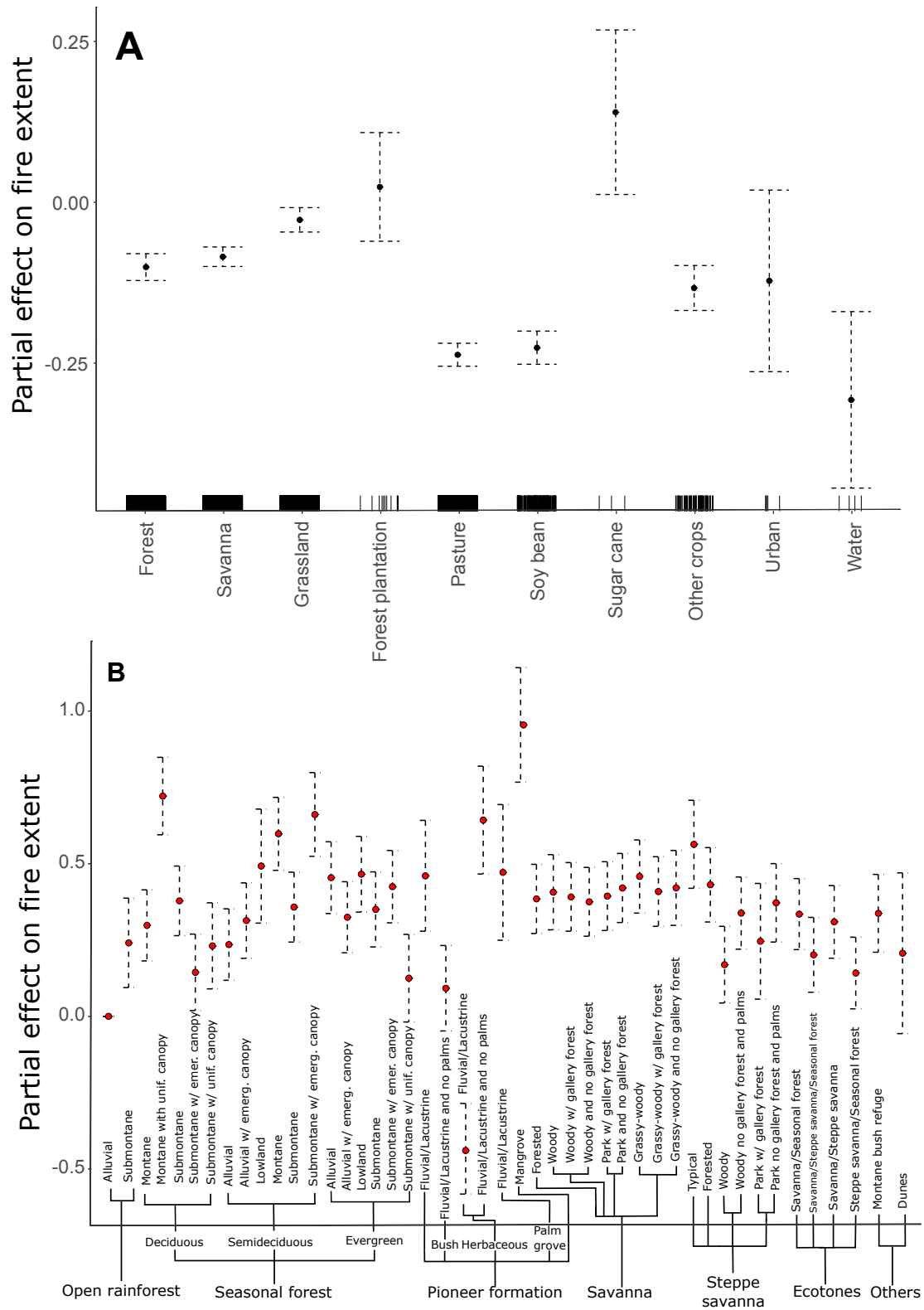
extensão de queimadas. Dentre as fisionomias da vegetação, as florestas estacionais e as formações pioneiras apresentaram maiores extensões de queimadas, especificamente florestas estacionais decíduas montanas com dossel uniforme e florestas estacionais semidecíduas submontanas com dossel emergente e manguezais (Figura 4.8B). Entre as formações savânicas, a extensão de queimadas aumenta de fisionomias florestais e lenhosas para graminosas (Figura 4.8B). As savana-estepes típicas também apresentaram maiores extensões de queima do que outras fisionomias (Figura 4.8B). Em contraste, florestas estacionais perenifólias submontanas com dossel uniforme e formações herbáceas pioneiras influenciadas pela vegetação fluvial/lacustre apresentaram menores extensões de queima (Figura 4.8B).

Figura 4.7 – Efeitos parciais (médios—linha contínua e intervalos de confiança de 95%—linha tracejada) de preditores sobre a extensão relativa de queimadas no Cerrado brasileiro entre 1985 e 2018 ajustados por um modelo aditivo generalizado. O mapa de calor representa a densidade condicional dos resíduos parciais $p(y|x)$



Fonte: Elaboração própria.

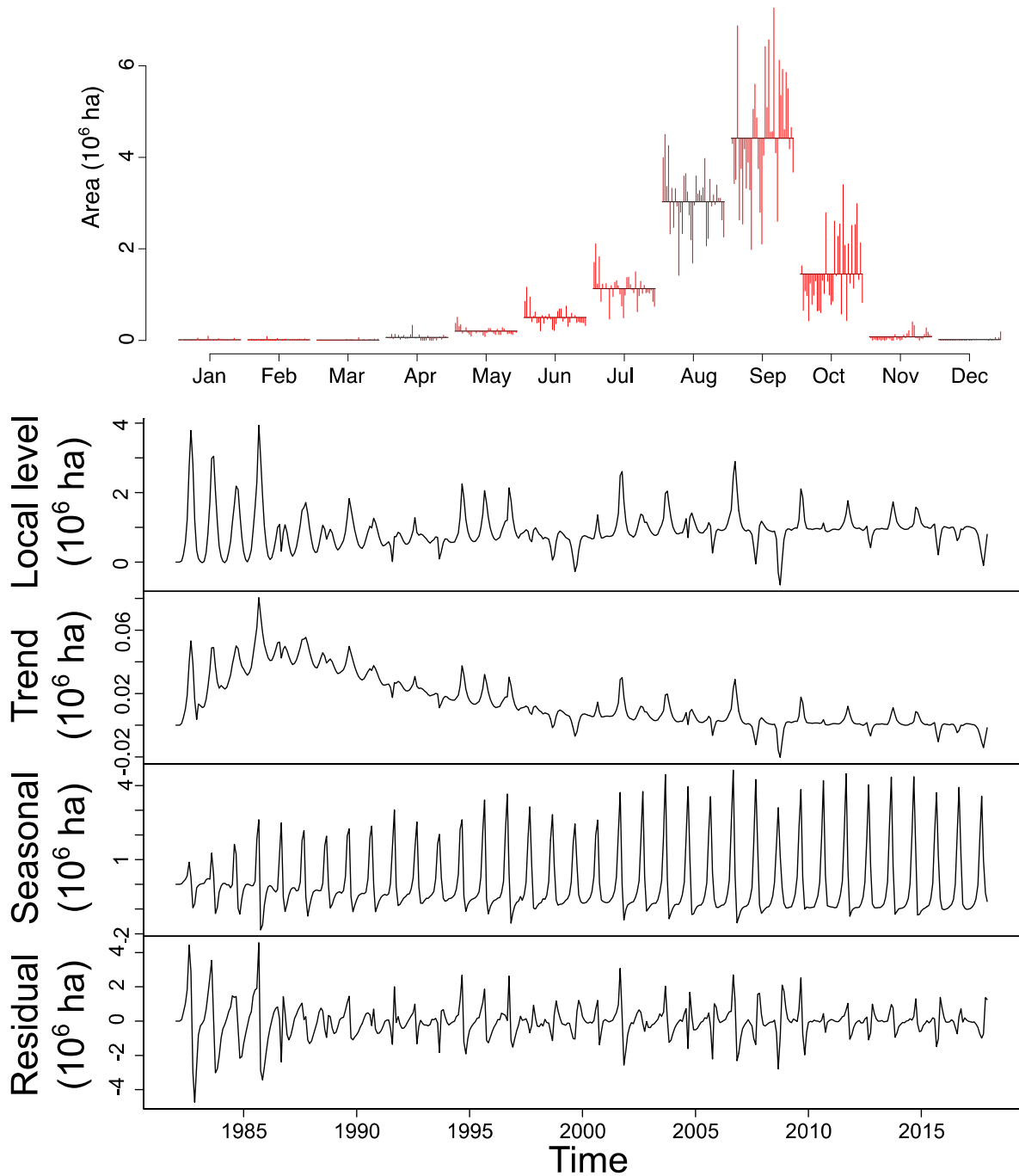
Figura 4.8 – Efeitos parciais médios (pontos) e seus intervalos de confiança de 95% (linhas tracejadas) sobre a extensão de queimadas (medida como área queimada) no Cerrado entre 1985 e 2018 entre diferentes classes de uso da terra (A) e fisionomias da vegetação (B).



Fonte: Elaboração própria.

Nossos resultados também indicam que a frequência e a extensão de queimadas aumentaram de 1985 a 2018 (frequência: $Z = 28.82$, $P < 0,001$; extensão: $Z = 10.59$, $P < 0,001$; Figura S4.7 do Apêndice 4). Um análise *post-hoc* das variáveis climáticas indicou que o clima do Cerrado está ficando gradualmente mais quente e seco (Figura S4.8 do Apêndice 4). Apesar dos pequenos aumentos na extensão de queimadas ao longo dos anos, houve uma mudança evidente nos meses em que a maior parte da área do Cerrado queimou (Figura 4.9). Após 2001, a área queimada no Cerrado aumentou em setembro e outubro e diminuiu em abril e maio (Figura 4.9). A decomposição das séries temporais também recuperou esse padrão; apesar de uma tendência de diminuição da área queimada, ela se concentra mais nos meses mais queimados (agosto e setembro) e está se tornando mais frequente em outubro e novembro (início da estação chuvosa; Figura 4.9).

Figura 4.9 – Gráfico mensal (A) e decomposição de séries temporais (B) da área total queimada no Cerrado entre 1982 e 2018. As linhas horizontais no gráfico mensal (A) indicam os valores médios de cada mês; As barras verticais vermelhas indicam os valores de cada ano. A decomposição da série temporal foi ajustada por um modelo *state-space* linear gaussiano com quatro componentes variáveis no tempo: nível local, que representa o intercepto do modelo e é atualizado com base no valor prévio da série temporal; tendência (*trend*), que representa a direção de longo prazo da série temporal; sazonal (*seasonal*), que representa as flutuações regulares e cíclicas da série temporal e; residual, que representa o ruído aleatório e flutuações inesperadas na série temporal que não foram capturadas pelos componentes prévios.



Fonte: Elaboração própria.

4.4 Discussão

Usamos um conjunto de dados de larga escala espaço-temporal de frequência, extensão e sazonalidade de queimadas para identificar os principais regimes de queima no Cerrado, um *hotspot* de biodiversidade. A maioria dos gestores de terras busca mudanças nessas três características do fogo, variando as ignições em diferentes épocas do ano (Alvarado *et al.*, 2018; Aslan *et al.*, 2021; Burrows, 2008). Surpreendentemente, nossa abordagem relativamente simples de usar médias mensais de frequência e extensão de queimadas para mapear os regimes de queima recuperou outras classificações de regimes globais de fogo que usavam outras variáveis, como intensidade do fogo e clima (Archibald *et al.*, 2013; Pereira *et al.*, 2022). Apesar das semelhanças, identificamos classificações de regime de queima que serão mais úteis para os gestores de queima, pois usamos uma escala espacial mais refinada e características de fogo manejáveis. Também encontramos os preditores mais importantes de frequência e extensão de queimadas. As variáveis climáticas são melhores preditoras da frequência de queimadas, enquanto o relevo, o uso do solo e a vegetação são melhores preditores da extensão de queimadas. Como em outras savanas (Williams *et al.*, 1998), a sazonalidade da precipitação no Cerrado é o principal correlato da frequência de queimadas, com a maioria das queimadas ocorrendo no final da estação seca, entre agosto e setembro. Assim, nossos resultados indicam que os gestores de terras devem prevenir incêndios de grandes extensões e alta severidade nas áreas que mapeamos com maior frequência e extensão de queimadas, principalmente nas grandes áreas em que ainda existem vegetações nativas contínuas. Também mostramos uma mudança recente nos regimes de queima no Cerrado para mais áreas queimadas no final da estação seca. Em geral, as queimadas também estão mais frequentes e extensas. Mais do que nunca, o manejo da terra e do fogo deve priorizar áreas mais ameaçadas para evitar não apenas a perda de vegetação nativa, mas também mudanças em regimes de queima mais severos que levem à perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Gillson *et al.*, 2019; Pausas; Keeley, 2019).

A maioria das queimadas no Cerrado ocorre entre agosto e outubro, no final da estação seca, e são predominantes em toda a sua distribuição geográfica (Figuras 4.2 e 4.3) (Silva *et al.*, 2021b). Devido a esse padrão, mais de 69% da distribuição do Cerrado possui um regime de queima com as queimadas concentradas no final da estação seca (Figura 4.4). Como as queimadas naturais ocorrem por ignição de raios, esses resultados supostamente destacam os efeitos das ignições do fogo pelo homem no regime de queima do Cerrado. A porção norte do Cerrado também apresentou maior frequência e extensão de queimadas, provavelmente porque

a vegetação nativa ainda prevalece como matriz primária. De fato, a vegetação nativa apresentou maior extensão de queimadas do que a pastagem, a soja e outras culturas. Encontramos regimes de queima com menor frequência na região sul devido ao uso predominante do solo (regime de queima 2 na Figura 4.4). Esse padrão corrobora um estudo que identificou um piroma relacionado a ambientes consolidados pelo uso humano, principalmente a agricultura (Archibald *et al.*, 2013) e outro identificando regimes de queima domados com média e alta frequência de queimadas no Cerrado (Pereira *et al.*, 2022). Esse regime de queima leva à invasão de lenhosas, acúmulo de combustível e incêndios mais intensos e extensos (Fidelis *et al.*, 2018; Rosan *et al.*, 2019).

Regimes de queima de baixa frequência (regime de queima 2 na Figura 4.4) são relativamente raros no Cerrado – pelo menos dentro da faixa temporal de nosso estudo – e, em algumas áreas, estão altamente associados a áreas antrópicas. No entanto, também encontramos esse regime de queima no norte do Cerrado, incluindo grandes áreas protegidas como o Parque Nacional do Araguaia e a Terra Indígena Kadiwéu (índices 1 a 9, a maioria terras indígenas; Figura 4.4). Devido à alta disponibilidade e continuidade de combustível, grandes áreas protegidas também apresentaram alta frequência e extensão (Harrison *et al.*, 2021). Os povos indígenas do Cerrado costumam iniciar queimadas em diferentes estações do ano para objetivos específicos, e esses regimes de queima devem refletir essa diversidade (Mistry *et al.*, 2005; Pivello, 2011; Welch, 2015). O manejo integrado do fogo (MIF) aplicado em algumas áreas já apresenta resultados positivos e é fundamental para manter regimes de queima menos severos e proteger o uso tradicional das comunidades humanas nessas áreas protegidas (Schmidt; Moura; Ferreira; Eloy; Sampaio; Dias; Berlinck; *et al.*, 2018).

Como esperado, a sazonalidade da precipitação é o principal correlato da frequência de queimadas no Cerrado. Sendo assim, áreas em que há mais meses do ano sem chuva são mais propensos a queimar. No final da estação seca, a umidade relativa do ar e a evaporação são menores, enquanto a escassez de água (indicada pelo potencial de evaporação) e a insolação são maiores, aumentando o risco de queimadas. A temperatura média do ar também é mais baixa na estação seca e em altitudes mais elevadas, onde as queimadas são mais frequentes (Xiao; Feng; Li, 2022). Curiosamente, solos com teores de água baixa ou muito alta (superior a $0,45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) possuem menor probabilidade de queima. Nós hipotetizamos que o teor de água é menor em áreas onde a permeabilidade do solo é muito alta, levando à diminuição da biomassa e baixa frequência de probabilidade de queima devido à menor massa de combustível para queimar. Em contrapartida, em áreas com baixa permeabilidade e meses com alta precipitação,

o solo saturado e a maior umidade evitam a propagação e ignição do fogo (Alvarado *et al.*, 2017; Clarke *et al.*, 2020; Newberry, B. M. *et al.*, 2020). Vários outros estudos apoiam essas hipóteses, e estudos em escalas mais refinadas devem ser capazes de testá-las.

Também foi encontrada maior probabilidade de queima em áreas planas ou com alta declividade. A elevação do terreno e a declividade também foram fatores importantes que influenciaram positivamente a extensão de queimadas. Campos naturais são típicos em áreas planas, como planaltos e planícies, e têm maior carga de combustível para a propagação de queimadas (Alvarado *et al.*, 2017; Kauffman; Cummings; Ward, 1994; Silva *et al.*, 2020). A ocupação humana também é maior nessas áreas e pode ser uma fonte de ignição relevante por causa da facilidade para construir, plantar e usar máquinas (Klink *et al.*, 2005; Souza *et al.*, 2020). A declividade do terreno também é um fator bem conhecido que afeta a atividade e propagação do fogo em vegetações inflamáveis, pois as forças convectivas e as chamas podem atingir mais combustível não queimado na linha de frente (Scott *et al.*, 2014; Wolf *et al.*, 2021; Xiao *et al.*, 2022).

Descobrimos que as variáveis da vegetação – por exemplo, altura do dossel, biomassa acima do solo e fisionomia da vegetação – influenciam significativamente a extensão de queimadas. Copas superiores a 15 m de altura e biomassa inferior a 75 Mg ha⁻¹ levam a queimadas mais extensas. Esses resultados suportam a visão de que a maior biomassa acima do solo limita a propagação do fogo devido à supressão da cobertura de gramíneas (Dantas, V. *et al.*, 2013; Dantas *et al.*, 2016; Oliveira, U. *et al.*, 2021). No entanto, também descobrimos que a maior altura do dossel leva a uma maior extensão de queimadas, o que é um tanto contraditório. Queimadas em vegetação de dossel alto podem estar associados ao uso humano da terra e ao desmatamento, principalmente na transição com outros biomas, como a Amazônia (Aldrich *et al.*, 2012; Barros-Rosa *et al.*, 2022; Marques *et al.*, 2019). Embora a altura do dossel e a supressão de gramíneas estejam correlacionadas, a altura do dossel também pode estar associada à invasão da vegetação e ao acúmulo de combustível, levando a queimadas mais extensas (Aragoneses; Chuvieco, 2021; Clarke *et al.*, 2020; Mariani *et al.*, 2022). A fisionomia da vegetação também pode explicar essa variação, uma vez que florestas sazonais podem queimar mais facilmente do que florestas tropicais, por exemplo, e savanas-campo e estepe têm mais combustível disponível, levando a interações complexas com a vegetação (Hoffmann *et al.*, 2009; Hoffmann *et al.*, 2012; Newberry, B. *et al.*, 2020). As variáveis climáticas explicam principalmente a sazonalidade da extensão de queimadas. Velocidades mais altas do vento e insolação afetam positivamente a extensão de queimadas, levando à diminuição da umidade do

combustível e maiores propagações do fogo (Alvarado *et al.*, 2017; Gomes *et al.*, 2020; Penman *et al.*, 2020).

Nossa descoberta mais impressionante foi que os regimes de queima no Cerrado estão mudando, com a frequência e a extensão de queimadas aumentando ao longo dos anos. Também observamos uma mudança na sazonalidade das queimadas de 1982 a 2018. Antes de 2001, as queimadas distribuíam-se de forma mais uniforme ao longo do ano, com queimadas frequentes no início e no meio da estação seca (abril a julho). Após 2001, a área total queimada no Cerrado concentrou-se no final da estação seca (agosto a outubro) e estendeu-se até o início da estação chuvosa (novembro e dezembro). As mudanças climáticas e o uso da terra são provavelmente os principais fatores nessas mudanças (Aponte; de Groot; Wotton, 2016; Bowman *et al.*, 2020; de Araújo; Ferreira; Arantes, 2012; Rogers *et al.*, 2020). À medida que o clima do Cerrado fica mais quente e seco (Hofmann *et al.*, 2021), nossos modelos preveem que a frequência e a extensão de queimadas devem aumentar nos próximos anos. Outro estudo recente estimou os efeitos das mudanças climáticas sobre a área queimada no Cerrado por meio da relação entre área queimada e índice de risco de queimada composto principalmente por umidade relativa do ar e precipitação (Silva *et al.*, 2019). Em cenários de maior emissão de gases de efeito estufa, eles preveem um aumento de até 95% na área queimada (Silva *et al.*, 2019). À medida que o Cerrado fica mais quente e seco, incêndios descontrolados e megaincêndios provavelmente se tornarão mais frequentes (Fidelis *et al.*, 2018; Pivello *et al.*, 2021b), desafiando o manejo do fogo e a proteção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos do Cerrado (Bradshaw *et al.*, 2013; Honda *et al.*, 2016).

Nossos resultados contribuem com o conhecimento da previsão de queimadas e de como as alterações climáticas e o uso do solo podem afetar os regimes de queima no futuro em uma larga escala espaço-temporal. Por exemplo, nossa abordagem nos permitiu prever onde há maior frequência e extensão médias de queimadas no Cerrado com uma taxa de erro aceitável. Ainda assim, nossos preditores não explicaram grande parte da variação. O crescente poder computacional, melhores produtos de mapeamento de queimadas e novos métodos para analisar grandes conjuntos de dados podem potencialmente aumentar a precisão e a resolução espacial e temporal da classificação e predição de regimes de queima (Alencar *et al.*, 2022; Franke *et al.*, 2018). Adicionalmente, modelos mecanicistas (Arora; Boer, 2005; Keane *et al.*, 2013; Rabin *et al.*, 2017) também podem diferenciar a correlação da causalidade nas interações fogo-clima-vegetação e aumentar a acurácia das predições. A ignição causada por humanos também é um potencial fator de confusão nas previsões de queimadas, e novos modelos devem abordar

melhor essa questão para aumentar a precisão preditiva (Archibald, 2016; Caillault *et al.*, 2020; Coughlan; Petty, 2012). Essas abordagens serão críticas para lidar com os novos regimes climáticos e de queimas e para planejar ações e estratégias para mitigar os efeitos sobre a biodiversidade e a sociedade (Aslan *et al.*, 2021; Harrison *et al.*, 2021; Loehman; Keane; Holsinger, 2020; Rogers *et al.*, 2020).

Embora as relações entre clima, terreno, vegetação e uso da terra com regimes de queima não sejam particularmente novas, elas podem ajudar os gestores de terras e de fogo a prever mudanças no regime de queima e mitigar ameaças à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos. Com base em uma alta resolução espaço-temporal, nossos resultados podem se aplicar a diferentes condições ambientais, como os ambientes altamente heterogêneos do Cerrado. Nossa classificação e previsão do regime de queima devem auxiliar o planejamento e as ações dos gestores e ecólogos de fogo no Cerrado. Por exemplo, os manejadores de fogo podem priorizar áreas com alta frequência de queimadas no final da estação seca para planejar queimas e aceiros prescritos e incentivar ações educativas com a comunidade. Da mesma forma, os ecólogos de fogo podem usar nossos mapas para preparar estudos sobre os efeitos de diferentes regimes históricos de queima sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Talvez mais importante, nossas descobertas indicam que os gestores devem adaptar as estratégias de manejo do fogo a um clima em mudança, uma vez que já encontramos mudanças nos regimes de queima. Além disso, o manejo da terra não deve se restringir ao Cerrado, mas integrado com outros ecossistemas vizinhos, especialmente a Amazônia. Como as florestas tropicais amazônicas contribuem em grande parte para os padrões de precipitação na América do Sul, o desmatamento também pode contribuir para as mudanças climáticas regionais, alterando os regimes de queima no Cerrado.

Nossos resultados também reforçam a necessidade para um programa de manejo integrado do fogo em áreas privadas, particularmente regiões com alta cobertura vegetal nativa. O Cerrado tem a maior parte de sua distribuição legalmente desprotegida, com especial atenção às formações campestres e savânicas (Françoso *et al.*, 2015). Nosso estudo corrobora que a proibição do uso do fogo em áreas privadas é impraticável e leva a regimes de queima com queimadas mais frequentes no final da estação seca (Alvarado *et al.*, 2018), que tendem a ser mais severas e prejudiciais aos ecossistemas (Gomes *et al.*, 2020; Pivello *et al.*, 2021b; Rissi *et al.*, 2017). A diversidade de regimes de queima que encontramos nas terras indígenas enfatiza a necessidade de incluir os conhecimentos tradicionais sobre o uso do fogo (Bardsley; Prowse; Siegfriedt, 2019; Bilbao *et al.*, 2019; Greenwood; Bliege Bird; Nimmo, 2022). Essa estratégia

pode contribuir para planos e ações de manejo adaptativo e integrado do fogo para conservar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos em um mundo em mudança (Alvarado *et al.*, 2018; Bowman *et al.*, 2020; Jones; Tingley, 2021).

Apêndices

Esse trabalho tem uma versão pré-impressão em inglês (*preprint*) disponível gratuitamente:
<http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4226704>

Tabelas e Figuras Suplementares podem ser acessadas no seguinte link:

https://github.com/HeitorCSousa/Apendices_Doutorado/tree/7de63f2bbbeff7a1803376ae0e8a2ddb0a55220/Cap4

Referências

ALDRICH, S.; WALKER, R.; SIMMONS, C.; CALDAS, M. *et al.* Contentious Land Change in the Amazon's Arc of Deforestation. **Annals of the Association of American Geographers**, 102, n. 1, p. 103-128, 2012.

ALENCAR, A. A. C.; ARRUDA, V. L. S.; SILVA, W. V. D.; CONCIANI, D. E. *et al.* Long-Term Landsat-Based Monthly Burned Area Dataset for the Brazilian Biomes Using Deep Learning. **Remote Sensing**, 14, n. 11, p. 2510-2510, 2022/5// 2022.

ALVARADO, S. T.; FORNAZARI, T.; CÓSTOLA, A.; MORELLATO, L. P. C. *et al.* Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian cerrado savanna: Tracking long-term fire regimes using remote sensing. **Ecological Indicators**, 78, p. 270-281, 2017.

ALVARADO, S. T.; SILVA, T. S. F.; ARCHIBALD, S. Management impacts on fire occurrence: A comparison of fire regimes of African and South American tropical savannas in different protected areas. **Journal of Environmental Management**, 218, p. 79-87, 2018.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONCALVES, J. L. D. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22, n. 6, p. 711-728, Dec 2013.

APONTE, C.; DE GROOT, W. J.; WOTTON, B. M. Forest fires and climate change: causes, consequences and management options. **International Journal of Wildland Fire**, 25, n. 8, p. i-i, 2016.

ARAGONESES, E.; CHUVIECO, E. Generation and mapping of fuel types for fire risk assessment. **Fire**, 4, n. 3, 2021.

ARCHIBALD, S. Managing the human component of fire regimes: lessons from Africa. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences**, 371, n. 1696, p. 20150346-20150346, Jun 5 2016.

ARCHIBALD, S.; LEHMANN, C. E. R.; GÓMEZ-DANS, J. L.; BRADSTOCK, R. A. Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. **Proceedings of the National Academy of Sciences, USA**, 110, n. 16, p. 6445-6447, 2013.

ARORA, V. K.; BOER, G. J. Fire as an interactive component of dynamic vegetation models. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, 110, n. G2, p. 1-20, 2005.

ASLAN, C. E.; SOUTHER, S.; STORTZ, S.; SAMPLE, M. *et al.* Land management objectives and activities in the face of projected fire regime change in the Sonoran desert. **Journal of Environmental Management**, 280, n. xxxx, p. 111644, Feb 15 2021.

BARDSLEY, D. K.; PROWSE, T. A. A.; SIEGFRIEDT, C. Seeking knowledge of traditional Indigenous burning practices to inform regional bushfire management. **Local Environment**, 24, n. 8, p. 727-745, 2019.

BARROS-ROSA, L.; DE ARRUDA, P. H. Z.; MACHADO, N. G.; PIRES-OLIVEIRA, J. C. *et al.* Fire probability mapping and prediction from environmental data: What a comprehensive savanna-forest transition can tell us. **Forest Ecology and Management**, 520, 2022/9// 2022.

BATLLORI, E.; PARISIEN, M. A.; KRAWCHUK, M. A.; MORITZ, M. A. Climate change-induced shifts in fire for Mediterranean ecosystems. **Global Ecology and Biogeography**, 22, n. 10, p. 1118-1129, 2013.

BILBAO, B.; MISTRY, J.; MILLÁN, A.; BERARDI, A. Sharing Multiple Perspectives on Burning: Towards a Participatory and Intercultural Fire Management Policy in Venezuela, Brazil, and Guyana. **Fire**, 2, n. 3, p. 39-39, 2019.

BOND, W. J.; KEELEY, J. E. Fire as a global 'herbivore': The ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in ecology & evolution**, 20, n. 7, p. 387-394, 2005/7// 2005.

BOWMAN, D. M.; BALCH, J.; ARTAXO, P.; BOND, W. J. *et al.* The human dimension of fire regimes on Earth. **J Biogeogr**, 38, n. 12, p. 2223-2236, Dec 2011.

BOWMAN, D. M.; BALCH, J. K.; ARTAXO, P.; BOND, W. J. *et al.* Fire in the Earth system. **Science**, 324, n. 5926, p. 481-484, Apr 24 2009.

BOWMAN, D. M. J. S.; KOLDEN, C. A.; ABATZOGLOU, J. T.; JOHNSTON, F. H. *et al.* Vegetation fires in the Anthropocene. **Nature Reviews Earth & Environment**, 1, n. 10, p. 500-515, 2020.

BOWMAN, D. M. J. S.; O'BRIEN, J. A.; GOLDAMMER, J. G. Pyrogeography and the Global Quest for Sustainable Fire Management. **Annual Review of Environment and Resources**, 38, n. 1, p. 57-80, 2013.

BRADSHAW, C. J. A.; BOWMAN, D. M. J. S.; BOND, N. R.; MURPHY, B. P. *et al.* Brave new green world - Consequences of a carbon economy for the conservation of Australian biodiversity. **Biological Conservation**, 161, p. 71-90, 2013.

BRADSTOCK, R. A. A biogeographic model of fire regimes in Australia: Current and future implications. **Global Ecology and Biogeography**, 19, n. 2, p. 145-158, 2010.

BURROWS, N. D. Linking fire ecology and fire management in south-west Australian forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, 255, n. 7, p. 2394-2406, 2008/4// 2008.

CAILLAULT, S.; LARIS, P.; FLEURANT, C.; DELAHAYE, D. *et al.* Anthropogenic Fires in West African Landscapes: A Spatially Explicit Model Perspective of Humanized Savannas. **Fire**, 3, n. 4, p. 62-62, 2020.

CAMPAGNOLO, M. L.; LIBONATI, R.; RODRIGUES, J. A.; PEREIRA, J. M. C. A comprehensive characterization of MODIS daily burned area mapping accuracy across fire sizes in tropical savannas. **Remote Sensing of Environment**, 252, 2021.

CLARKE, H.; PENMAN, T.; BOER, M.; CARY, G. J. *et al.* The Proximal Drivers of Large Fires: A Pyrogeographic Study. **Frontiers in Earth Science**, 8, n. April, p. 1-11, 2020.

COLLI, G. R.; VIEIRA, C. R.; DIANESE, J. C. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. **Biodiversity and Conservation**, 29, n. 5, p. 1465-1475, 2020.

CORRÊA SCALON, M.; MAIA CHAVES BICALHO DOMINGOS, F.; JONATAR ALVES DA CRUZ, W.; MARIMON JÚNIOR, B. H. *et al.* Diversity of functional trade-offs enhances survival after fire in Neotropical savanna species. **Journal of Vegetation Science**, 31, n. 1, p. 139-150, 2019.

COUGHLAN, M. R. Traditional fire-use, landscape transition, and the legacies of social theory past. **Ambio**, 44, n. 8, p. 705-717, 2015.

- COUGHLAN, M. R.; PETTY, A. M. Linking humans and fire: A proposal for a transdisciplinary fire ecology. **International Journal of Wildland Fire**, 21, n. 5, p. 477-487, 2012.
- DANTAS, V.; BATALHA, M. A.; PAUSAS, J. G. Fire drives functional thresholds on the savanna-forest transition. **Ecology**, 94, n. 11, p. 2454-2463, 2013.
- DANTAS, V. D. L.; HIROTA, M.; OLIVEIRA, R. S.; PAUSAS, J. G. Disturbance maintains alternative biome states. **Ecology Letters**, 19, n. 1, p. 12-19, 2016.
- DE ARAÚJO, F. M.; FERREIRA, L. G.; ARANTES, A. E. Distribution Patterns of Burned Areas in the Brazilian Biomes: An Analysis Based on Satellite Data for the 2002-2010 Period. **Remote Sensing**, 4, n. 7, p. 1929-1946, 2012.
- DENG, H. **Guided random forest in the RRF package**. 2013.
- DURBIN, J.; KOOPMAN, S. J. **Time Series Analysis by State Space Methods**. Oxford University Press, 2001.
- EDWARDS, A.; RUSSELL-SMITH, J.; MEYER, M. Contemporary fire regime risks to key ecological assets and processes in north Australian savannas. **International Journal of Wildland Fire**, 24, n. 6, p. 857-870, 2015.
- EITEN, G. The Cerrado Vegetation of Brazil. **Botanical Review**, 38, n. 2, p. 201-341, 1972.
- ENRIGHT, N. J.; THOMAS, I. Pre-European fire regimes in Australian ecosystems. **Geography Compass**, 2, n. 4, p. 979-1011, 2008.
- FICHINO, B. S.; DOMBROSKI, J. R. G.; PIVELLO, V. R.; FIDELIS, A. Does Fire Trigger Seed Germination in the Neotropical Savannas? Experimental Tests with Six Cerrado Species. **Biotropica**, 48, n. 2, p. 181-187, 2016.
- FIDELIS, A.; ALVARADO, S.; BARRADAS, A.; PIVELLO, V. The Year 2017: Megafires and Management in the Cerrado. **Fire**, 1, n. 3, p. 49-49, 2018.
- FIDELIS, A.; ZIRONDI, H. L. And after fire, the Cerrado flowers: A review of post-fire flowering in a tropical savanna. **Flora**, 280, n. May, p. 151849-151849, 2021/7// 2021.
- FRALEY, C.; RAFTERY, A. E. Model-based clustering, discriminant analysis and density estimation. **Journal of the American Statistical Association**, 97, n. 458, p. 611-631, 2002.

FRALEY, C.; RAFTERY, A. E. Bayesian regularization for normal mixture estimation and model-based clustering. **Journal of Classification**, 24, p. 155-181, 2007.

FRANÇOSO, R. D.; BRANDÃO, R.; NOGUEIRA, C. C.; SALMONA, Y. B. *et al.* Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza e Conservacao**, 13, n. 1, p. 35-40, 2015.

FRANÇOSO, R. D.; DEXTER, K. G.; MACHADO, R. B.; PENNINGTON, R. T. *et al.* Delimiting floristic biogeographic districts in the Cerrado and assessing their conservation status. **Biodiversity and Conservation**, 29, n. 5, p. 1477-1500, 2019.

FRANKE, J.; BARRADAS, A. C. S.; BORGES, M. A.; MENEZES COSTA, M. *et al.* Fuel load mapping in the Brazilian Cerrado in support of integrated fire management. **Remote Sensing of Environment**, 217, n. August, p. 221-232, 2018.

FURLEY, P. A. The Nature and Diversity of Neotropical Savanna Vegetation with Particular Reference to the Brazilian cerrados. **Global Ecology and Biogeography**, 8, n. 3, p. 223-241, 1999.

GIGLIO, L.; BOSCHETTI, L.; ROY, D. P.; HUMBER, M. L. *et al.* The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. **Remote Sensing of Environment**, 217, n. March, p. 72-85, 2018.

GIGLIO, L.; LOBODA, T.; ROY, D. P.; QUAYLE, B. *et al.* An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. **Remote Sensing of Environment**, 113, n. 2, p. 408-420, 2009.

GILLSON, L.; WHITLOCK, C.; HUMPHREY, G. Resilience and fire management in the Anthropocene. **Ecology and Society**, 24, n. 3, 2019.

GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. D. C. How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? **Forest Ecology and Management**, 417, n. February, p. 281-290, 2018.

GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; SILVÉRIO, D. V.; BUSTAMANTE, M. M. C. Effects and behaviour of experimental fires in grasslands, savannas, and forests of the Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, 458, n. August 2019, 2020.

GREENWOOD, L.; BLIEGE BIRD, R.; NIMMO, D. Indigenous burning shapes the structure of visible and invisible fire mosaics. **Landscape Ecology**, 37, n. 3, p. 811-827, 2022/3// 2022.

HANTSON, S.; ARNETH, A.; HARRISON, S. P.; KELLEY, D. I. *et al.* The status and challenge of global fire modelling. **Biogeosciences**, 13, n. 11, p. 3359-3375, 2016.

HARRISON, S. P.; PRENTICE, I. C.; BLOOMFIELD, K. J.; DONG, N. *et al.* Understanding and modelling wildfire regimes: an ecological perspective. **Environmental Research Letters**, p. 0-68, 2021/11// 2021.

HARVEY, A. C. **Forecasting, Structural Time Series Models and the Kalman Filter.** Cambridge University Press, 1989.

HARVEY, A. C. **Time Series Models.** 2nd edition ed. Harvester Wheatsheaf, 1993.

HOFFMANN, W. A.; ADASME, R.; HARIDASAN, M.; DE CARVALHO, M. T. *et al.* Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology**, 90, n. 5, p. 1326-1337, 2009.

HOFFMANN, W. A.; GEIGER, E. L.; GOTSCH, S. G.; ROSSATTO, D. R. *et al.* Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: How plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, 15, n. 7, p. 759-768, 2012.

HOFFMANN, W. A.; SCHROEDER, W.; JACKSON, R. B. Positive feedbacks of fire, climate, and vegetation and the conversion of tropical savanna. **Geophysical Research Letters**, 29, n. 22, p. 9-4, 2002.

HOFMANN, G. S.; CARDOSO, M. F.; ALVES, R. J. V.; WEBER, E. J. *et al.* The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. **Global Change Biology**, p. gcb.15712-gcb.15712, 2021/5// 2021.

HONDA, E. A.; DURIGAN, G.; BOWMAN, D.; WALSH, A. *et al.* Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences**, 371, n. 1703, p. 115-133, 2016.

HUMPHREY, G. J.; GILLSON, L.; ZIERVOGEL, G. How changing fire management policies affect fire seasonality and livelihoods. **Ambio**, 50, n. 2, p. 475-491, 2021/2// 2021.

JONES, G. M.; TINGLEY, M. W. Pyrodiversity and biodiversity: A history, synthesis, and outlook. **Diversity and Distributions**, n. March, p. 1-18, 2021.

KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. E. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. **Journal of Ecology**, 82, n. 3, p. 519-531, 1994.

KEANE, R. E.; CARY, G. J.; FLANNIGAN, M. D.; PARSONS, R. A. *et al.* Exploring the role of fire, succession, climate, and weather on landscape dynamics using comparative modeling. **Ecological Modelling**, 266, n. 1, p. 172-186, 2013.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, 19, n. 3, p. 707-713, 2005/6// 2005.

KLOSTER, S.; MAHOWALD, N. M.; RANDERSON, J. T.; LAWRENCE, P. J. The impacts of climate, land use, and demography on fires during the 21st century simulated by CLM-CN. **Biogeosciences**, 9, n. 1, p. 509-525, 2012.

KNORR, W.; ARNETH, A.; JIANG, L. Demographic controls of future global fire risk. **Nature Climate Change**, 6, n. 8, p. 781-785, 2016.

KRAWCHUK, M. A.; MORITZ, M. A.; PARI SIEN, M. A.; VAN DORN, J. *et al.* Global pyrogeography: The current and future distribution of wildfire. **PLoS ONE**, 4, n. 4, 2009.

KREBS, P.; PEZZATTI, G. B.; MAZZOLENI, S.; TALBOT, L. M. *et al.* Fire regime : history and definition of a key concept in disturbance ecology. **Theory in Biosciences**, 129, n. 1, p. 53-69, 2010.

LI, Z.; WOOD, S. N. Faster model matrix crossproducts for large generalized linear models with discretized covariates. **Statistics and Computing**, 30, n. 1, p. 19-25, 2020/2// 2020.

LIAW, A.; WIENER, M. Classification and regression by randomForest. **R News**, 2, p. 18-22, 2002.

LINDER, H. P.; LEHMANN, C. E. R.; ARCHIBALD, S.; OSBORNE, C. P. *et al.* Global grass (Poaceae) success underpinned by traits facilitating colonization, persistence and habitat transformation. **Biol Rev Camb Philos Soc**, 93, n. 2, p. 1125-1144, May 2018.

LINLEY, G. D.; JOLLY, C. J.; DOHERTY, T. S.; GEARY, W. L. *et al.* What do you mean, 'megafire'? **Global Ecology and Biogeography**, 2022/5// 2022.

LOEHMAN, R. A.; KEANE, R. E.; HOLSINGER, L. M. Simulation Modeling of Complex Climate, Wildfire, and Vegetation Dynamics to Address Wicked Problems in Land Management. **Frontiers in Forests and Global Change**, 3, n. January, p. 1-13, 2020.

MARIANI, M.; CONNOR, S. E.; THEUERKAUF, M.; HERBERT, A. *et al.* Disruption of cultural burning promotes shrub encroachment and unprecedented wildfires. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 20, n. 5, p. 292-300, 2022.

MARQUES, E. Q.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; MARIMON, B. S.; MATRICARDI, E. A. T. *et al.* Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, 29, n. 5, p. 1501-1517, 2019.

MIRANDA, A. C.; MIRANDA, H. S.; DIAS, I. F. O.; DIAS, B. F. D. S. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 9, n. 3, p. 313-320, 1993.

MIRANDA, H. S.; SATO, M. N.; NASCIMENTO, W. N.; AIRES, F. S. Fires in the Cerrado, the Brazilian savanna. *In*: COCHRANE, M. A. (Ed.). **Tropical Fire Ecology: Climate Change, Land Use, and Ecosystem Dynamics**. Chichester, UK: Springer and Praxis Publishing Ltd, 2009. p. 427-450.

MISTRY, J. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. **Progress in Physical Geography**, 22, n. 4, p. 425-448, 1998/10// 1998.

MISTRY, J.; BERARDI, A.; ANDRADE, V.; KRAHÔ, T. *et al.* Indigenous fire management in the cerrado of Brazil: The case of the Krahô of Tocantins. **Human Ecology**, 33, n. 3, p. 365-386, 2005.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; THOMSEN, J. B.; DA FONSECA, G. A. B. *et al.* Biodiversity Hotspots and Major Tropical Wilderness Areas: Approaches to Setting Conservation Priorities. **Conservation Biology**, 12, n. 3, p. 516-520, 1998.

MORITZ, M. A.; PARISIEN, M.-A.; BATLLORI, E.; KRAWCHUK, M. A. *et al.* Climate change and disruptions to global fire activity. **Ecosphere**, 3, n. 6, 2012a.

MOURA, L. C.; SCARIOT, A. O.; SCHMIDT, I. B.; BEATTY, R. *et al.* The legacy of colonial fire management policies on traditional livelihoods and ecological sustainability in savannas: Impacts, consequences, new directions. **Journal of Environmental Management**, 232, n. November 2018, p. 600-606, 2019.

MURPHY, B. P.; BRADSTOCK, R. A.; BOER, M. M.; CARTER, J. *et al.* Fire regimes of Australia: A pyrogeographic model system. **Journal of Biogeography**, 40, p. 1048-1058, 2013.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403, n. 6772, p. 853-858, FEB 24 2000.

NAIMI, B.; HAMM, N. A. S.; GROEN, T. A.; SKIDMORE, A. K. *et al.* Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? **Ecography**, 37, n. 2, p. 191-203, 2014.

NEWBERRY, B.; POWER, C.; ABREU, R.; DURIGAN, G. *et al.* Flammability thresholds or flammability gradients? Determinants of fire across savanna-forest transitions. **Journal. New Phytologist**, n. June, 2020.

NEWBERRY, B. M.; POWER, C. R.; ABREU, R. C. R.; DURIGAN, G. *et al.* Flammability thresholds or flammability gradients? Determinants of fire across savanna-forest transitions. **New Phytologist**, n. August, 2020.

NIMMO, D. G.; ANDERSEN, A. N.; ARCHIBALD, S.; BOER, M. M. *et al.* Fire ecology for the 21st century: Conserving biodiversity in the age of megafire. **Diversity and Distributions**, 28, n. 3, p. 350-356, 2022/3// 2022.

OLIVEIRA, U.; SOARES-FILHO, B.; DE SOUZA COSTA, W. L.; GOMES, L. *et al.* Modeling fuel loads dynamics and fire spread probability in the Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, 482, n. February, p. 118889-118889, 2021.

OTÓN, G.; PETTINARI, M. L.; CHUVIECO, E. **ESA CCI ECV Fire Disturbance: D3.3.4 Product User Guide - LTDR, version 1.1.** 2020.

OTÓN, G.; RAMO, R.; LIZUNDIA-LOIOLA, J.; CHUVIECO, E. Global detection of long-term (1982-2017) burned area with AVHRR-LTDR data. **Remote Sensing**, 11, n. 18, 2019.

PAUSAS, J. G. Alternative fire-driven vegetation states. **Journal of Vegetation Science**, 26, n. 1, p. 4-6, 2015.

PAUSAS, J. G. Generalized fire response strategies in plants and animals. **Oikos**, 128, n. 2, p. 147-153, 2019.

PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E. Wildfires as an ecosystem service. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 17, n. 5, p. 289-295, 2019/6// 2019.

PAUSAS, J. G.; PARR, C. L. Towards an understanding of the evolutionary role of fire in animals. **Evolutionary Ecology**, 32, n. 2-3, p. 113-125, 2018.

PENMAN, T. D.; ABABEI, D. A.; CAWSON, J. G.; CIRULIS, B. A. *et al.* Effect of weather forecast errors on fire growth model projections. **International Journal of Wildland Fire**, 2020.

PEREIRA, J. M. C.; OOM, D.; SILVA, P. C.; BENALI, A. Wild, tamed, and domesticated: Three fire macroregimes for global pyrogeography in the Anthropocene. **Ecol Appl**, 32, n. 6, p. e2588, Sep 2022.

PIVELLO, V. R. The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. **Fire Ecology**, 7, n. 1, p. 24-39, 2011.

PIVELLO, V. R.; VIEIRA, I.; CHRISTIANINI, A. V.; RIBEIRO, D. B. *et al.* Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, n. July, 2021/7// 2021b.

PLETSCH, M. A. J. S.; KÖRTING, T. S.; MORITA, F. C.; SILVA-JUNIOR, C. H. L. *et al.* Near Real-Time Fire Detection and Monitoring in the MATOPIBA Region, Brazil. **Remote Sensing**, 14, n. 13, 2022.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Versão 4.2.1. Vienna, Austria: 2022.

RABIN, S. S.; MELTON, J. R.; LASSLOP, G.; BACHELET, D. *et al.* The Fire Modeling Intercomparison Project (FireMIP), phase 1: Experimental and analytical protocols with detailed model descriptions. **Geoscientific Model Development**, 10, n. 3, p. 1175-1197, 2017.

RISSI, M. N.; BAEZA, M. J.; GORGONE-BARBOSA, E.; ZUPO, T. *et al.* Does season affect fire behaviour in the Cerrado? **International Journal of Wildland Fire**, 26, n. 5, p. 427-433, 2017.

RODRIGUES, J. A.; LIBONATI, R.; PEREIRA, A. A.; NOGUEIRA, J. M. P. *et al.* How well do global burned area products represent fire patterns in the Brazilian Savannas biome? An accuracy assessment of the MCD64 collections. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, 78, p. 318-331, 2019.

ROGERS, B. M.; BALCH, J. K.; GOETZ, S. J.; LEHMANN, C. E. R. *et al.* Focus on changing fire regimes: interactions with climate, ecosystems, and society. **Environmental Research Letters**, 15, n. 3, 2020.

ROOS, C. I.; BOWMAN, D. M. J. S.; BALCH, J. K.; ARTAXO, P. *et al.* Pyrogeography, historical ecology, and the human dimensions of fire regimes. **Journal of Biogeography**, 41, n. 4, p. 833-836, 2014.

ROSAN, T. M.; ARAGÃO, L. E. O. C.; OLIVERAS, I.; PHILLIPS, O. L. *et al.* Extensive 21st-Century Woody Encroachment in South America's Savanna. **Geophysical Research Letters**, 46, n. 12, p. 6594-6603, 2019.

SANTOS, A. C. D.; MONTENEGRO, S. D. R.; FERREIRA, M. C.; BARRADAS, A. C. S. *et al.* Managing fires in a changing world: Fuel and weather determine fire behavior and safety in the neotropical savannas. **Journal of Environmental Management**, 289, n. March, p. 112508-112508, 2021/7// 2021.

SCHMIDT, I. B.; MOURA, L. C.; FERREIRA, M. C.; ELOY, L. *et al.* Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology**, 55, n. 5, p. 2094-2101, 2018.

SCOTT, A. C.; BOWMAN, D. M. J. S.; BOND, W. J.; PYNE, S. J. *et al.* **Fire on Earth : An Introduction**. West Sussex: John Wiley & Sons, Ltd, 2014. 435-435 p. 978-1-119-95357-9.

SCRUCCA, L.; FOP, M.; MURPHY, T. B.; RAFTERY, A. E. mclust 5: clustering, classification and density estimation using Gaussian finite mixture models. **The R Journal**, 8, n. 1, p. 289-317, 2016.

SILVA, P. S.; BASTOS, A.; LIBONATI, R.; RODRIGUES, J. A. *et al.* Impacts of the 1.5 °C global warming target on future burned area in the Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, 446, n. January, p. 193-203, 2019.

SILVA, P. S.; NOGUEIRA, J.; RODRIGUES, J. A.; SANTOS, F. L. M. *et al.* Putting fire on the map of Brazilian savanna ecoregions. **Journal of Environmental Management**, 296, n. February, p. 113098, Oct 15 2021b.

SILVA, P. S.; RODRIGUES, J. A.; SANTOS, F. L. M.; PEREIRA, A. A. *et al.* Drivers of Burned Area Patterns in Cerrado: The Case of Matopiba Region. **2020 IEEE Latin American GRSS and ISPRS Remote Sensing Conference, LAGIRS 2020 - Proceedings**, XLII, n. March, p. 542-547, 2020.

SOUZA, C. M.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L. *et al.* Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, 12, n. 17, p. 2735-2735, 2020.

SYPHARD, A. D.; KEELEY, J. E. Mapping fire regime ecoregions in California. **International Journal of Wildland Fire**, 29, n. 7, p. 595-595, 2020.

WARD, D. E.; HARDY, C. C. Smoke emissions from wildland fires. **Environment International**, 17, n. 2-3, p. 117-134, 1991.

WARD, M.; TULLOCH, A. I. T.; RADFORD, J. Q.; WILLIAMS, B. A. *et al.* Impact of 2019–2020 mega-fires on Australian fauna habitat. **Nature Ecology & Evolution**, 4, n. 10, p. 1321-1326, 2020/10// 2020.

WELCH, J. R. Learning to Hunt by Tending the Fire: Xavante Youth, Ethnoecology, and Ceremony in Central Brazil. **Journal of Ethnobiology**, 35, n. 1, p. 183-208, 2015.

WHITMAN, E.; PARISIEN, M.-A.; HOLSINGER, L. M.; PARK, J. *et al.* A method for creating a burn severity atlas: an example from Alberta, Canada. **International Journal of Wildland Fire**, 2020.

WILLIAMS, R. J.; GILL, A. M.; MOORE, P. H. R. Seasonal changes in fire behaviour in a tropical savanna in Northern Australia. **International Journal of Wildland Fire**, 8, n. 4, 1998.

WILSON, K. A.; CARWARDINE, J.; POSSINGHAM, H. P. Setting conservation priorities. **Annals of the New York Academy of Sciences**, 1162, p. 237-264, 2009.

WOLF, K. D.; HIGUERA, P. E.; DAVIS, K. T.; DOBROWSKI, S. Z. Wildfire impacts on forest microclimate vary with biophysical context. **Ecosphere**, 12, n. 5, 2021.

WOOD, S. N.; GOUDE, Y.; SHAW, S. Generalized additive models for large data sets. **Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)**, 64, n. 1, p. 139-155, 2015/1// 2015.

WOOD, S. N.; LI, Z.; SHADDICK, G.; AUGUSTIN, N. H. Generalized additive models for gigadata: Modeling the U.K. black smoke network daily data. **Journal of the American Statistical Association**, 112, n. 519, p. 1199-1210, 2017/7// 2017.

XIAO, C.; FENG, Z.; LI, P. Active fires show an increasing elevation trend in the tropical highlands. **Global Change Biology**, 28, n. 8, p. 2790-2803, Apr 2022.

ZIRONDI, H. L.; OOI, M. K. J.; FIDELIS, A. Fire-triggered flowering is the dominant post-fire strategy in a tropical savanna. **Journal of Vegetation Science**, 32, n. 2, p. 1-11, 2021.

5 REGIMES DE QUEIMA SEVEROS REDUZEM A RESILIÊNCIA DE POPULAÇÕES EM LAGARTOS

Resumo

Compreender as respostas das espécies às mudanças ambientais é crucial para mitigar os distúrbios induzidos pelo homem. Aqui, testamos hipóteses sobre como três componentes essenciais da resiliência demográfica (compensação, resistência e recuperação) covariam ao longo das distintas histórias de vida de três espécies de lagartos expostas a diferentes regimes de queima prescritas. Usando uma abordagem hierárquica Bayesiana, parametrizamos Modelos de Projeção Integral estocásticos com 14 anos de dados em nível de indivíduo de cinco parcelas de savanas brasileiras (Cerrado), cada um historicamente submetido a diferentes regimes de queima. Nossos resultados revelam que regimes de queima severos reduzem as capacidades de resistência, compensação ou recuperação das populações. Além disso, identificamos o tempo de geração e a produtividade reprodutiva como preditores de tendências de resiliência em regimes de queima e clima. Nossas análises demonstram que a probabilidade e a quantidade de reprodução mensal são os fatores proximais da resiliência demográfica nas três espécies. Enfatizamos como restrições reprodutivas, como viviparidade e tamanhos fixos de ninhada, afetam significativamente a capacidade das populações ectotérmicas de resistirem e de se beneficiarem de distúrbios, ressaltando sua relevância em avaliações de conservação.

Abstract

Understanding species' responses to environmental change is crucial for mitigating human-induced disturbances. Here, we test hypotheses regarding how three essential components of demographic resilience (compensation, resistance, and recovery) co-vary along the distinct life histories of three lizard species exposed to variable, prescribed fire regimes. Using a Bayesian hierarchical framework, we parameterize stochastic Integral Projection Models with 14 years of individual-level data from five sites in Brazilian savannas, each historically subjected to different fire regimes. Our findings reveal that severe fire regimes reduce populations' resistance, compensation, or recovery abilities. Additionally, we identify generation time and reproductive output as predictors of resilience trends across fire regimes and climate. Our analyses demonstrate that the probability and quantity of monthly reproduction are the proximal drivers of demographic resilience across the three species. We emphasize how reproductive constraints, such as viviparity and fixed clutch sizes, significantly impact the ability of ectothermic populations to resist to and benefit from disturbances, underscoring their relevance in conservation assessments.

5.1 Introdução

As mudanças ambientais estão causando um rápido declínio na biodiversidade em todo o mundo (Newbold *et al.*, 2020). Os fatores mais impactantes dessa perda incluem a degradação do habitat (Gonçalves-Souza; Verburg; Dobrovolski, 2020) e a modificação drástica dos regimes de distúrbios (Hale *et al.*, 2016), como queimadas (Bowman *et al.*, 2020). Entender como as espécies podem responder a esses impactos são centrais na ecologia (Sutherland *et al.*, 2013) e na biologia da conservação (Sutherland *et al.*, 2009). Pesquisas sobre resiliência ecológica nas últimas décadas têm obtido sucesso variável em relacionar como as características das espécies podem prever suas respostas a distúrbios (Halpern, 1989; Hu; Doherty; Jessop, 2020). De fato, algumas características dos organismos conferem às espécies maior tolerância ou suscetibilidade a perturbações. Exemplos incluem mobilidade (Merrien *et al.*, 2022), robustez (Dantas, V. d. L. *et al.*, 2013), crescimento rápido (Hoffmann *et al.*, 2012), desempenho térmico (Hu *et al.*, 2020) e produtividade reprodutiva (Capdevila *et al.*, 2022). Portanto, decifrar quais características conferem às espécies a capacidade de resistir e se recuperar é fundamental para entender e prever como as populações responderão aos distúrbios no Antropoceno (Carmona *et al.*, 2021).

Resiliência ecológica, a capacidade de um sistema ecológico de resistir e se recuperar, ou mover-se para um novo equilíbrio estável a partir de perturbações (Hodgson; McDonald; Hosken, 2015), tem sido historicamente explorada em nível comunitário e ecossistêmico (Kefi *et al.*, 2019). Recentemente, porém, avanços importantes foram feitos para desvendar os mecanismos por trás das respostas da população a distúrbios (Capdevila *et al.*, 2020). Populações naturais podem responder a distúrbios evitando diminuições de tamanho (resistência) ou mesmo aumentando de tamanho (compensação) (Capdevila *et al.*, 2020). Após um período transitório causado pelo distúrbio, as populações podem se recuperar desse distúrbio fazendo a transição de volta para a estrutura estacionária estável anterior ou nova, momento em que a composição dos estágios (*e.g.*, idade, classes de tamanho) na população permanece relativamente constante ao longo do tempo (Capdevila *et al.*, 2020). Assim, podemos quantificar todo o repertório de respostas de resiliência a um distúrbio por uma população natural com três componentes essenciais: (1) resistência, (2) compensação e (3) tempo de recuperação. Essa nova abordagem de resiliência demográfica possui a vantagem de quantificar a resiliência com base nas taxas vitais da espécie (*i.e.*, sobrevivência, crescimento e reprodução), permitindo comparações inter e intraespecíficas, e fornecendo uma compreensão

mecanicista dos processos e *tradeoffs* envolvidos nas respostas das espécies a distúrbios (Capdevila *et al.*, 2020).

Características de história de vida, momentos-chave no ciclo de vida de um organismo (Stearns, 1976), têm ganhado atenção por seu potencial preditivo em respostas de organismos (Allen; Street; Capellini, 2017). Essas características, incluindo tempo de geração e produtividade reprodutiva, são governadas por cronogramas de sobrevivência, crescimento e reprodução, e estão sujeitas a forte seleção para otimização (Stearns, 2000). Como essas taxas vitais envolvem compensações (*tradeoffs*), o mesmo acontece com as características emergentes da história de vida (Stearns, 1976). A compreensão da combinação dessas características, conhecidas como estratégias de história de vida, é valiosa para prever as respostas da população às mudanças e distúrbios ambientais (Capdevila; Noviello; *et al.*, 2021). Por exemplo, pesquisas recentes mostraram que espécies de plantas com alta produtividade reprodutiva exibem maior resistência e compensação a distúrbios (Iles *et al.*, 2015), enquanto animais de vida mais longa têm menor resistência e tempos de recuperação mais longos em comparação com espécies de vida rápida (Capdevila *et al.*, 2022). Apesar dessas descobertas importantes, sua generalização na *Árvore da Vida* é desafiadora porque os organismos apresentam diversas características de história de vida (Healy *et al.*, 2019; Salguero-Gómez; Jones; Archer; *et al.*, 2016) e porque quantificar *tradeoffs* em populações naturais sob condições de controle é difícil (Metcalf, 2016), quanto mais em um contexto de regimes de distúrbios (Lytle, 2001). Ainda assim, conectar os mecanismos que regulam as taxas vitais a respostas de nível populacional a distúrbios é crucial para entender como esses *tradeoffs* moldam os processos evolutivos.

O fogo é um importante distúrbio que molda os ecossistemas em todo o mundo (Pausas *et al.*, 2018). O fogo consome biomassa, recicla nutrientes e desencadeia a renovação da vegetação, levando a uma explosão de produtividade e proporcionando oportunidades de estabelecimento para novos indivíduos e espécies (Pausas; Bond, 2020). Apesar da heterogeneidade regional na atividade de fogo, a temporada média de queimadas aumentou 18,7% globalmente nas últimas três décadas e, em muitas regiões, a frequência, a intensidade e a extensão espacial de queimadas também aumentaram, presumivelmente devido às mudanças climáticas e ao manejo humano (Bowman *et al.*, 2020). Em ecossistemas propensos ao fogo, as espécies normalmente desenvolvem adaptações para resistir e se recuperar de queimadas frequentes (Keeley *et al.*, 2011). Por outro lado, outras espécies evoluíram para tirar proveito desses distúrbios. Exemplos incluem plantas adaptadas ao fogo que apenas rebrotam (Pausas;

Keeley; Schwilk, 2017) ou cuja dormência das sementes apenas se rompe (Paniw *et al.*, 2016) depois de uma queimada, beneficiando assim do espaço aberto em ambientes temporariamente menos competitivos. Historicamente, porém, a pesquisa em ecologia do fogo tem se concentrado principalmente nas respostas das plantas, deixando os mecanismos que conferem resiliência ao fogo por animais ainda pouco compreendidos (but see Pausas *et al.*, 2017).

Para preencher essa lacuna de conhecimento, investigamos como os componentes de resiliência demográfica (resistência, compensação e tempo de recuperação) covariam com o tempo de geração, a produtividade reprodutiva e suas taxas vitais subjacentes. Para tanto, parametrizamos modelos hierárquicos Bayesianos de Projeção Integral (*Integral Projection Models* - IPMs) com 14 anos de dados mensais de marcação-recaptura de 3.538 indivíduos de três espécies de lagartos (*Copeoglossum nigropunctatum*, *Micrablepharus atticoluse* *Tropidurus itambere*) do Cerrado brasileiro (Oliveira *et al.*, 2002), com múltiplas populações expostas a queimadas prescritas com frequências e épocas variadas. Nossas três espécies possuem estratégias de história de vida bastante distintas, mas coexistem em todos os locais de estudo, criando assim um laboratório experimental *in situ* para explorar como suas características de história de vida e componentes de resiliência mudam em resposta a regimes de queima. Testamos (H1) se características ecofisiológicas, como desempenho locomotor térmico e horas de atividade, e clima/microclima² moldam como as taxas vitais subjacentes e características emergentes da história de vida respondem a regimes de queima. Em seguida, quantificamos até que ponto as taxas vitais e as características da história de vida impulsionam a resiliência demográfica. Hipotetizamos que: (H2) regimes de queima mais severos aumentam a resiliência das populações (*i.e.*, maior resistência, maior compensação e recuperação mais rápida); (H3) populações de espécies com maior tempo de geração possuem maior resistência, mas menor tempo de recuperação; e (H4) populações com maior produtividade reprodutiva, maior taxa de crescimento corporal e maior desempenho térmico possuem maior compensação e tempo de recuperação mais rápido.

² Aqui, microclima é definido como as condições térmicas, hídricas e radiativas no primeiro metro acima ou abaixo da superfície terrestre—“o clima próximo do solo” (Geiger *et al.*, 2003). Assim, o microclima depende de vários processos físicos amplos, como radiação influenciada pelo terreno e vegetação, temperatura do ar, velocidade do vento e umidade, assim como dinâmicas da temperatura do solo, umidade do solo e neve (Geiger *et al.*, 2003).

5.2 Material e Métodos

5.2.1 Monitoramento populacional

Nosso local de estudo (*Reserva Ecológica do IBGE*, RECOR, no Distrito Federal, Brasil; 15°56'41" S, 47°53'07" O; 1.141 m acima do nível do mar; veja mais detalhes no Apêndice 5) é um experimento natural ideal para testar nossas hipóteses sobre os fatores influentes de resiliência demográfica. De 1972 a 1990, a RECOR esteve protegida de queimadas. Em 1989, iniciou-se um experimento de longa duração para avaliar as respostas de animais e plantas em parcelas de 10 ha, cada uma submetida a regimes de queima únicos, caracterizados por uma combinação de época (início da estação seca, no final de junho; meados da estação seca, no início de agosto; e final da estação seca, no final de setembro) e frequência (bienio e quadrienal) (Miranda, 2010). As parcelas foram instaladas na fitofisionomia de cerrado *sensu stricto* e compartilham um histórico de fogo recente comum antes do início do experimento. Assim, é provável que as diferenças entre as parcelas ao longo do tempo tenham surgido devido aos regimes de queima prescritos (Costa *et al.*, 2021).

Para adquirir os dados de nível individual utilizados em nossas análises, de novembro de 2005 a dezembro de 2019, capturamos lagartos individuais em parcelas de estudo usando armadilhas de interceptação e queda com cercas-guia em cinco parcelas (Figura S1 do Apêndice 5): três sob fogo bienial prescrito (bienial precoce – *early biennial* – EB, bienial modal – *middle biennial* – MB e bienial tardia – *late biennial* – LB), um sob fogo quadrienal prescrito (quadrienal modal – *middle quadrennial* – Q), e uma parcela controle (*control* – C) (Figura S1 do Apêndice 5). Considerando o número de queimadas que cada parcela submetida e sua cobertura de dossel (Figuras S2 e S6 do Apêndice 5), a severidade do fogo aumenta na seguinte ordem $C < Q < EB < MB < LB$. Abrimos as armadilhas por seis dias consecutivos todo mês e as verificamos diariamente durante esse período. O comprimento rostro-cloacal (*snout-vent length* – SVL) foi registrado com régua (precisão de 1 mm) de cada indivíduo capturado, seguido da marcação por corte dos dedos dos pés (após a devida aprovação bioética 33786/2016) e liberação no local da captura. Também avaliamos o estado reprodutivo por palpação em fêmeas. Essa avaliação é possível porque, quando as fêmeas de lagartos apresentam óvulos, embriões ou folículos aumentados, elas apresentam um aumento significativo em seus abdômen (Meiri; Brown; Sibly, 2012).

A migração pode enviesar as estimativas das taxas vitais e os efeitos subjacentes das parcelas experimentais (Paquet *et al.*, 2020), no nosso caso, os regimes de queima. No entanto,

considerando a distância entre os transectos nas parcelas adjacentes (*ca.* 200 metros; Figura S1A do Apêndice 5), o pequeno tamanho corporal e o comportamento territorial de algumas espécies (Van Sluys, 1997), assumimos que não houve movimentos significativos de lagartos entre as parcelas que pudessem afetar nossos resultados. De fato, não houve recapturas entre parcelas, apoiando nossa premissa. Além dos custos e das dificuldades de replicação típicas de estudos ecológicos em larga escala, nosso experimento não pôde ser replicado devido a questões legais associadas à queima da vegetação dentro de áreas protegidas. Embora essa abordagem possa reduzir o poder estatístico em nosso estudo, fazendo assim é a única maneira de garantir a disponibilidade de níveis adequados de tratamento em um desenho experimental de larga escala (Driscoll *et al.*, 2010).

5.2.2 Espécies de estudo

Neste trabalho, nos concentramos nas três espécies de lagartos mais abundantes da taxocenose para examinar as características que conferem maior resiliência ao clima, microclima e regimes de queima. De fundamental importância para testar nossas hipóteses, cada espécie apresenta diferentes estratégias de história de vida. *Copeoglossum nigropunctatum* (Scincidae) é uma espécie de lagarto de tamanho médio (até 150 mm de comprimento rostro-cloacal; SVL), vivípara encontrada na Amazônia e no Cerrado (Vitt; Blackburn, 1991; Vitt; Zani; Lima, 1997); suas fêmeas podem carregar até nove embriões por 10-12 meses (Vitt *et al.*, 1991). *Micrablepharus atticolus* (Gymnophthalmidae) é um lagarto endêmico do Cerrado de pequeno porte (até 50 mm CRC) com uma ninhada fixa de 1-2 ovos (Rodrigues, 1996; Vitt; Caldwell, 1993b), mas capaz de produzir múltiplas ninhadas (Vieira *et al.*, 2000). *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) é uma espécie de tamanho médio (até 100 mm CRC) do Cerrado central (Van Sluys, 2000) que põe várias ninhadas de 5-8 ovos por estação (Van Sluys; Henderson, 1993). Todas as três espécies possuem dietas generalistas, alimentando-se principalmente de pequenos invertebrados, com formigas sendo a principal presa de *T. itambere* (Van Sluys, 1993; Vieira *et al.*, 2000; Vitt *et al.*, 1991). Enquanto a maioria das espécies de lagartos pode resistir a queimadas intensas (Costa *et al.*, 2013), nossas espécies respondem diferentemente às mudanças da vegetação induzidas pelo fogo, influenciadas pelo microclima e preferências de microhabitat (Costa *et al.*, 2021). *C. nigropunctatum* apresentaram menos capturas em níveis intermediários de severidade do fogo, mas aumentaram a abundância após

o término de queimadas prescritas em 2009, enquanto *M. atticolus* e *T. itambere* apresentaram o padrão oposto (Figura S2 do Apêndice 5).

5.2.3 Características ecofisiológicas, clima e microclima

Para testar (H1) se características ecofisiológicas e clima/microclima moldar como as taxas vitais subjacentes e os traços emergentes da história de vida respondem aos regimes de queima, estimamos curvas de desempenho térmico locomotor (*thermal performance curves* – TPC) (Huey *et al.*, 1979) e horas de atividade (*hours of activity* – *ha*) (Sinervo, Barry *et al.*, 2010a) com experimentos de laboratório de pelo menos 10 indivíduos por espécie (ver Apêndice 5 para mais detalhes). Inicialmente tínhamos 14 variáveis microclimáticas e climáticas. No entanto, após a exclusão de variáveis altamente correlacionadas (usando o procedimento de passo a passo *vifcor* do pacote USDM com $cor > 0,8$), mantivemos: temperatura média do ar a 200 cm de altura (*tmed2m*), temperatura mínima do ar a 0 cm de altura (*tmin0cm*), temperatura média do ar a 0 cm de altura (*tmed0cm*), umidade relativa do ar máxima (*RHmax*), radiação solar (*sol*) e precipitação acumulada (*precip*). Com as estimativas horárias de temperatura microclimática a 10 cm de altura, predizemos o desempenho locomotor médio mensal (*perf*) e as horas de atividade (*ha*). O Apêndice 5 apresenta as correlações e relações entre as variáveis (Figura S7 do Apêndice 5) e os detalhes das estimativas microclimáticas e ecofisiológicas.

5.2.4 Análise dos dados

Estimamos as taxas vitais mensais de cada espécie (sobrevivência, crescimento e reprodução) usando diferentes conjuntos de dados integrados em modelos Bayesianos hierárquicos e uma combinação de modelos de marcação-recaptura de Cormack-Jolly-Seber (CJS) e Pradel Jolly-Seber (PJS) (Pradel, 1996; Tenan *et al.*, 2014). O modelo CJS relacionou a sobrevivência (σ) com o SVL dos indivíduos, enquanto o PJS incorporou a variação ambiental mensal na sobrevivência (σ) e reprodução (probabilidade de recrutamento, *prec*). Portanto, nos modelos PJS, a sobrevivência e recrutamento covariaram com variáveis relacionadas ao clima, ecofisiologia, microclima e fogo (meses com fogo e tempo desde a última queima – *time since last fire* – *TSLF*). Para as mudanças no tamanho do corpo ao longo do tempo (crescimento, *g*), nós combinamos uma função de crescimento corporal de Von Bertalanffy com os registros de

SVL dos indivíduos e história de captura. Para a reprodução, foram considerados três processos distintos: a probabilidade de reprodução (p_{rep}), a produção de recém-nascidos (tamanho da ninhada; n_b) e a probabilidade de recrutamento (p_{rec}). Utilizamos modelos Bayesianos lineares generalizados para relacionar p_{rep} e n_b ao SVL dos indivíduos. Implementamos os modelos para cada espécie com JAGS em R, utilizando os pacotes JAGSUI, RUNJAGS, e RJAGS (Kellner, 2019; Plummer, 2019). O Apêndice 5 apresenta os detalhes das parametrizações estimadas em cada modelo, incluindo suas fórmulas.

Para testar H2, H3 e H4 (ver Introdução), foram utilizadas os parâmetros das estimativas das taxas vitais (σ , g , p_{rep} , n_b e p_{rec}) para construir Modelos de Projeção Integral (*Integral Projection Models* – IPMs) estocásticos usando o pacote IPMR (Levin *et al.*, 2021). Embora não tenhamos parametrizado explicitamente os IPMs com parâmetros dependentes da densidade restringindo suas taxas vitais, assumimos que as covariáveis ambientais e as parcelas representam os recursos primários que os lagartos usam (habitat, nicho térmico e alimento), modelando indiretamente a dependência da densidade; essa é uma abordagem comum ao analisar dados demográficos de longo prazo (Salguero-Gómez; Jones; Archer; *et al.*, 2016), como é o nosso caso. Os IPMs são modelos populacionais estruturados onde as taxas vitais são influenciadas por uma característica fenotípica contínua (Easterling; Ellner; Dixon, 2000) (*e.g.*, tamanho corporal), em vez de estágios ou idades discretas. Em uma população estruturada por um tamanho corporal variável contínuo (SVL), como em nossas três espécies de estudo, o IPM descrevendo o número de indivíduos de tamanho y no momento $t + 1$ é:

$$\begin{aligned} n(y, t + 1) &= \int_L^U [P(x, y) + F(x, y)]n(x, t)dx \\ &= \int_L^U K(x, y)n(x, t)dx \quad (\text{Eq. 1}) \end{aligned}$$

Na equação 1, L e U especificam os limites de tamanho inferior (*lower*) e superior (*upper*) do tamanho corporal no modelo, respectivamente; $P(x,y)$ descreve as mudanças de tamanho condicionadas à sobrevivência; $F(x,y)$ quantifica a fecundidade, e $K(x,y) = P(x,y) + F(x,y)$ é a superfície de *kernel*, representando todas as transições possíveis e contribuições sexuais *per capita* de um indivíduo de tamanho x para o tamanho y entre t e $t+1$. O *subkernel* P incorpora componentes de sobrevivência e crescimento, tais que $P(x,y) = s(x) \cdot g(x,y)$, onde $s(x)$ é a probabilidade de sobrevivência de um indivíduo de tamanho x e $g(x, y)$ é a probabilidade

de um indivíduo de tamanho x crescer para tamanho y (consulte o Apêndice 5 para a implementação dos IPMs).

Para testar se populações com maior tempo de geração (H3) e produtividade reprodutiva (H4) possuem maior resiliência demográfica, estimamos essas duas características de história de vida com os *kernels* mensais dos IPMs de cada parcela e espécie usando o pacote RAGE (Jones *et al.*, 2022). Também estimamos outras características da história de vida a partir desses IPMs, mas decidimos focar nossas análises apenas no tempo de geração e na produtividade líquida de reprodução, pois eles descrevem os principais eixos da variação da história de vida em nossas espécies (Figuras S8-S9), bem como em outros répteis (Rodríguez-Caro *et al.*, 2023).

Para testar nossas hipóteses em relação aos componentes da resiliência demográfica (H2-H4), estimamos a resistência, a compensação e o tempo de recuperação de nossos IPMs. Para isso, utilizamos o pacote POPDEMO (Stott; Hodgson; Townley, 2012) em nossos IPMs mensais, específicos de espécies e parcelas. Utilizamos a amplificação do primeiro passo ($\log_{10}(\text{reatividade})$) e $(1 - \text{atenuação})$ como medidas de compensação e resistência, respectivamente, seguindo Capdevila *et al.* (2020). A amplificação e a atenuação do primeiro passo são o maior aumento populacional e a menor diminuição populacional possível no próximo mês, respectivamente. Os valores de atenuação variam de 0 a 1, onde 0 significa alta resistência e 1 significa baixa resistência. Para facilitar a interpretação, consideramos resistência como $1 - \text{atenuação}$ do primeiro passo. Assim, como tínhamos IPMs mensais, por espécie, por parcela e por covariáveis ambientais (clima, microclima, ecofisiologia, fogo e aleatoriedade), as estimativas de resistência e compensação representam o potencial mensal da população para manter e aumentar seu tamanho no próximo mês, respectivamente. O tempo de recuperação foi estimado da seguinte forma:

$$t_K = \frac{\log\left(\frac{\lambda_1}{\|\lambda_2\|}\right)}{\log(10)} \quad (\text{Eq. 2})$$

Na equação 2, λ_1 e λ_2 correspondem aos autovalores dominante e subdominante do *kernel* K , respectivamente. Esta medida estima o tempo (meses) necessário para se alcançar a estrutura estacionária estável a cada mês.

Depois, para testar (H2) se regimes de queima mais severos aumentam a resiliência das populações, e que populações com (H3) maior tempo de geração e (H4) produtividade reprodutiva têm maior resiliência demográfica, construímos modelos Bayesianos lineares

hierárquicos usando o pacote BRMS (BÜRKNER, 2017). Relacionamos os componentes de resiliência demográfica com as duas características da história de vida (tempo de geração e produtividade reprodutiva) e entre as parcelas. Usamos distribuições de erros exponenciais para compensação e tempo de recuperação, e para resistência, usamos uma distribuição beta. Para cada espécie, foram incluídos parcelas, ano e mês como variáveis aleatórias aninhadas para controle da pseudoreplicação. Além da transformação logarítmica (\log_{10}), nós dimensionamos os valores das características de história de vida na escala-z antes de realizar as análises.

Para testar aspectos específicos do H4, que populações com maior taxa de crescimento corporal e maior desempenho térmico terão maior compensação e tempo de recuperação mais rápido e, ao mesmo tempo, inspecionar quais parâmetros das taxas vitais dos IPMs afetaram os diferentes componentes da resiliência demográfica, realizamos uma análise de sensibilidade por força bruta (Morris; Doak, 2002). Consulte o Apêndice 5 para obter mais detalhes.

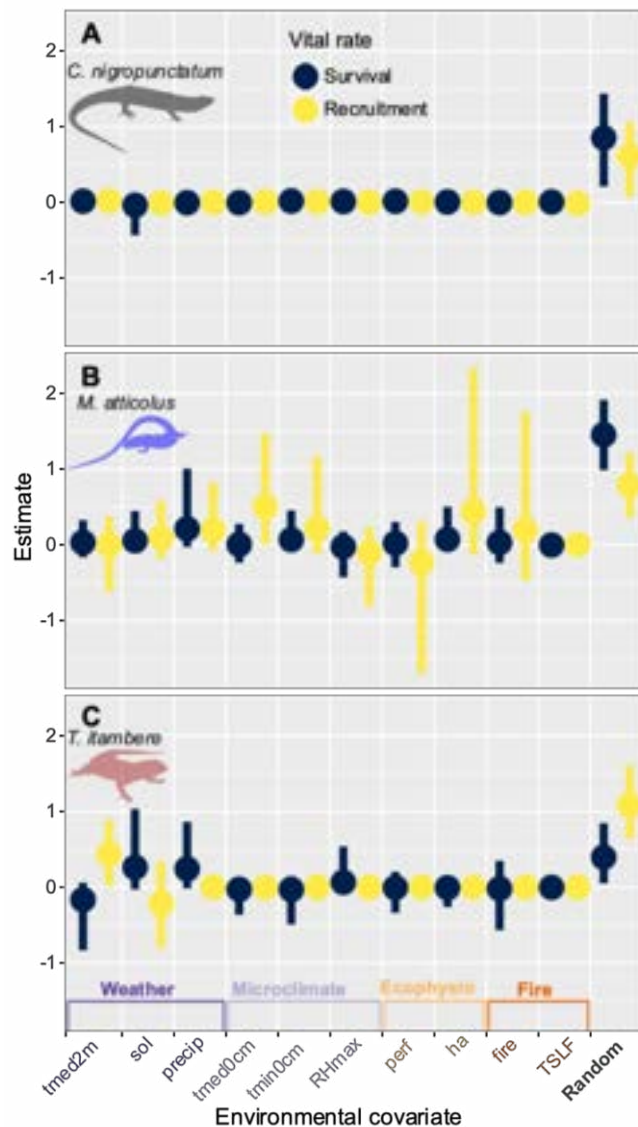
5.3 Resultados

5.3.1 Taxas vitais

Em geral, descobrimos que o clima e o microclima moldam a sobrevivência e o recrutamento de *Micrablepharus atticolus* e *Tropidurus itambere*, mas não de *Copeoglossum nigropunctatum* (Figura 5.1), corroborando parcialmente nossa hipótese (H1). Ao contrário de H1, as características ecofisiológicas foram más preditoras das taxas vitais, exceto para o recrutamento de *M. atticolus*. Por exemplo, as taxas vitais de sobrevivência e recrutamento de *C. nigropunctatum* foram mais bem explicadas pela variação aleatória mensal do que as covariáveis ambientais (Figura 5.1; Tabela S4 do Apêndice 5). Em contraste, a sobrevivência de *M. atticolus* e *T. itambere* foi afetada apenas pelo clima (*precip*, *tmed2m* e *sol*; Figura 5.1; Tabela S4 do Apêndice 5). Apoiando parcialmente nossas previsões (H1), condições climáticas (*tmed2m*), microclimáticas (*tmin0cm*) e ecofisiológicas (*perf* e *ha*) afetaram o recrutamento de *M. atticolus* (Figura 5.1; Tabela S4 do Apêndice 5). O recrutamento de *T. itambere* variou apenas com as condições climáticas (*tmed2m* e *sol*; Figura 5.1; Tabela S4 do Apêndice 5). Esses padrões resultaram em maior variação nas características da história de vida nessas duas espécies – *M. atticolus* e *T. itambere* (Figura S8 do Apêndice 5). Foram encontradas diferenças significativas nessas taxas vitais entre as parcelas, que vinham sendo submetidas a regimes de queima prescritas há 18 anos (Tabela S4 do Apêndice 5). As diferenças nas taxas vitais foram mais evidentes nos dois extremos de severidade de queima (ausência de fogo e frequentes

queimadas no final da estação seca), sugerindo efeitos de longo prazo dos regimes de queima (Tabela S4 do Apêndice 5), além de diferenças nas características microclimáticas e ecofisiológicas (H1). Entretanto, as demais variáveis relacionadas ao fogo (meses com queima – *fire* e tempo desde a última queima – *TSLF*) foram preditoras ruins das taxas vitais, exceto para o recrutamento de *M. atticolus* (Figura 1; Tabela S4 do Apêndice 5). Consulte o Apêndice 5 para obter estatísticas-resumo de marcação-recaptura.

Figura 5.1 – Coeficientes do modelo (média e intervalos de confiança de 95%) dos efeitos das covariáveis ambientais sobre as taxas vitais de três espécies de lagartos do Cerrado brasileiro (A – *Copeoglossum nigropunctatum*, B – *Micrablepharus atticolus* e C – *Tropidurus itambere*) correspondentes a: *tmed2m* = temperatura média do ar a 200 cm de altura; *tmin0cm* = temperatura mínima do ar a 0 cm de altura; *tmed0cm* = temperatura média do ar a 0 cm de altura; *RHmax* = umidade relativa do ar máxima; *sol* = radiação solar; *precip* = precipitação acumulada; *perf* = desempenho locomotor médio; *ha* = horas de atividade; *fire* = mês com queima, *TSLF* = *time since last fire* (tempo desde última queima), *random* = variação aleatória mensal. Nós agrupamos as covariáveis relacionadas ao clima (*weather*), microclima (*microclimate*), características ecofisiológicas (*ecophysio*), fogo (*fire*) e aleatoriedade (*random*). Silhuetas das espécies a partir de fotos de Nicolás Pelegrin (*C. nigropunctatum* e *M. atticolus*) e Carlos Morais (*T. itambere*).

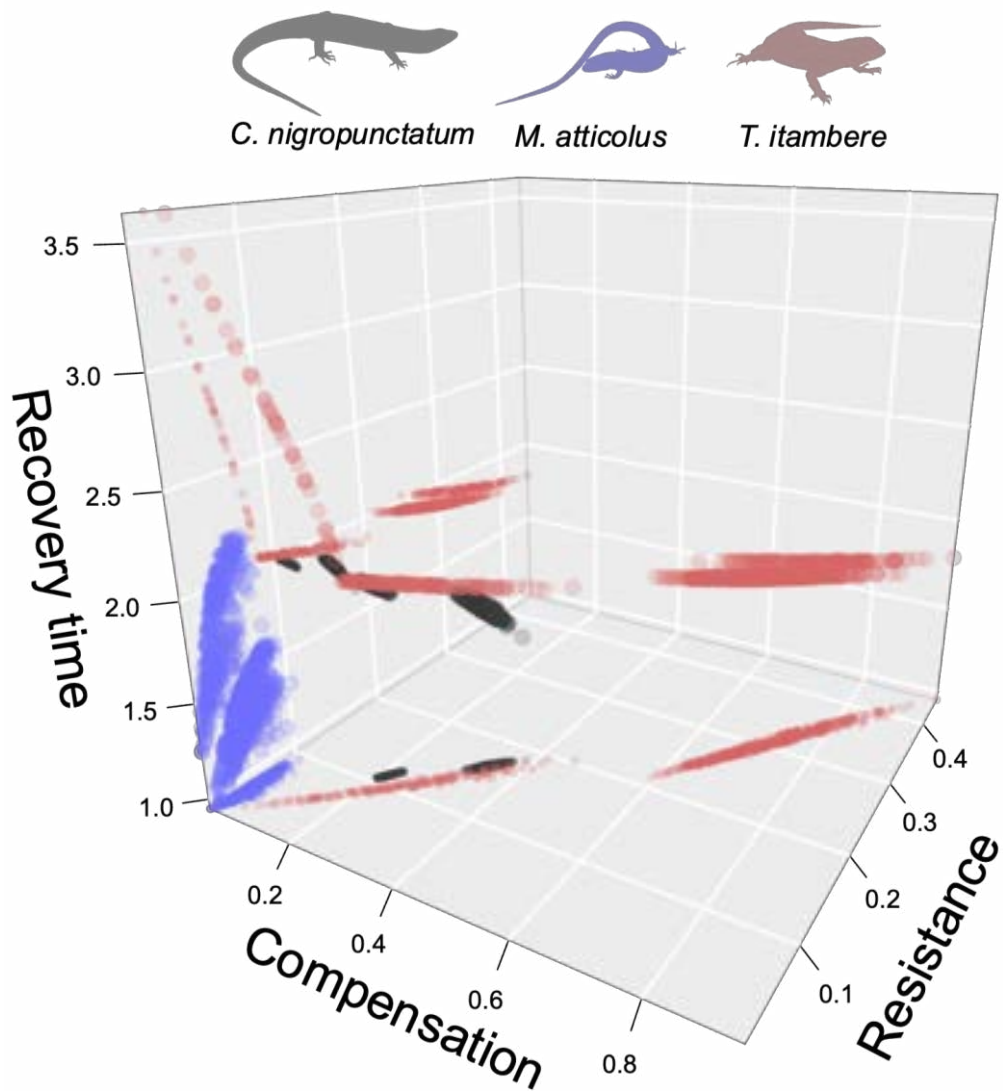


Fonte: Elaboração própria.

5.3.2 Regimes de queima e resiliência demográfica

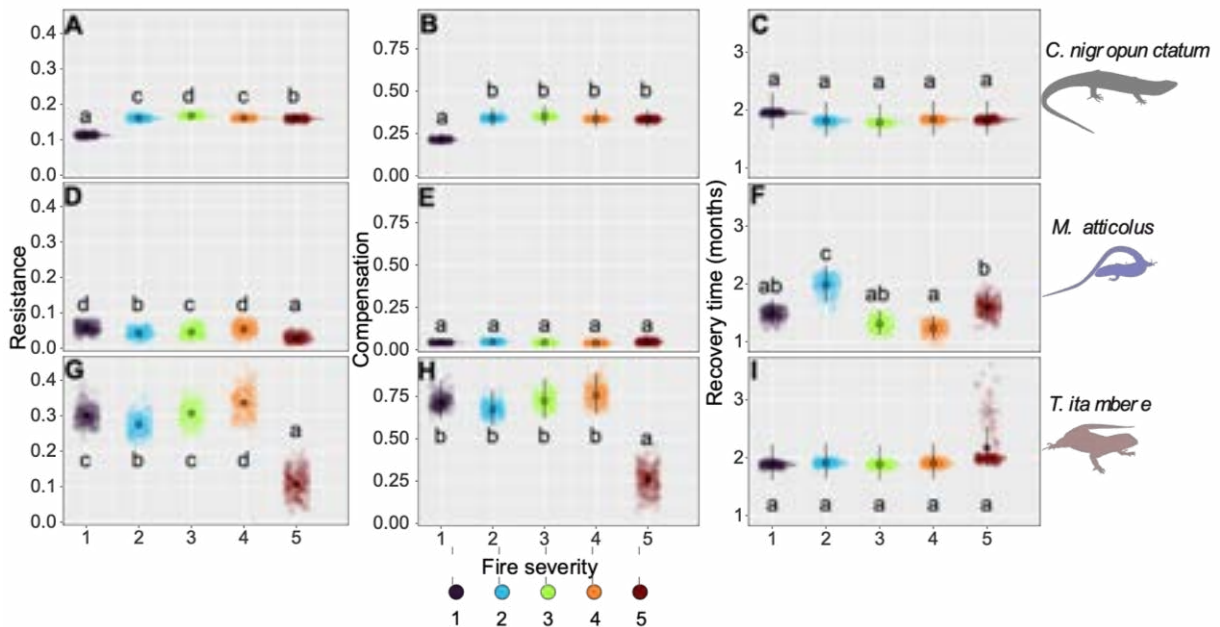
Ao contrário da H2, as populações das três espécies apresentaram menor capacidade de resistência em regimes de queima severos (Figuras 5.2 - 5.3). As populações de *T. itambere* também apresentaram baixa compensação no regime de queima mais severo (Figuras 5.2 - 5.3). Em média, as três espécies de lagartos se recuperam bastante rápido para estrutura estacionária estável (Figuras 5.2 - 5.3; *C. nigropunctatum* - 1.844 ± 0.064 D.P. meses; *M. atticolus* - 1.516 ± 0.291 D.P. meses; *T. itambere* - 1.946 ± 0.200 D.P. meses). No entanto, eles seguiram estratégias claramente diferenciadas em função da severidade do fogo, resultando em maior resistência a queimadas em níveis intermediários de severidade (Figura 5.3). As diferenças mais marcantes, no entanto, ocorreram nos extremos de severidade de queima (ausência de queima e frequentes queimas no final da estação seca): *C. nigropunctatum* apresentaram menor resistência no regime de queima menos severo, e *M. atticolus* e *T. itambere* no mais severo (Figura 5.3). Interessantemente, *M. atticolus* e *T. itambere* perderam a capacidade de recuperação rápida (*i.e.*, $< 1,5$ meses) de queimadas e variações climáticas no regime de queima mais severo (Figura 5.3).

Figura 5.2 – Espaço tridimensional dos componentes de resiliência demográfica (resistência, compensação e tempo de recuperação) derivados de Modelos de Projeção Integral (IPMs) estocásticos mensais para três espécies de lagartos do Cerrado brasileiro, apresentando distintas estratégias de resiliência demográfica. Silhuetas das espécies a partir de fotos de Nicolás Pelegrin (*C. nigropunctatum* e *M. atticolus*) e Carlos Morais (*T. itambere*).



Fonte: Elaboração própria.

Figura 5.3 – Dados brutos, densidade, estimativas médias e intervalos de confiança de 95% dos componentes de resiliência demográfica: (A, D & G) resistência; (B, E & H) compensação e (C, F & I) tempo de recuperação de três espécies de lagartos: (A-C) *Copeoglossum nigropunctatum*, (D-F) *Micrablepharus atticolus* e (G-I) *Tropidurus itambere* das savanas do Cerrado brasileiro sob diferentes severidades de regime de queima. Dentro de cada painel, mostramos letras de contraste de alta densidade posterior (95% de probabilidade) correspondentes a grupos que não são significativamente diferentes (sobreposição de diferença zero). Silhuetas das espécies a partir de fotos de Nicolás Pelegrin (*C. nigropunctatum* e *M. atticolus*) e Carlos Morais (*T. itambere*).



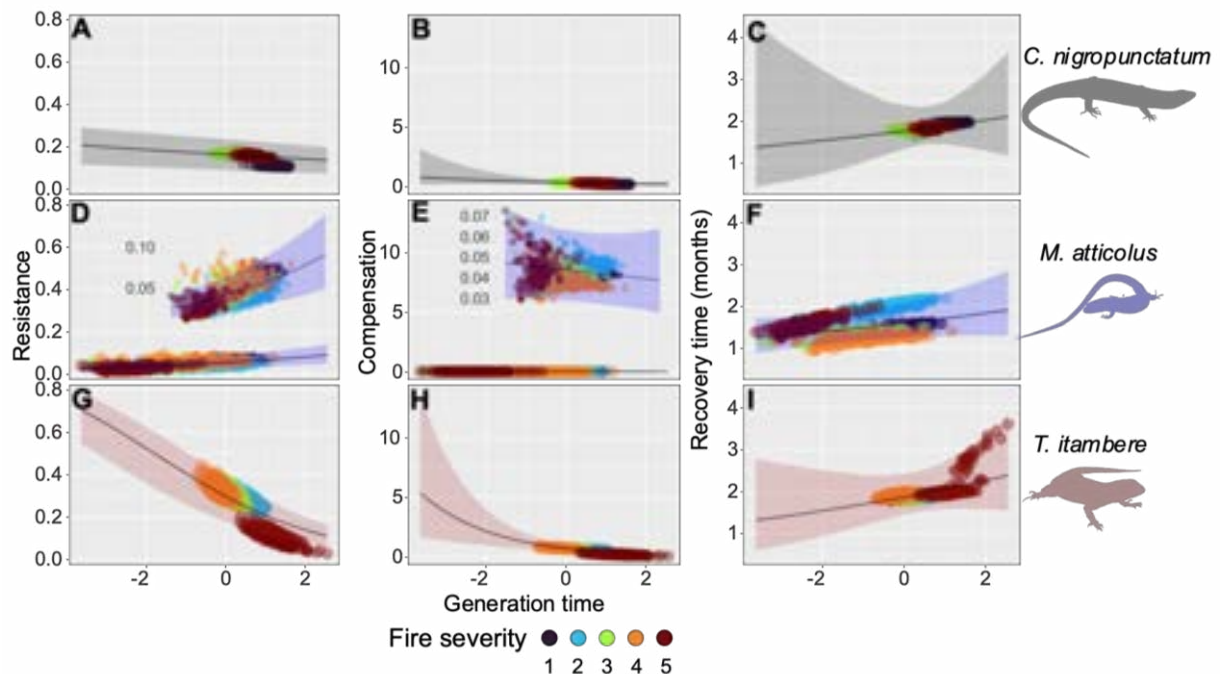
Fonte: Elaboração própria.

5.3.3 Características de história de vida e resiliência demográfica

Usando modelos Bayesianos de efeitos mistos, descobrimos que as diferenças nos componentes de resiliência demográfica entre os regimes de queima foram fortemente previstas pelo tempo de geração e produtividade reprodutiva (Figura S10 do Apêndice 5), suportando H3 e H4. No entanto, a direção de algumas de nossas previsões diferiu no componente de resistência e para as espécies com tamanho fixo de ninhada, *M. atticolus*. Observamos que, em populações com maiores tempos de gerações, a resistência e a compensação foram menores e a recuperação mais longa (Figura 5.4). Este padrão marcante foi consistente entre as três espécies examinadas, mas com uma relação mais fraca em *C. nigropunctatum* devido à sua variação restrita da taxa vital em resposta ao ambiente e, portanto, menor variância nas características de sua história de vida (ver Figuras S8-S10 do Apêndice 5 para diferentes características da história de vida entre as espécies). Uma exceção importante ao padrão geral

foi novamente *M. atticolus*, com seu tamanho de ninhada fixo, onde populações com maior tempo de geração também apresentaram maior resistência ao fogo e à variação climática.

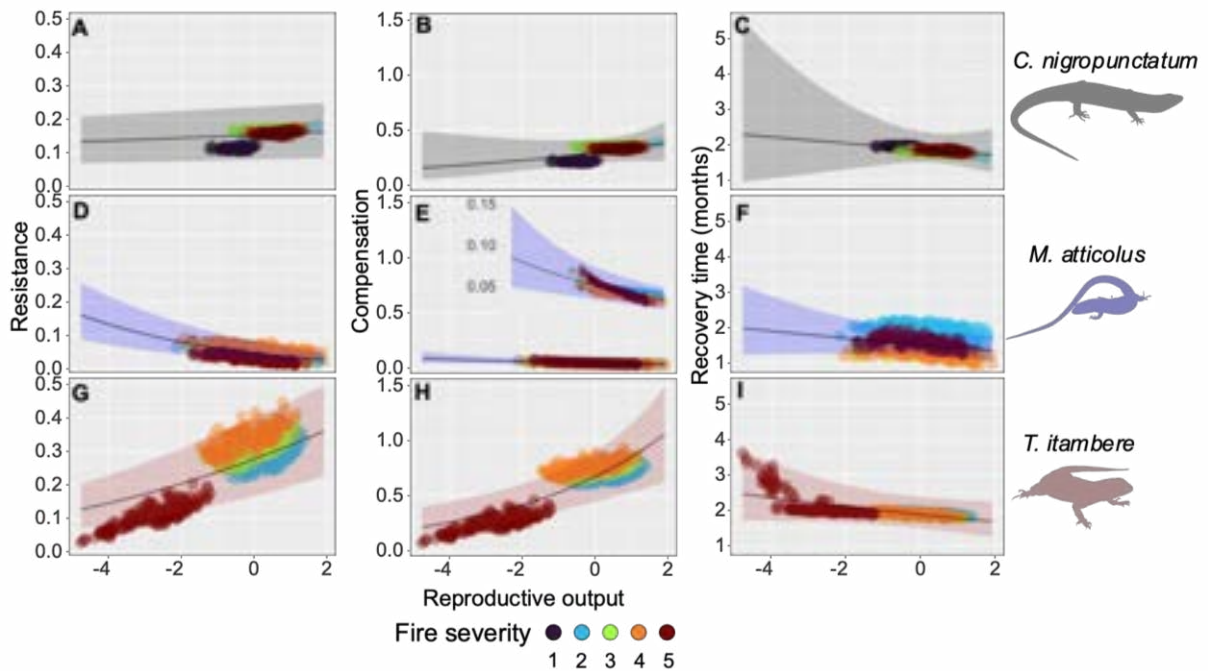
Figura 5.4 – Relação entre o tempo de geração (\log_{10} -transformado e z-escalado) e os componentes de resiliência demográfica: (A, D & G) resistência, (B, E & H) compensação e (C, F & I) tempo de recuperação de três espécies de lagartos: (A-C) *Copeoglossum nigropunctatum*, (D-F) *Micrablepharus atticolus* e (G-I) *Tropidurus itambere* sob sob diferentes severidades de regime de queima. Linhas e tons representam estimativas médias e intervalos de confiança de 95% derivados de modelos bayesianos de efeitos mistos, respectivamente. Para oferecer maior resolução para a compensação e resistência de *M. atticolus*, também oferecemos insertos em D e E com uma faixa de eixo-y mais estreita. Silhuetas das espécies a partir de fotos de Nicolás Pelegrin (*C. nigropunctatum* e *M. atticolus*) e Carlos Morais (*T. itambere*).



Fonte: Elaboração própria.

A produtividade reprodutiva também moldou os componentes de resiliência demográfica das três espécies, suportando H4. O padrão oposto quanto à relação entre os componentes da resiliência e as características da história de vida foi encontrado com a produtividade reprodutiva (Figura 5). De fato, em populações com maior produtividade reprodutiva, a resistência e a compensação foram maiores e a recuperação mais rápida (Figura 5). Esse padrão foi consistente entre as espécies, com exceção da espécie *M. atticolus*, apresentando menor resistência e compensação com o aumento da produtividade reprodutiva (Figura 5).

Figura 5.5 – Relação entre a produtividade reprodutiva (\log_{10} -transformado e z-escalado) e os componentes de resiliência demográfica (A, D & G), compensação (B, E & H) e tempo de recuperação (C, F & I) de três espécies de lagartos: (A-C) *Copeoglossum nigropunctatum*, (D-F) *Micrablepharus atticolus* e (G-I) *Tropidurus itambere* sob diferentes severidades de regime de queima. Linhas e tons representam estimativas médias e intervalos de confiança de 95% derivados de modelos bayesianos de efeitos mistos, respectivamente. Para oferecer maior resolução para a compensação de *M. atticolus*, também oferecemos uma inserção em D com uma faixa de eixo y mais estreita. Silhuetas das espécies a partir de fotos de Nicolás Pelegrin (*C. nigropunctatum* e *M. atticolus*) e Carlos Morais (*T. itambere*).



Fonte: Elaboração própria.

5.3.4 Parâmetros de taxas vitais e resiliência demográfica

A análise de sensibilidade por força bruta revelou que os componentes da resiliência demográfica são os mais afetados pelos parâmetros reprodutivos (Tabela 5.1) e, em menor proporção, pelo crescimento corporal; mas não pela fisiologia térmica como hipotetizamos (H4). As relações entre probabilidade de reprodução ou número de recém-nascidos e o SVL regularam todos os componentes da resiliência nas três espécies (Tabela 5.1). Este resultado indica que a reprodução entre os maiores indivíduos (geralmente os mais velhos, Reinke *et al.* (2022) é fundamental para a resiliência demográfica de *C. nigropunctatum* e *T. itambere*. Maiores valores dos parâmetros das taxas vitais que descrevem o investimento em reprodução levaram a maior resistência e compensação (Tabela 5.1). No entanto, surgiram resultados complexos em relação aos parâmetros das taxas vitais que moldam o tempo de recuperação. Em *T. itambere*, maior probabilidade de reprodução e maior número de recém-nascidos resultaram em deslocamento da estrutura populacional para mais longe da distribuição de

tamanho estável, levando a tempos de recuperação mais longos (Tabela 5.1). Em *C. nigropunctatum*, encontramos o padrão oposto, exceto para a probabilidade de reprodução (que apresentou relações não-lineares complexas). Em *M. atticolus*, maior probabilidade de reprodução de indivíduos adultos maiores encurtou os tempos de recuperação (Tabela 5.1). Como previmos, taxas de crescimento corporal mais lentas levaram a um tempo de recuperação mais lento, especialmente para a espécie de pequeno porte *M. atticolus* (Tabela 5.1). Os outros parâmetros tiveram efeitos nulos sobre os componentes de resiliência demográfica entre espécies e regimes de queima.

Tabela 5.1 – Sensitividade (média \pm S.D.) dos componentes de resiliência demográfica à perturbação de parâmetros em três espécies de lagartos do Cerrado brasileiro: *Copeoglossum nigropunctatum*, *Micrablepharus atticolus* e *Tropidurus itambere*. As cores das células variam de branco a laranja escuro, indicando valores de sensibilidade absoluta do componente de resiliência demográfica em relação a diferentes moduladores plausíveis: $\alpha_{\text{vitalrate}}$ = intercepto da função de taxa vital; $\alpha_{\text{vitalrateSVL}}$: inclinação da relação linear com o tamanho do corpo (comprimento rostro-cloacal – *snout-vent-length* – SVL); $\beta_{\text{vitalrateSVL}^2}$: inclinação da relação quadrática com o tamanho corporal (SVL); μ_K = constante média de crescimento corporal, *i.e.*, tempo necessário para atingir o tamanho assintótico, portanto, valores de μ_K mais altos significam taxas de crescimento corporal mais lentas. Os parâmetros relacionados à probabilidade de reprodução (*prep*), número de recém-nascidos (*nb*) e crescimento corporal foram superiores a zero. Os valores de sensibilidade das demais taxas vitais foram nulos e não estão mostrados.

Parameter	Resistance	Compensation	Recovery time
<i>Copeoglossum nigropunctatum</i>			
α_{prep}	0.026 \pm 0.002	0.111 \pm 0.004	0.052 \pm 0.001
β_{prepSVL}	2.909 \pm 0.315	13.836 \pm 0.784	8.023 \pm 0.264
β_{prepSVL^2}	71.366 \pm 69.583	86.673 \pm 102.262	-173.243 \pm 108.166
α_{nb}	0.067 \pm 0.002	0.200 \pm 0.001	-0.210 \pm 0.012
β_{nbSVL}	9.580 \pm 0.219	27.562 \pm 1.194	-6.326 \pm 0.745
μ_K	-0.007 \pm 0.001	0.004 \pm 0.001	0.03 \pm 0.005
<i>Micrablepharus atticolus</i>			
α_{prep}	0.037 \pm 0.011	0.035 \pm 0.005	-0.103 \pm 0.182
β_{prepSVL}	1.475 \pm 0.462	1.603 \pm 0.219	-4.227 \pm 8.933

Parameter	Resistance	Compensation	Recovery time
μ_K	-0.012 ± 0.003	0.005 ± 0.001	0.654 ± 0.251
<i>Tropidurus itambere</i>			
α_{prep}	0.036 ± 0.008	0.127 ± 0.02	0.059 ± 0.005
β_{prepSVL}	2.740 ± 0.608	10.516 ± 1.557	5.573 ± 0.342
α_{nb}	0.128 ± 0.005	0.296 ± 0.003	-0.033 ± 0.004
β_{nbSVL}	8.806 ± 0.201	24.955 ± 0.319	5.312 ± 0.914
β_{nbSVL}^2	186.827 ± 141.564	1655.239 ± 163.511	$3.747 \times 10^{10} \pm$ 9.308×10^{10}
μ_K	-0.008 ± 0.006	0.005 ± 0.004	0.005 ± 0.004

Fonte: Elaboração própria.

5.4 Discussão

Usando 14 anos de dados mensais de marcação-recaptura de três espécies de lagartos do Cerrado brasileiro, mostramos que regimes de distúrbios severos resultam em populações menos resilientes, rejeitando nossa hipótese primária (H2). De fato, nossos IPMs estocásticos demonstram que regimes de queima mais severos diminuem as habilidades compensatórias, de resistência ou de recuperação das populações. Assim, também mostramos que o tempo de geração e a produtividade reprodutiva predizem fortemente as diferenças nos componentes de resiliência demográfica (resistência, compensação, tempo de recuperação) entre regimes de queima e espécies. Aqui, populações com maior tempo de geração são caracterizadas por menor grau de resistência e menor tempo de recuperação (H3), enquanto aquelas com maior produtividade reprodutiva tendem a compensar mais e se recuperar mais rapidamente (H4). A única espécie com relações diferentes entre essas características da história de vida e os componentes de resiliência demográfica é o lagarto de tamanho corporal pequeno *Micrablepharus atticolus*, que tem um tamanho fixo de ninhada de dois ovos. Apesar dessas diferenças, todas as espécies apresentam uma forte correlação positiva entre resistência e compensação e recuperação rápida a queimadas e estocasticidade climática. Apoiando parcialmente nossa hipótese, a probabilidade e a quantidade de reprodução das espécies, mas

não sua ecofisiologia, são os principais motores da resiliência demográfica em nossas três espécies ectotérmicas (H1), com o crescimento corporal sendo apenas um forte preditor do tempo de recuperação em *M. atticolus*.

O regime de queima mais severo resulta em populações menos resistentes em nossas três espécies. Adicionalmente, os lagartos do nosso estudo apresentam tempos de recuperação mais longos (~ dois meses) ou menor compensação em resposta a esse regime de queima severo. Esse resultado sugere que essas populações ultrapassam um ponto de inflexão em regimes de queima severos e alcançam um estado estável alternativo para persistir, como mostrado em outros sistemas, como em arbustos e gramíneas de pradarias (Collins *et al.*, 2021). Aqui, o novo estado após queimadas intensas é caracterizado por estratégias que alocam recursos para ambos os extremos ao longo do *continuum* rápido-lento (fast-slow) (Stearns, 1976) ou o *continuum* de estratégias reprodutivas (Salguero-Gómez; Jones; Jongejans; *et al.*, 2016). Por exemplo, populações de *T. itambere* apresentam tempos de geração mais longos, mas menor produtividade reprodutiva no regime de queima mais severo. Similarmente, *M. atticolus* também apresenta menor produtividade reprodutiva nesse regime. Esses resultados destacam ainda mais a plasticidade das estratégias de resiliência das espécies para lidar com diferentes níveis de perturbação para que as populações possam permanecer viáveis, uma área que tem recebido considerável atenção nos últimos anos (Vinton *et al.*, 2022). Essa plasticidade parece particularmente alta em répteis, que não diminuíram sua capacidade de responder a distúrbios nas últimas décadas em comparação com outros vertebrados, como mamíferos e aves (Capdevila; Noviello; *et al.*, 2021).

Nossos resultados se alinham com análises recentes da relação entre a resiliência demográfica de plantas e animais com o *continuum* rápido-lento (Jiang *et al.*, 2022; Stott *et al.*, 2010). De fato, estudos recentes mostraram recentemente que populações com tempos de geração mais longos tendem a apresentar menor capacidade de compensação e são mais lentas para se recuperar após distúrbios (McDonald *et al.*, 2016; Stott *et al.*, 2010). Além disso, mostramos aqui uma clara relação entre a resiliência demográfica e a estratégia reprodutiva, um eixo ortogonal para o *continuum* rápido-lento (Healy *et al.*, 2019; Salguero-Gómez; Jones; Jongejans; *et al.*, 2016). Por exemplo, nossas populações com maior produtividade reprodutiva resistem e compensam mais (exceto as espécies com tamanho fixo de ninhada, *M. atticolus*) e recuperam-se mais rapidamente após distúrbios. Essa resposta reativa a distúrbios concorda com trabalhos que mostram que a capacidade de compensação, ligada também à produtividade

reprodutiva, aumenta o potencial de colonização e invasão em répteis e anfíbios (Allen *et al.*, 2017), e até mesmo em plantas (Iles *et al.*, 2015).

Vários apelos têm sido feitos para uma compreensão mais mecanicista da resiliência em sistemas ecológicos (Capdevila *et al.*, 2020; Hodgson *et al.*, 2015; Kefi *et al.*, 2019); esses apelos permanecem em grande parte sem resposta (Capdevila; Stott; *et al.*, 2021). Aqui, contribuimos para essa lacuna de conhecimento integrando mecanisticamente na dinâmica populacional local de cada espécie sua ecofisiologia, estrutura de tamanho, fatores ambientais e regimes variados de distúrbios. De fato, uma de nossas principais descobertas é que a probabilidade e a quantidade de reprodução mensal são os principais impulsionadores da resiliência demográfica. A falta de poder preditivo das características ecofisiológicas (*i.e.*, desempenho térmico e temperatura preferida) sobre a resiliência reforça a ideia de que características da história de vida constituem uma excelente abordagem para a compreensão da resiliência demográfica, como recentemente destacado em uma síntese em 69 espécies animais e 232 espécies vegetais (Capdevila *et al.*, 2022). Além disso, nossos resultados sugerem que os componentes da resiliência exibem forte variação intra e interespecífica, e que essas relações são fortemente moduladas pelas taxas vitais das espécies e pelas características da história de vida. Assim, argumentamos que as abordagens macroecológicas e comparativas existentes (Capdevila *et al.*, 2022) provavelmente mascaram alguns dos *tradeoffs* intraespecíficos que destrinchamos aqui usando 14 anos de dados mensais de marcação-recaptura sob cinco níveis de distúrbios de queima. Estudos futuros provavelmente fornecerão *insights* importantes ao testar o poder preditivo de vários tipos de características (*e.g.*, morfológico, fisiológico, história de vida) em uma gama mais ampla de espécies e níveis de distúrbios.

Um crescimento rápido aumenta resiliência após distúrbios (Pausas *et al.*, 2020) e aumenta a persistência em novos ambientes (Allen *et al.*, 2017; Lytle, 2001). De acordo com essas descobertas, mostramos que estratégias que levam à reprodução mais precoce são eficazes em conferir resistência, compensação e recuperação mais rápida contra queimadas e variação climática em nossas três espécies de lagartos. Nossos resultados sugerem que essa estratégia pode ser particularmente importante para animais de pequeno porte, pois pode permitir que eles atinjam a maturidade sexual mais cedo, como no caso de *M. atticolus*. Adicionalmente, mostramos que em meses nos quais os indivíduos alocam mais recursos para a reprodução, as populações aumentam sua habilidade de resistir, compensar e se recuperar após distúrbios. A época dos distúrbios pode afetar a resiliência da população e explicar porque a época da reprodução (*i.e.*, fenologia) tem um efeito crítico sobre as respostas dos lagartos (Braithwaite,

1987) e plantas (Zirondi *et al.*, 2021) a queimas prescritas em diferentes estações. Essa conexão entre fenologia e época de distúrbios é relevante para outros ambientes altamente sazonais, onde as taxas vitais das espécies são adaptadas a mudanças ambientais previsíveis (Prather *et al.*, 2023).

Como a reprodução é uma taxa vital crítica que confere resiliência, espécies com restrições morfológicas e fisiológicas à reprodução (*e.g.*, viviparidade e tamanhos de ninhada fixos) possuem capacidade limitada de se beneficiar de distúrbios. Essa previsão é justamente o que mostramos em *C. nigropunctatum* e *M. atticolus*. No entanto, ambas as espécies mantiveram suas estratégias de resiliência em variados níveis de severidade de queima. Conexões recentemente relatadas entre amortecimento demográfico (*demographic buffering*) e dinâmica transitória após distúrbios (resiliência demográfica) (Capdevila *et al.*, 2020) podem explicar esses padrões (McDonald *et al.*, 2016; Stott *et al.*, 2010). Em répteis, a viviparidade desenvolveu-se como uma adaptação para aumentar o sucesso reprodutivo em climas frios (Zimin *et al.*, 2022), e também pode conferir às espécies a capacidade de tamponar as populações contra a estocasticidade ambiental, inclusive a resistir a distúrbios. Portanto, espécies com amortecimento demográfico podem superar outras nos regimes de queima mais extremos (ausência total de fogo *versus* queimadas frequentes e severas), como mostramos aqui. No entanto, devido às restrições em seus cronogramas reprodutivos, indivíduos de espécies vivíparas e de ninhadas com tamanho fixo precisam realizar outras estratégias para aumentar sua produtividade reprodutiva e compensar após queimadas, como se reproduzir mais frequentemente (Cayuela *et al.*, 2022). De fato, esses resultados fornecem os possíveis mecanismos pelos quais, entre 75.000 espécies de plantas vasculares e tetrápodes, espécies de vida longa e baixa reprodutiva apresentam maiores riscos de extinção do que as de vida rápida e alta produtividade reprodutiva (Carmona *et al.*, 2021).

Nossos resultados têm implicações importantes para o manejo e conservação. Primeiro, características facilmente mensuráveis, como probabilidade de reprodução e tamanho da ninhada, predizem a resiliência das espécies à estocasticidade ambiental e a queimadas. Populações em que os indivíduos possuem alto tempo de geração e baixa produtividade reprodutiva demoram mais para se recuperar e não conseguem resistir e compensar tanto quanto populações em que os indivíduos possuem ritmos de vida mais rápidos. Em nosso estudo, espécies possuem maior resiliência em graus menores e intermediários de severidade de queima. Portanto, esses resultados apoiam a hipótese da pirodiversidade, segundo a qual maior heterogeneidade em regimes de queima aumenta a resiliência de diferentes populações e

comunidades (Jones *et al.*, 2021), evitando regimes de queima severos que homogeneízam o ambiente. Em segundo lugar, apesar de as espécies persistirem em regimes de queima altamente severos, as populações podem atingir estados estáveis alternativos (Collins *et al.*, 2021), com capacidades limitadas de resistir, compensar e recuperar pós-distúrbios. Assim, estudos ecológicos tradicionais de comunidades provavelmente subestimam os impactos dos distúrbios, uma vez que as populações podem persistir em regimes severos, mas não em condições ótimas. Em terceiro lugar, a reprodução é um mecanismo fundamental que confere maior resistência, compensação e tempo de recuperação mais rápido, tanto em nossas espécies quanto em outras (Allen *et al.*, 2017; Iles *et al.*, 2015). Nesse sentido, espécies com restrições à reprodução (*e.g.*, viviparidade, tamanho fixo de ninhada) possuem menor resistência e compensação, levando mais tempo para se recuperar de distúrbios. Em conjunto, esses principais resultados implicam que, para melhorar estratégias viáveis após distúrbios, os gestores devem se concentrar na geração de habitats adequados e heterogêneos para facilitar os aspectos reprodutivos das populações. A capacidade de quantificar e prever os componentes de resiliência das populações naturais com base em suas taxas vitais e características da história de vida será ainda mais crítica para a biologia da conservação nas próximas décadas, quando as mudanças climáticas e distúrbios forem projetados para aumentar em frequência e intensidade (Bowman *et al.*, 2020).

Apêndice

Esse trabalho tem uma versão pré-impressão em inglês (*preprint*) disponível gratuitamente:
<https://doi.org/10.1101/2023.06.25.546448>

O Apêndice deste capítulo pode ser acessado no seguinte link:

https://github.com/HeitorCSousa/Apendices_Doutorado/tree/382b5d919e9c2ec5fa9925ca3bcf522365f908a6/Cap5

Referências

ALLEN, W. L.; STREET, S. E.; CAPELLINI, I. Fast life history traits promote invasion success in amphibians and reptiles. **Ecology Letters**, 20, n. 2, p. 222-230, 2017.

BOWMAN, D. M. J. S.; KOLDEN, C. A.; ABATZOGLOU, J. T.; JOHNSTON, F. H. *et al.* Vegetation fires in the Anthropocene. **Nature Reviews Earth & Environment**, 1, n. 10, p. 500-515, 2020.

BRAITHWAITE, R. W. Effects of fire regimes on lizards in the wet-dry tropics of Australia. **Journal of Tropical Ecology**, 3, p. 265-275, 1987/7// 1987.

BÜRKNER, P.-C. brms: An R package for Bayesian multilevel models using Stan. **Journal of Statistical Software**, 80, n. 1, 2017.

CAPDEVILA, P.; NOVIELLO, N.; MCRAE, L.; FREEMAN, R. *et al.* Global patterns of resilience decline in vertebrate populations. **Ecology Letters**, n. October, p. 1-12, 2021/11// 2021.

CAPDEVILA, P.; STOTT, I.; BEGER, M.; SALGUERO-GÓMEZ, R. Towards a Comparative Framework of Demographic Resilience. **Trends in Ecology & Evolution**, 35, n. 9, p. 776-786, 2020/9// 2020.

CAPDEVILA, P.; STOTT, I.; CANT, J.; BEGER, M. *et al.* Life history mediates the trade-offs among different components of demographic resilience. **Ecology Letters**, 2022/3// 2022.

CAPDEVILA, P.; STOTT, I.; OLIVERAS MENOR, I.; STOUFFER, D. B. *et al.* Reconciling resilience across ecological systems, species and subdisciplines. **Journal of Ecology**, 109, n. 9, p. 3102-3113, 2021.

CARMONA, C. P.; TAMME, R.; PÄRTEL, M.; DE BELLO, F. *et al.* Erosion of global functional diversity across the tree of life. **Science Advances**, 7, n. 13, p. eabf2675, 2021/3// 2021.

CAYUELA, H.; MONOD-BROCA, B.; LEMAITRE, J. F.; BESNARD, A. *et al.* Compensatory recruitment allows amphibian population persistence in anthropogenic habitats. **Proceedings of the National Academy of Sciences, USA**, 119, n. 38, p. e2206805119, Sep 20 2022.

COLLINS, S. L.; NIPPERT, J. B.; BLAIR, J. M.; BRIGGS, J. M. *et al.* Fire frequency, state change and hysteresis in tallgrass prairie. **Ecology Letters**, 24, n. 4, p. 636-647, Apr 2021.

COSTA, B. M.; PANTOJA, D. L.; SOUSA, H. C.; DE QUEIROZ, T. A. *et al.* Long-term, fire-induced changes in habitat structure and microclimate affect Cerrado lizard communities. **Biodiversity and Conservation**, 29, n. 5, p. 1659-1681, 2020/4// 2021.

COSTA, B. M.; PANTOJA, D. L.; VIANNA, M. C. M.; COLLI, G. R. Direct and Short-Term Effects of Fire on Lizard Assemblages from a Neotropical Savanna Hotspot. **Journal of Herpetology**, 47, n. 3, p. 502-510, Sep 2013. Article.

DANTAS, V. D. L.; PAUSAS, J. G.; BATALHA, M. A.; DE PAULA LOIOLA, P. *et al.* The role of fire in structuring trait variability in Neotropical savannas. **Oecologia**, 171, n. 2, p. 487-494, 2013.

DRISCOLL, D. A.; LINDENMAYER, D. B.; BENNETT, A. F.; BODE, M. *et al.* Fire management for biodiversity conservation: Key research questions and our capacity to answer them. **Biological Conservation**, 143, n. 9, p. 1928-1939, Sep 2010.

EASTERLING, M. R.; ELLNER, S. P.; DIXON, P. M. Size-specific sensitivity: Applying a new structured population model. **Ecology**, 81, n. 3, p. 694-708, 2000.

GEIGER, R.; ARON, R. H.; TODHUNTER, P. **The climate near the ground**. Sixth edition ed. New York: Rowman & Littlefield Publishers, 2003. 0742518574.

GONÇALVES-SOUZA, D.; VERBURG, P. H.; DOBROVOLSKI, R. Habitat loss, extinction predictability and conservation efforts in the terrestrial ecoregions. **Biological Conservation**, 246, n. September 2019, p. 108579-108579, 2020.

HALE, S.; NIMMO, D. G.; COOKE, R.; HOLLAND, G. *et al.* Fire and climatic extremes shape mammal distributions in a fire-prone landscape. **Diversity and Distributions**, 22, n. 11, p. 1127-1138, 2016.

HALPERN, C. B. Early successional patterns of forest species: interactions of life history traits and disturbance. **Ecology**, 70, n. 3, p. 704-720, 1989.

HEALY, K.; EZARD, T. H. G.; JONES, O. R.; SALGUERO-GÓMEZ, R. *et al.* Animal life history is shaped by the pace of life and the distribution of age-specific mortality and reproduction. **Nature Ecology and Evolution**, 3, n. 8, p. 1217-1224, 2019.

HODGSON, D.; MCDONALD, J. L.; HOSKEN, D. J. What do you mean, 'resilient'? **Trends in Ecology & Evolution**, 30, n. 9, p. 503-506, 2015.

HOFFMANN, W. A.; GEIGER, E. L.; GOTSCH, S. G.; ROSSATTO, D. R. *et al.* Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: How plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, 15, n. 7, p. 759-768, 2012.

HU, Y.; DOHERTY, T. S.; JESSOP, T. S. How influential are squamate reptile traits in explaining population responses to environmental disturbances? **Wildlife Research**, 47, n. 3, p. 249-259, 2020.

HUEY, R. B.; STEVENSON, R. D. Integrating thermal physiology and ecology of ectotherms: a discussion of approaches. **American Zoologist**, 19, n. 1, p. 357-366, 1979.

ILES, D. T.; SALGUERO-GÓMEZ, R.; ADLER, P. B.; KOONS, D. N. *et al.* Linking transient dynamics and life history to biological invasion success. **Journal of Ecology**, 104, n. 2, p. 399-408, 2015.

JIANG, S.; JAGGI, H.; ZUO, W.; OLI, M. K. *et al.* Reproductive dispersion and damping time scale with life-history speed. **Ecology Letters**, 25, n. 9, p. 1999-2008, 2022/8// 2022.

JONES, G. M.; TINGLEY, M. W. Pyrodiversity and biodiversity: A history, synthesis, and outlook. **Diversity and Distributions**, n. March, p. 1-18, 2021.

JONES, O. R.; BARKS, P.; STOTT, I.; JAMES, T. D. *et al.* Rcompadre and Rage—Two R packages to facilitate the use of the COMPADRE and COMADRE databases and calculation of life-history traits from matrix population models. **Methods in Ecology and Evolution**, 13, n. 4, p. 770-781, 2022.

KEELEY, J. E.; PAUSAS, J. G.; RUNDEL, P. W.; BOND, W. J. *et al.* Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. **Trends in plant science**, 16, n. 8, p. 406-411, 2011/8// 2011.

KEFI, S.; DOMINGUEZ-GARCIA, V.; DONOHUE, I.; FONTAINE, C. *et al.* Advancing our understanding of ecological stability. **Ecology Letters**, 22, n. 9, p. 1349-1356, Sep 2019.

KELLNER, K. **jagsUI: a wrapper around 'rjags' to streamline 'JAGS' analyses**. Versão R package version 1.5.1. 2019.

LEVIN, S. C.; CHILDS, D. Z.; COMPAGNONI, A.; EVERS, S. *et al.* ipmr: Flexible implementation of Integral Projection Models in R. **Methods in Ecology and Evolution**, 2021, n. February, p. 1826-1834, 2021.

LYTLE, D. A. Disturbance regimes and life-history evolution. **The American Naturalist**, 157, n. 5, p. 525-525, 2001.

MCDONALD, J. L.; STOTT, I.; TOWNLEY, S.; HODGSON, D. J. Transients drive the demographic dynamics of plant populations in variable environments. **Journal of Ecology**, 104, n. 2, p. 306-314, 2016.

MEIRI, S.; BROWN, J. H.; SIBLY, R. M. The ecology of lizard reproductive output. **Global Ecology and Biogeography**, 21, n. 5, p. 592-602, 2012.

MERRIEN, T.; DAVIS, K. J.; DI MARCO, M.; CAPDEVILA, P. *et al.* Human disturbances erode the diversity of species resilience strategies. **BioRxiv**, 2022.

METCALF, C. J. Invisible trade-offs: Van Noordwijk and de Jong and life-history evolution. **American Naturalist**, 187, n. 4, p. iii-v, Apr 2016.

MIRANDA, H. S. **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do Projeto Fogo**. Brasília, Brasil: IBAMA, 2010. 144-144 p. 9788573003055.

MORRIS, W. F.; DOAK, D. F. **Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis**. Sunderland, USA: Sinauer Associates Inc., 2002. 0878935460.

NEWBOLD, T.; BENTLEY, L. F.; HILL, S. L. L.; EDGAR, M. J. *et al.* Global effects of land use on biodiversity differ among functional groups. **Functional Ecology**, 34, n. 3, p. 684-693, 2020.

OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. **The cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. 367-367 p. (Columbia University Press. 0231120427.

PANIW, M.; QUINTANA-ASCENCIO, P. F.; OJEDA, F.; SALGUERO-GÓMEZ, R. Accounting for uncertainty in dormant life stages in stochastic demographic models. **Oikos**, 126, n. 6, p. 900-909, 2016.

PAQUET, M.; ARLT, D.; KNAPE, J.; LOW, M. *et al.* Why we should care about movements: Using spatially explicit integrated population models to assess habitat source-sink dynamics. **Journal of Animal Ecology**, 89, n. 12, p. 2922-2933, 2020/9// 2020.

PAUSAS, J. G.; BOND, W. J. On the Three Major Recycling Pathways in Terrestrial Ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution**, 35, n. 9, p. 767-775, 2020/9// 2020.

PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E.; SCHWILK, D. W. Flammability as an ecological and evolutionary driver. **Journal of Ecology**, 105, n. 2, p. 289-297, 2017.

PAUSAS, J. G.; PARR, C. L. Towards an understanding of the evolutionary role of fire in animals. **Evolutionary Ecology**, 32, n. 2-3, p. 113-125, 2018.

PLUMMER, M. **rjags: bayesian graphical models using MCMC**. Versão R package version 4-10. 2019.

PRADEL, R. Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. **Biometrics**, 52, n. 2, p. 703-709, Jun 1996.

PRATHER, R. M.; DALTON, R. M.; BARR, B.; BLUMSTEIN, D. T. *et al.* Current and lagged climate affects phenology across diverse taxonomic groups. **Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences**, 290, n. 1990, p. 20222181, Jan 11 2023.

REINKE, B. A.; CAYUELA, H.; JANZEN, F. J.; LEMAITRE, J. F. *et al.* Diverse aging rates in ectothermic tetrapods provide insights for the evolution of aging and longevity. **Science**, 376, n. 6600, p. 1459-1466, Jun 24 2022.

RODRIGUES, M. T. A new species of lizard, genus *Micrablepharus* (Squamata: Gymnophthalmidae), from Brazil. **Herpetologica**, 52, n. 4, p. 535-541, 1996.

RODRIGUEZ-CARO, R. C.; GRACIA, E.; BLOMBERG, S. P.; CAYUELA, H. *et al.* Anthropogenic impacts on threatened species erode functional diversity in chelonians and crocodylians. **Nature Communications**, 14, n. 1, p. 1542, Mar 28 2023.

SALGUERO-GÓMEZ, R.; JONES, O. R.; ARCHER, C. R.; BEIN, C. *et al.* COMADRE: A global data base of animal demography. **Journal of Animal Ecology**, 85, n. 2, p. 371-384, 2016.

SALGUERO-GÓMEZ, R.; JONES, O. R.; JONGEJANS, E.; BLOMBERG, S. P. *et al.* Fast-slow continuum and reproductive strategies structure plant life-history variation worldwide. **Proceedings of the National Academy of Sciences, USA**, 113, n. 1, p. 230-235, 2016/1// 2016.

SINERVO, B.; MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ, F.; MILES, D. B.; HEULIN, B. *et al.* Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. **Science**, 328, n. 5980, p. 894-899, 2010/5// 2010a.

STEARNS, S. C. Life-history tactics: a review of the ideas. **The Quarterly review of biology**, 51, n. 1, p. 3-47, 1976.

STEARNS, S. C. Life history evolution: successes, limitations, and prospects. **Naturwissenschaften**, 87, p. 476-486, 2000.

STOTT, I.; FRANCO, M.; CARSLAKE, D.; TOWNLEY, S. *et al.* Boom or bust? A comparative analysis of transient population dynamics in plants. **Journal of Ecology**, 98, n. 2, p. 302-311, 2010.

STOTT, I.; HODGSON, D. J.; TOWNLEY, S. Popdemo: An R package for population demography using projection matrix analysis. **Methods in Ecology and Evolution**, 3, n. 5, p. 797-802, 2012.

SUTHERLAND, W. J.; ADAMS, W. M.; ARONSON, R. B.; AVELING, R. *et al.* One hundred questions of importance to the conservation of global biological diversity. **Conservation Biology**, 23, n. 3, p. 557-567, 2009.

SUTHERLAND, W. J.; FRECKLETON, R. P.; GODFRAY, H. C. J.; BEISSINGER, S. R. *et al.* Identification of 100 fundamental ecological questions. **Journal of Ecology**, 101, n. 1, p. 58-67, 2013.

TENAN, S.; PRADEL, R.; TAVECCHIA, G.; IGUAL, J. M. *et al.* Hierarchical modelling of population growth rate from individual capture-recapture data. **Methods in Ecology and Evolution**, 5, n. 7, p. 606-614, 2014.

VAN SLUYS, M. Food habits of the lizard *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) in southeastern Brazil. **Journal of Herpetology**, 27, n. 3, p. 347-351, 1993.

VAN SLUYS, M. Home Range of the Saxicolous Lizard *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) in Southeastern Brazil. **Copeia**, 1997, n. 3, p. 623-628, 1997.

VAN SLUYS, M. Population dynamics of the saxicolous lizard *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) in a seasonal habitat of Southeastern Brazil. **Herpetologica**, 56, n. 1, p. 55-62, 2000.

VAN SLUYS, M.; HENDERSON, R. W. The reproductive cycle of *Tropidurus itambere* (Sauria: Tropiduridae) in Southeastern Brazil. **Journal of Herpetology**, 27, n. 1, p. 28-32, 1993.

VIEIRA, G. H. C.; MESQUITA, D. O.; PÉRES JR, A. K.; KITAYAMA, K. *et al.* *Micrablepharus atticolus* (NCN). Natural History. **Herpetological Review**, 31, n. 4, p. 241-242, 2000.

VINTON, A. C.; GASCOIGNE, S. J. L.; SEPIL, I.; SALGUERO-GOMEZ, R. Plasticity's role in adaptive evolution depends on environmental change components. **Trends in Ecology & Evolution**, 37, n. 12, p. 1067-1078, Dec 2022.

VITT, L. J.; BLACKBURN, D. G. Ecology and life-history of the viviparous lizard *Mabuya bistrriata* (Scincidae) in the Brazilian Amazon. **Copeia**, n. 4, p. 916-927, Dec 13 1991. Article.

VITT, L. J.; CALDWELL, J. P. Ecological observations on Cerrado lizards in Rondônia, Brazil. **Journal of Herpetology**, 27, n. 1, p. 46-52, 1993b.

VITT, L. J.; ZANI, P. A.; LIMA, A. C. M. Heliotherms in tropical rain forest: The ecology of *Kentropyx calcarata* (Teiidae) and *Mabuya nigropunctata* (Scincidae) in the Curua-Una of Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 13, p. 199-220, Mar 1997. Article.

ZIMIN, A.; ZIMIN, S. V.; SHINE, R.; AVILA, L. *et al.* A global analysis of viviparity in squamates highlights its prevalence in cold climates. **Global Ecology and Biogeography**, 31, n. 12, p. 2437-2452, 2022.

ZIRONDI, H. L.; OOI, M. K. J.; FIDELIS, A. Fire-triggered flowering is the dominant post-fire strategy in a tropical savanna. **Journal of Vegetation Science**, 32, n. 2, p. 1-11, 2021.

6 HISTÓRIA DE VIDA E RESILIÊNCIA DEMOGRÁFICA PREDIZEM AS DIMINUIÇÕES DAS POPULAÇÕES DE LAGARTOS SOB MUDANÇAS AMBIENTAIS

Resumo

Prever a abundância populacional sob variadas condições ambientais é crucial para um planejamento efetivo da conservação. Os regimes de queima podem impactar significativamente o meio ambiente e as populações naturais em ecossistemas propensos ao fogo. No entanto, sabemos pouco sobre como as futuras mudanças climáticas e dos regimes de queima podem afetar o tamanho natural das populações. Neste trabalho, projetamos tamanhos populacionais usando covariáveis climáticas, microclimáticas e ecofisiológicas e testamos hipóteses sobre como três componentes essenciais da resiliência demográfica (compensação, resistência e recuperação) e características da história de vida de nove populações de lagartos expostas a variadas condições ambientais induzidas pela estrutura da vegetação e regimes de queima. Usando uma abordagem hierárquica Bayesiana, parametrizamos Modelos de Projeção Integral (IPMs) estocásticos e modelos dinâmicos de abundância com dados individuais de larga escala e longo prazo de três locais nas savanas brasileiras. Nossos resultados revelam que populações com alta compensação, baixa resistência e longos tempos de recuperação apresentam tamanhos maiores. Como previsto pela teoria, populações onde os indivíduos têm ritmos de vida mais rápidos têm populações menores. Investir em reprodução só produz grandes tamanhos populacionais quando as populações têm tempos de geração elevados. Como esperado, essas características também predizem as mudanças de tamanho da população no futuro. Dependendo do cenário do regime de queima, as populações podem amortecer ou aumentar seus tamanhos em determinadas áreas, especialmente nas porções leste e sul da distribuição geográfica do Cerrado. Para organismos de pequeno porte, como lagartos, o ritmo de vida (crescimento, maturação sexual e morte) e o esforço reprodutivo dos indivíduos são fatores determinantes para a persistência das populações em um mundo com regimes climáticos e de queima mais severos.

Abstract

Predicting population abundances under varying environmental conditions is crucial for effective conservation planning. Fire regimes can significantly impact the environment and natural populations in fire-prone ecosystems. However, we know little about how future climate and fire regime changes can affect natural population sizes. Here, we project population sizes using weather, microclimate, and ecophysiological covariates and test hypotheses regarding how three essential components of demographic resilience (compensation, resistance, and recovery) and life history traits of nine lizard populations exposed to variable environmental conditions induced by vegetation structure and fire regimes. Using a Bayesian hierarchical framework, we parameterize stochastic Integral Projection Models (IPMs) and abundance dynamic models with large-scale and long-term individual-level data from three sites in Brazilian savannas. Our findings reveal that populations with high compensation, low resistance, and long recovery times have larger sizes in the long term. As predicted by theory,

populations where individuals have faster paces of life have smaller populations. Investing in reproduction only yields large population sizes when populations have high generation times. As expected, these traits also predict the population size changes in the future. Depending on the fire regime scenario, populations can buffer or increase their sizes in certain areas, especially in the eastern and southern portions of the Cerrado geographic distribution. For small-sized organisms, such as lizards, the pace of life (growth, sexual maturation, and death) and reproductive investment of the individuals may be a determinant factor for the persistence of populations in a world with more severe climate and fire regimes.

6.1 Introdução

O clima e os regimes de queima são importantes reguladores da biodiversidade em muitos ecossistemas em todo o mundo (Aleman; Staver, 2018; Bond *et al.*, 2005; Tonkin *et al.*, 2017), mas as recentes mudanças climáticas e de regimes de queima já impõem riscos à biodiversidade de forma sem precedentes (Nimmo *et al.*, 2021; Pausas; Keeley, 2014; Wiens, 2016). As mudanças climáticas podem causar alterações nos padrões de temperatura e precipitação, levando a mudanças na distribuição, fenologia e abundância de espécies vegetais e animais (Parmesan, 2006; Parmesan *et al.*, 2003; Walther *et al.*, 2002). Mudanças nos regimes de queima, como o aumento da frequência ou intensidade de incêndios florestais, também podem ter impactos significativos na biodiversidade, incluindo alteração na composição de espécies, mudanças na estrutura da comunidade e perda de habitat e serviços ecossistêmicos (Bowman *et al.*, 2013; Pausas *et al.*, 2014; Roos; Bowman; Balch; Artaxo; Bond; Cochrane; D'Antonio; Defries; Mack; Johnston; Krawchuk; Kull; Moritz; Pyne; Scott; Swetnam, 2014). Assim, compreender os efeitos sinérgicos das mudanças climáticas e dos regimes de queima em níveis mais refinados, como em populações naturais, é crucial para prever e mitigar os impactos das mudanças globais na biodiversidade.

As mudanças climáticas e os regimes de queima podem impactar profundamente o microclima³ experienciado pelos organismos terrestres, especialmente os ectotérmicos (Milling *et al.*, 2018; Suggitt *et al.*, 2011; Woods *et al.*, 2015). Por exemplo, aumentos na temperatura do ar e mudanças nos padrões de precipitação podem causar mudanças no regime térmico do ambiente, afetando a temperatura corporal de animais ectotérmicos e alterando suas taxas metabólicas e de atividade (Buckley *et al.*, 2015; Huey *et al.*, 2012). Mudanças na cobertura e

³ Aqui, microclima é definido como as condições térmicas, hídricas e radiativas no primeiro metro acima ou abaixo da superfície terrestre—“o clima próximo do solo” (Geiger *et al.*, 2003). Assim, o microclima depende de vários processos físicos amplos, como radiação influenciada pelo terreno e vegetação, temperatura do ar, velocidade do vento e umidade, assim como dinâmicas da temperatura do solo, umidade do solo e neve (Geiger *et al.*, 2003).

estrutura vegetal, induzidas por mudanças no regime de queima, também podem influenciar o microclima, afetando a radiação solar, a temperatura e a umidade (Costa *et al.*, 2020; Gomes *et al.*, 2020; Wolf *et al.*, 2021). Tais mudanças no microclima podem ter efeitos significativos sobre o comportamento, fisiologia e história de vida de animais ectotérmicos, potencialmente levando a mudanças em sua distribuição e abundância (Pontes-da-Silva *et al.*, 2018; Sinervo, Barry *et al.*, 2010b). Modelos de processo explícitos (*process-explicit models*) podem vincular as fisiologias e as demografias das espécies a suas ocorrências e abundâncias ao longo do espaço e do tempo (Briscoe *et al.*, 2019; Evans *et al.*, 2016). Ao incorporar medidas microclimáticas e dados ecofisiológicos em modelos mecanicistas, podemos melhorar nossa compreensão dos mecanismos subjacentes às respostas dos ectotérmicos às mudanças climáticas e de regimes de queima, informando para melhores estratégias de manejo e conservação (Kearney *et al.*, 2010; Kearney *et al.*, 2009; Urban *et al.*, 2016).

Dinâmicas transientes, as mudanças de curto prazo que ocorrem no tamanho e na estrutura de uma população após um distúrbio (Stott; Townley; Hodgson, 2011), podem ser indicadores de resiliência demográfica (Capdevila *et al.*, 2020). Basicamente, podemos quantificar as respostas transientes a um distúrbio por uma população natural com três componentes essenciais: (1) resistência, a capacidade de manter seu tamanho populacional; (2) compensação, a capacidade de aumentar seu tamanho populacional; e (3) tempo de recuperação, a capacidade de retornar à estrutura estacionária estável anterior ou nova, momento em que a composição dos estágios (*e.g.*, idade, classes de tamanho) na população permanece relativamente constante ao longo do tempo (Capdevila *et al.*, 2020). Se as dinâmicas transientes forem muito rápidas e pronunciadas, as populações naturais podem sofrer maiores riscos de colapso (Griffith *et al.*, 2016; Jeppsson; Forslund, 2012). Características da história de vida, momentos-chave que regem a sobrevivência, o crescimento e a reprodução no ciclo de vida de um organismo (Stearns, 1976), possuem ligações intrínsecas ao potencial de resiliência demográfica (Capdevila *et al.*, 2022; Gamelon *et al.*, 2014; Koons; Holmes; Grand, 2007). Por exemplo, em uma recente síntese com 301 espécies de plantas e animais, foi descoberto que o tempo de geração e a produtividade reprodutiva aumentam seu tempo de recuperação e compensação, respectivamente (Capdevila *et al.*, 2022). Assim, os componentes de resiliência demográfica as características de história de vida possuem um alto potencial para funcionar como medidas alternativas de mudanças de tamanho populacional sob futuras mudanças climáticas e de regimes de queima, mas essa relação ainda necessita de estudos detalhados.

Neste capítulo, questionamos se os componentes de resiliência demográfica e as características da história de vida de sete espécies de lagartos das savanas do Cerrado brasileiro podem prever seus tamanhos populacionais no presente e suas mudanças de tamanho projetadas sob condições ambientais futuras induzidas por mudanças climáticas e nos regimes de queima. Os lagartos são considerados bons modelos para estudar os efeitos das mudanças climáticas e dos regimes de queima devido à sua sensibilidade às mudanças ambientais e suas diversas características fisiológicas e ecológicas (Mesquita *et al.*, 2016; Sinervo, B. *et al.*, 2010). Para responder a essas questões, combinamos conjuntos de dados em largas escalas espaciais e de longo prazo de marcação-recaptura para parametrizar Modelos de Projeção Integral (*Integral Projection Models – IPMs*) Bayesianos hierárquicos (Easterling *et al.*, 2000) e modelos dinâmicos de abundância (Schurr *et al.*, 2012) sob gradientes ambientais em três áreas diferentes. Como nosso desenho amostral cobre uma alta heterogeneidade ambiental espacial e temporalmente, conseguimos prever abundâncias populacionais com considerável confiança no futuro sob diferentes cenários de mudanças climáticas e regimes de queima. Nós testamos se: (H1) características ecofisiológicas, como desempenho locomotor térmico e horas de atividade, e condições climáticas/microclimáticas moldam o tamanho das populações; (H2) Componentes de resiliência demográfica (resistência, compensação e tempo de recuperação) regulam os tamanhos populacionais de lagartos do Cerrado no presente e no futuro; (H3) Características da história de vida (tempo de geração e produtividade reprodutiva) regulam os tamanhos populacionais de lagartos do Cerrado no presente e no futuro. Para as duas últimas hipóteses (H2 e H3), predizemos que: (P1) Populações com menor resistência, maior compensação, e recuperação mais rápida apresentam populações menores no presente e decréscimos populacionais mais pronunciados em futuros cenários de mudanças climáticas e regimes de queima mais severos; (P2) Populações com maior tempo de geração e maior produtividade reprodutiva apresentam populações maiores no presente e decréscimos populacionais menos pronunciados em futuros cenários de mudanças climáticas e regimes de queima mais severos

6.2 Material e Métodos

6.2.1 Áreas de estudo e monitoramento populacional

Para adquirir os dados em nível de indivíduos usados em nossos testes de hipóteses em relação à abundância populacional, resiliência demográfica e características de história de vida,

amostramos populações de lagartos em três áreas de Cerrado: Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (SGT – Almas, Tocantins), Parque Estadual do Lajeado (PEL – Palmas, Tocantins), e Reserva Ecológica do IBGE (RECOR – Brasília, Distrito Federal). As savanas do Cerrado brasileiro estão entre os ecossistemas mais biodiversos e propensos ao fogo do mundo, com uma longa história evolutiva de flora e fauna adaptadas ao fogo (Oliveira *et al.*, 2002; Simon *et al.*, 2009; Simon; Pennington, 2012). As queimadas no Cerrado são causadas principalmente por ignições de raios e por atividades humanas e ocorrem predominantemente durante a estação seca, entre maio e setembro (Alvarado *et al.*, 2017; Ramos-Neto; Pivello, 2000; Silva *et al.*, 2021a). Os regimes de queimadas no Cerrado são caracterizados por uma alta frequência de queimadas, ocorrendo tipicamente a cada 1-3 anos, com baixa a moderada intensidade e severidade (Alencar *et al.*, 2022; Pereira *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2021a). Os efeitos dos regimes de queima sobre a biodiversidade do Cerrado são complexos e dependentes de contexto, dependendo de fatores como estrutura da vegetação, propriedades do solo e topografia (Brito *et al.*, 2011; Maravalhas; Vasconcelos, 2014; Miranda, 2010). Em geral, as queimadas no Cerrado podem promover a biodiversidade criando áreas abertas e reduzindo o acúmulo de serapilheira e gramíneas, o que facilita o recrutamento de plantas e animais, e mantendo processos ecossistêmicos, como ciclagem de nutrientes e armazenamento de carbono (Fidelis; Lyra; Pivello, 2013; Oliveras *et al.*, 2013). No entanto, queimadas intensas recorrentes e supressão do fogo também podem ter impactos negativos sobre a biodiversidade do Cerrado, reduzindo a heterogeneidade de habitats e causando a perda de espécies sensíveis ou dependentes do fogo (Furtado *et al.*, 2021; Mariano; Rebolo; Christianini, 2019; Rissi *et al.*, 2017).

Em todas as nossas áreas de estudo, capturamos os lagartos usando armadilhas de interceptação e queda com cercas-guia em diferentes estruturas de vegetação e regimes de queima. Na SGT, foram instalados quatro transectos de 12 armadilhas (um total de 48 armadilhas) em regimes de queima de variadas severidades, de acordo com a frequência e época de queimadas nos últimos 20 anos mapeados com o produto MODIS (MCD64A1; Figura S1 do Apêndice 6). No PEL, instalamos um transecto de 25 armadilhas em um gradiente de vegetação, onde a vegetação mais aberta sofreu duas queimadas nos últimos 20 anos e a mais fechada nenhuma (Figura S1 do Apêndice 6). Na RECOR, foram instalados cinco transectos de 10 armadilhas (total de 50 armadilhas) em parcelas de 10 ha, cada uma submetida a uma combinação de queimadas prescritas em diferentes épocas e frequências (Figura S1 do Apêndice 6). Na SGT, foram feitas quatro amostragens de quinze dias entre 2021 e 2022 nas

estações seca (junho e julho) e chuvosa (fevereiro e março). Monitoramos as populações de lagartos mensalmente com amostragens de seis dias entre fevereiro de 2018 e março de 2021 no PEL e entre novembro de 2005 e dezembro de 2019 na RECOR. Registramos o comprimento rostro-cloacal (*snout-vent length* – SVL) com régua (precisão de 1 mm) de cada indivíduo capturado, seguido da marcação por corte dos dedos dos pés (após a devida aprovação bioética 33786/2016, da Universidade de Brasília e 231001.003677/2017-13, da Universidade Federal do Tocantins) e liberação no local da captura. Também avaliamos o estado reprodutivo por palpação em fêmeas. Essa avaliação é possível pois, quando as fêmeas de lagartos apresentam óvulos, embriões ou folículos aumentados, elas apresentam um aumento significativo em seus abdomens (Meiri *et al.*, 2012).

6.2.2 Espécies de estudo

Para examinar as características que conferem maior resiliência ao clima, microclima e regimes de queima, utilizamos os dados populacionais de sete espécies de lagartos de quatro gêneros e famílias (*Ameivula* – Teiidae, *Copeoglossum* – Scincidae, *Micrablepharus* – Gymnophthalmidae e *Tropidurus* – Tropiduridae), as mais abundantes das três taxocenoses. Cada espécie apresenta estratégias de história de vida diferentes. *Ameivula jalapensis* é uma espécie de tamanho médio (até 60 mm de comprimento rostro-cloacal; SVL) que possui ninhada fixa de um único ovo, ocorre na região do Jalapão (SGT), habitando vegetações esparsas com solos arenosos. *Ameivula* aff. *ocellifera* é uma espécie de tamanho médio (até 60 mm de SVL) que oviposita múltiplas ninhadas de 1-4 ovos por estação e habita savanas e campos. *Copeoglossum nigropunctatum* é um lagarto de tamanho médio (até 150 mm de SVL), é vivíparo e encontrado em florestas e savanas da Amazônia e Cerrado (Vitt *et al.*, 1991; Vitt *et al.*, 1997); suas fêmeas podem carregar até nove embriões por 10-12 meses (Vitt *et al.*, 1991). *Micrablepharus atticolus* e *Micrablepharus maximiliani* são de tamanho pequeno (até 50 mm de SVL) e têm uma ninhada fixa de 1-2 ovos (Rodrigues, 1996; Vitt; Caldwell, 1993a), mas capaz de produzir múltiplas ninhadas (Dal Vechio *et al.*, 2014; Vieira *et al.*, 2000). *Tropidurus itambere* e *Tropidurus oreadicus* são espécies de tamanho médio (até 100 mm de SVL) do Cerrado central (Van Sluys, 2000) e setentrional, respectivamente; ambos põe múltiplas ninhadas de 5-8 ovos por estação (Faria; Araujo, 2004; Ferreira; Kihara; Mehanna, 2011; Meira *et al.*, 2007; Van Sluys *et al.*, 1993). Todas as espécies possuem dietas generalistas, alimentando-se principalmente de pequenos invertebrados, sendo as formigas as principais

presas das espécies de *Tropidurus* (Van Sluys, 1993; Vieira *et al.*, 2000; Vitt *et al.*, 1991) e cupins para as espécies de *Ameivula* (Colli *et al.*, 2009; Mesquita; Colli, 2003).

6.2.3 Características ecofisiológicas, clima e microclima

Para testar (H1) se características ecofisiológicas e clima/microclima moldam os tamanhos populacionais, estimamos curvas de desempenho térmico locomotor (CPT) (Huey *et al.*, 1979) e horas de atividade (*ha*) (Sinervo, Barry *et al.*, 2010a) com base em experiências de laboratório de, pelo menos, 10 indivíduos por cada espécie (ver Apêndice 6 para mais detalhes). Em PEL e SGT, instalamos registradores de dados de temperatura e umidade do ar em cada raio de armadilha e os programamos para coletar dados a cada 10 minutos. Para a RECOR, medimos parâmetros microclimáticos apenas durante um ano e os estimamos para toda a série temporal com o pacote NicheMapR (Kearney *et al.*, 2020; Kearney; Porter, 2016; Klinges *et al.*, 2022). Para cada área de estudo, foram excluídas variáveis altamente correlacionadas (utilizando o procedimento de passo a passo *vifcor* do pacote USDM com $cor > 0,8$). Foram mantidos: temperatura média do ar a 200 cm de altura, temperatura mínima do ar a 0 cm de altura, temperatura média do ar a 0 cm e 50 cm de altura, desvio padrão da temperatura do ar a 50 cm de altura, quantidade de água no solo, umidade relativa máxima do ar, radiação solar e precipitação acumulada. Com as estimativas horárias de temperatura microclimática a 10 cm de altura e medidas a 50 cm de altura, previmos o desempenho locomotor médio mensal (*perf*) e as horas de atividade (*ha*).

6.2.4 Componentes da resiliência demográfica e características da história de vida

Estimamos as taxas vitais mensais de cada espécie (sobrevivência, crescimento e reprodução) usando diferentes conjuntos de dados integrados em modelos Bayesianos hierárquicos e uma combinação de modelos de marcação-recaptura de Cormack-Jolly-Seber (CJS) e Pradel Jolly-Seber (PJS) (Pradel, 1996; Tenan *et al.*, 2014). O modelo CJS relacionou a sobrevivência (σ) com o SVL dos indivíduos, enquanto o PJS incorporou a variação ambiental mensal na sobrevivência (σ) e reprodução (probabilidade de recrutamento, *prec*). Para as mudanças no tamanho do corpo ao longo do tempo (crescimento, *g*), nós combinamos uma função de crescimento corporal de Von Bertalanffy com os registros de SVL dos indivíduos e história de captura. Para a reprodução, foram considerados três processos distintos: a probabilidade de reprodução (*prep*), a produção de recém-nascidos (tamanho da ninhada; *nb*) e a

probabilidade de recrutamento (p_{rec}). Utilizamos modelos Bayesianos lineares generalizados para relacionar p_{rep} e n_b ao SVL dos indivíduos. Implementamos os modelos para cada espécie com JAGS em R, utilizando os pacotes JAGSUI, RUNJAGS, e RJAGS (Kellner, 2019; Plummer, 2019). O Apêndice 5 apresenta os detalhes das parametrizações estimadas em cada modelo, incluindo suas fórmulas.

Para testar H2, H3 e H4 (ver Introdução), foram utilizadas os parâmetros das estimativas das taxas vitais (σ , g , p_{rep} , n_b e p_{rec}) para construir Modelos de Projeção Integral (*Integral Projection Models* – IPMs) estocásticos usando o pacote IPMR (Levin *et al.*, 2021). Embora não tenhamos parametrizado explicitamente os IPMs com parâmetros dependentes da densidade restringindo suas taxas vitais, assumimos que as covariáveis ambientais e as parcelas representam os recursos primários que os lagartos usam (habitat, nicho térmico e alimento), modelando indiretamente a dependência da densidade; essa é uma abordagem comum ao analisar dados demográficos de longo prazo (Salguero-Gómez; Jones; Archer; *et al.*, 2016), como é o nosso caso. Os IPMs são modelos populacionais estruturados onde as taxas vitais são influenciadas por uma característica fenotípica contínua (Easterling *et al.*, 2000) (*e.g.*, tamanho corporal), em vez de estágios ou idades discretas. Em uma população estruturada por um tamanho corporal variável contínuo (SVL), como em nossas três espécies de estudo, o IPM descrevendo o número de indivíduos de tamanho y no momento $t + 1$ é:

$$\begin{aligned} n(y, t + 1) &= \int_L^U [P(x, y) + F(x, y)]n(x, t)dx \\ &= \int_L^U K(x, y)n(x, t)dx \quad (\text{Eq. 1}) \end{aligned}$$

Na equação 1, L e U especificam os limites de tamanho inferior (*lower*) e superior (*upper*) do tamanho corporal no modelo, respectivamente; $P(x, y)$ descreve as mudanças de tamanho condicionadas à sobrevivência; $F(x, y)$ quantifica a fecundidade, e $K(x, y) = P(x, y) + F(x, y)$ é a superfície de *kernel*, representando todas as transições possíveis e contribuições sexuais *per capita* de um indivíduo de tamanho x para o tamanho y entre t e $t+1$. O *subkernel* P incorpora componentes de sobrevivência e crescimento, tais que $P(x, y) = s(x) \cdot g(x, y)$, onde $s(x)$ é a probabilidade de sobrevivência de um indivíduo de tamanho x e $g(x, y)$ é a probabilidade de um indivíduo de tamanho x crescer para tamanho y (consulte o Apêndice 5 para a implementação dos IPMs).

Para testar se características de história de vida predizem tamanhos populacionais (H2) e mudanças de tamanho no futuro (H3 e H4), estimamos o tempo de geração e produtividade reprodutiva com os kernels de IPMs mensais de cada parcela e espécie usando o pacote RAGE (Jones *et al.*, 2022). Também estimamos outras características da história de vida a partir desses IPMs, mas decidimos focar nossas análises apenas no tempo de geração e na produtividade líquida de reprodução, pois eles descrevem os principais eixos da variação da história de vida em nossas espécies (Figuras S4-S5 do Apêndice 6), bem como em outros répteis (Rodríguez-Caro *et al.*, 2023).

Para testar as hipóteses em relação aos componentes da resiliência demográfica (H2-H4), estimamos a resistência, a compensação e o tempo de recuperação de nossos IPMs. Para isso, utilizamos o pacote POPDEMO (Stott *et al.*, 2012) em nossos IPMs mensais, específicos de espécies e locais. Utilizamos a amplificação (reatividade) e atenuação do primeiro passo como medidas de compensação e resistência, respectivamente, seguindo Capdevila *et al.* (2020). O tempo de recuperação foi estimado da seguinte forma:

$$t_K = \frac{\log\left(\frac{\lambda_1}{\|\lambda_2\|}\right)}{\log(10)} \quad (\text{Eq. 2})$$

Na equação 3, $\lambda_1 \lambda_2$ correspondem aos autovalores dominante e subdominante do *kernel* K , respectivamente. A amplificação e a atenuação do primeiro passo são o maior aumento populacional e a menor diminuição populacional possível no próximo mês, respectivamente. Os valores de atenuação variam de 0 a 1, onde 0 significa alta resistência e 1 significa baixa resistência. Para facilitar a interpretação, considerou-se resistência como 1 - atenuação do primeiro passo.

6.2.5 Tamanhos populacionais no presente

Para encontrar as variáveis ambientais mais influentes sobre os tamanhos populacionais de cada espécie, inicialmente relacionamos o número de capturas (soma por armadilha em SGT e PEL, e soma por parcela em RECOR, dependendo da disponibilidade de dados microclimáticos) usando a probabilidade de captura (estimada pelo modelo PJS) como parâmetro *offset*, usando modelos Bayesianos com o pacote BRMS (Bürkner, 2017). Avaliamos a importância dos preditores executando as partes de busca e avaliação para uma seleção de variáveis preditivas de projeção, realizando uma validação cruzada de amostragem de

importância suavizada por Pareto *leave-one-out* (PSIS-LOO CV). Após a seleção dos modelos, testamos quais dentre seis tipos de distribuições de erros melhor se encaixavam nos dados de cada população. Para os dados de PEL e SGT, ajustamos posteriormente modelos de efeitos mistos lineares generalizados de campo aleatório gaussiano espaço-temporal (GLMM) com o pacote TMB (Template Model Builder) R e a abordagem SPDE (equação diferencial parcial estocástica) usando os melhores preditores e campos aleatórios autorregressivos de primeira ordem (Anderson *et al.*, 2022). Para os dados do RECOR, foram utilizados ainda modelos Bayesianos hierárquicos com o pacote BRMS usando o mês como efeito aleatório (nível de grupo).

Depois, para testar (H2) se as características da história de vida (tempo de geração e produtividade reprodutiva) e os componentes de resiliência demográfica (resistência, compensação e tempo de recuperação) influenciam o tamanho da população, construímos modelos Bayesianos hierárquicos lineares utilizando BRMS (Bürkner, 2017). Relacionamos os tamanhos populacionais com os três componentes de resiliência demográfica, suas interações e as duas características de história de vida e suas interações. Foram utilizadas distribuições de erro de Poisson para o tamanho da população. Incluímos cada população e tempo (campanha/mês) como variáveis aleatórias aninhadas para controle de pseudoreplicação. Além da transformação \log_{10} para a variável compensação, dimensionamos na escala-z os valores dos componentes de resiliência demográfica e das características da história de vida antes de realizar as análises.

6.2.5 Tamanhos populacionais no futuro

Para testar H3 e H4, se os componentes de resiliência demográfica e as características da história de vida predizem as mudanças populacionais no futuro, usamos o conjunto de dados CLIMBra (Ballarin *et al.*, 2022; Ballarin *et al.*, 2023), que se baseia em um conjunto de 19 projeções de modelos climáticos CMIP6 com vieses corrigidos para o território do Cerrado com base nos cenários de trajetória socioeconômica (*socioeconomic pathway* – SSP 2-4,5 e SSP 5-8,5) para o período entre 2015 e 2100. Os cenários SSPs 2-4,5 e 5-8,5 são dois extremos de possíveis futuros de emissões de gases de efeito estufa. O SSP 2-4,5 é um cenário de emissões intermediárias, com um aumento de temperatura global de 2,7 °C até o final do século. Já o SSP 5-8,5 é um cenário de emissões altas, em que políticas de mitigação das mudanças climáticas não são implementadas ou são muito fracas (*business as usual*), com um aumento de

temperatura global de 4,4 °C até o final do século. O CLIMBra inclui cinco variáveis meteorológicas diárias: velocidade do vento, precipitação, insolação, temperatura mínima e máxima do ar e umidade relativa do ar a 2 m de altura. Tomamos médias mensais dos 19 modelos de conjunto e, em seguida, extraímos as variáveis meteorológicas usando a média, as mais quentes e secas, e as estimativas mensais mais frias e úmidas para considerar os graus de incerteza dos modelos climáticos globais. Para prever as condições microclimáticas no futuro, estimamos a temperatura por hora e a umidade relativa do ar em diferentes alturas (0, 1 e 50 cm) e níveis de cobertura de dossel (0, 15, 30, 45, 60, 75 e 90%) para o período entre 2000 e 2020 em nossas três áreas de estudo usando NicheMapR (Kearney *et al.*, 2016; Kearney *et al.*, 2014; Klinges *et al.*, 2022) utilizando as cinco variáveis meteorológicas disponíveis no CLIMBra. Foram construídos modelos *random forest* com essas estimativas para prever a quantidade mensal de água no solo a 10 cm de profundidade, temperatura mínima e máxima do ar e umidade relativa do ar em diferentes alturas (0, 1 e 50 cm) utilizando o pacote RANGER (Wright; Ziegler, 2017). Para as projeções microclimáticas, foram considerados cinco níveis de cobertura de copa, utilizando-se o produto de cobertura arbórea de 30 m de resolução (Hansen *et al.*, 2013) como linha de referência e variando em mais quatro cenários com diferentes níveis (+15%, +30%, -15% e +30%). Redimensionamos a resolução espacial para os dados meteorológicos futuros disponíveis (~15 km).

Posteriormente, utilizamos os modelos relacionando tamanhos populacionais com variáveis ambientais para prever as abundâncias populacionais mensais para cada espécie sob diferentes cenários de mudanças climáticas e estrutura da vegetação para a área geográfica do Cerrado em 2015-2100. Combinamos os interceptos dos modelos dependendo da cobertura do dossel dos cenários com os respectivos regimes de queima (parcelas com regimes de queima menos severos com maior cobertura de dossel e regimes de queima mais severos com menor cobertura de dossel). Utilizamos os regimes de queima severo intermediário (regimes de queima precoce na RECOR e na SGT) como intercepto do modelo para os cenários com cobertura normal do dossel. Assim, tivemos 30 cenários combinando três níveis de confiança de modelos globais (médio; mais quente e mais seco; e mais frio e mais úmido), dois SSPs (2-4,5 e 5-8,5) e cinco níveis de sombreamento (normal, +15%, +30%, -15% e +30%). Em seguida, foram calculadas as médias para os tamanhos populacionais projetados entre 2015-2030, 2031-2065 e 2066-2100. Usamos o cenário SSP 2-4.5 com sombra normal (cobertura de dossel) entre 2015-2030 como cenário de referência e calculamos as diferenças entre os mesmos *pixels* entre diferentes cenários. Posteriormente, construímos modelos Bayesianos lineares hierárquicos

com o pacote BRMS usando os componentes médios de resiliência demográfica (resistência, compensação e tempo de recuperação) e características da história de vida (tempo de geração e produtividade reprodutiva) para cada população e cenário para prever as diferenças médias de tamanho da população.

6.3 Resultados

6.3.1 Preditores ambientais de probabilidade de captura e tamanhos populacionais

Nossos resultados mostram que o tempo e o microclima influenciam significativamente o tamanho populacional das nove populações de espécies de lagartos (H1; Tabela 6.1). Os tamanhos populacionais de *A. jalapensis* (SGT), *C. nigropunctatum* (PEL e RECOR), *M. maximiliani* (PEL), *T. itambere* (RECOR) e *T. oreadicus* (SGT) aumentam em faixas ótimas de temperatura (horas de atividade ou temperaturas microclimáticas médias; Tabela 6.1). A variação (desvio padrão) da temperatura microclimática aumenta o tamanho populacional de *A. ocellifera* e diminui o tamanho das populações de *T. oreadicus* (Tabela 6.1). A precipitação diminui o tamanho das populações em *C. nigropunctatum*, *M. atticolus* e *T. itambere* (todas as populações da RECOR; Tabela 6.1). No entanto, a umidade relativa do ar máxima aumenta os tamanhos populacionais de *M. atticolus* e *T. itambere* (ambas da RECOR; Tabela 6.1).

Tabela 1. Estimativas de parâmetros e erros padrão (SE) do tamanho populacional em nove populações de sete espécies de lagartos do Cerrado brasileiro: *Ameivula jalapensis*, *A. ocellifera*, *Copeoglossum nigropunctatum*, *Micrablepharus atticolus*, *M. maximiliani*, *Tropidurus itambere* e *T. oreadicus*. As populações de lagartos foram monitoradas mensalmente entre 2018 e 2022 no Parque Estadual do Lajeado (PEL), entre 2005 e 2019 na Reserva Ecológica do IBGE (RECOR) e semestralmente entre 2021 e 2022 na Serra Geral do Tocantins (SGT)

Parâmetro	Estimativa	SE
<i>Ameivula jalapensis</i> - SGT		
Horas de atividade	0.49	0.2
<i>Ameivula ocellifera</i> - PEL		
Desvio padrão da temperatura (50 cm)	0.13	0.06
<i>Copeoglossum nigropunctatum</i> - PEL		
Horas de atividade	0.19	0.1
<i>Copeoglossum nigropunctatum</i> - RECOR		
Horas de atividade	0.09	0.04
Precipitação	-0.11	0.05
<i>Micrablepharus atticolus</i> - RECOR		
Umidade relativa máxima	8.4	2.22
Umidade relativa máxima ²	4.96	1.8

Precipitação	-0.28	0.09
<i>Micrablepharus maximiliani</i> - PEL		
Temperatura média (50 cm)	6.2	3.12
Temperatura média (50 cm) ²	-6.18	3.88
<i>Tropidurus itambere</i> - RECOR		
Umidade relativa máxima	6.24	3.01
Umidade relativa máxima ²	5.54	1.54
Temperatura média (0 cm)	-1.7	2.52
Temperatura média (0 cm) ²	-4.82	1.39
Precipitação	-0.35	0.07
<i>Tropidurus oreadicus</i> - PEL		
Desvio padrão da temperatura (50 cm)	-0.08	0.07
<i>Tropidurus oreadicus</i> - SGT		
Horas de atividade	0.31	0.08

Fonte: Elaboração própria.

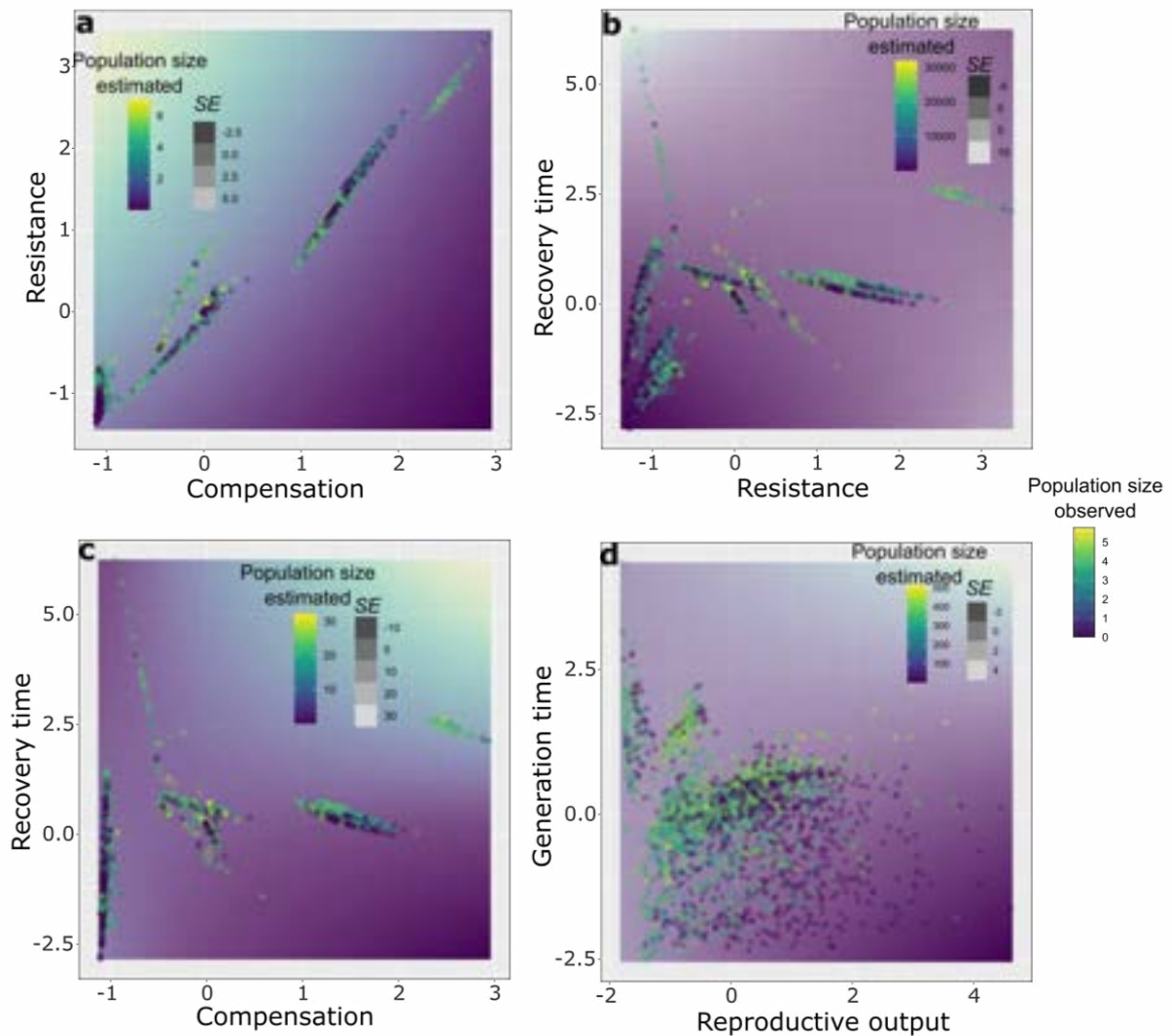
6.3.2 Tamanhos populacionais, resiliência demográfica e história de vida

A interação entre os componentes da resiliência demográfica prediz os tamanhos populacionais mensais das espécies de lagartos (H2; Figura 6.1; $R^2 = 0,555 \pm 0,03$). No entanto, as características da história de vida têm melhor poder preditivo do tamanho da população quando comparadas aos componentes de resiliência demográfica ($R^2 = 0,565 \pm 0,03$). Os tamanhos populacionais são menores quando as populações apresentam maior resistência e menor compensação (Figura 6.1a). No entanto, quando o tempo de recuperação é maior, uma menor capacidade de resistência e uma maior capacidade de compensação têm efeitos positivos (Figura 6.1b-c). Em relação às características da história de vida, maior produtividade reprodutiva só gera maiores tamanhos populacionais quando os tempos de geração também são maiores (Figura 6.1d).

6 História de vida e resiliência demográfica predizem as diminuições das populações de lagartos sob mudanças ambientais

Heitor C. Sousa

Figura 6.1 – Dados brutos observados (pontos) e superfícies das estimativas médias dos efeitos interativos dos componentes de resiliência demográfica (a b e c) e características da história de vida (d) sobre o tamanho populacional de sete espécies de lagartos do Cerrado brasileiro preditas por modelos Bayesianos hierárquicos. Derivamos componentes de resiliência demográfica e características de história de vida de Modelos de Projeção Integral (IPMs) estocásticos mensais moldados por clima, microclima, características ecofisiológicas e covariáveis de fogo. Maior transparência nas estimativas superficiais indica menor grau de confiança (maiores erros padrão - SE)



Fonte: Elaboração própria.

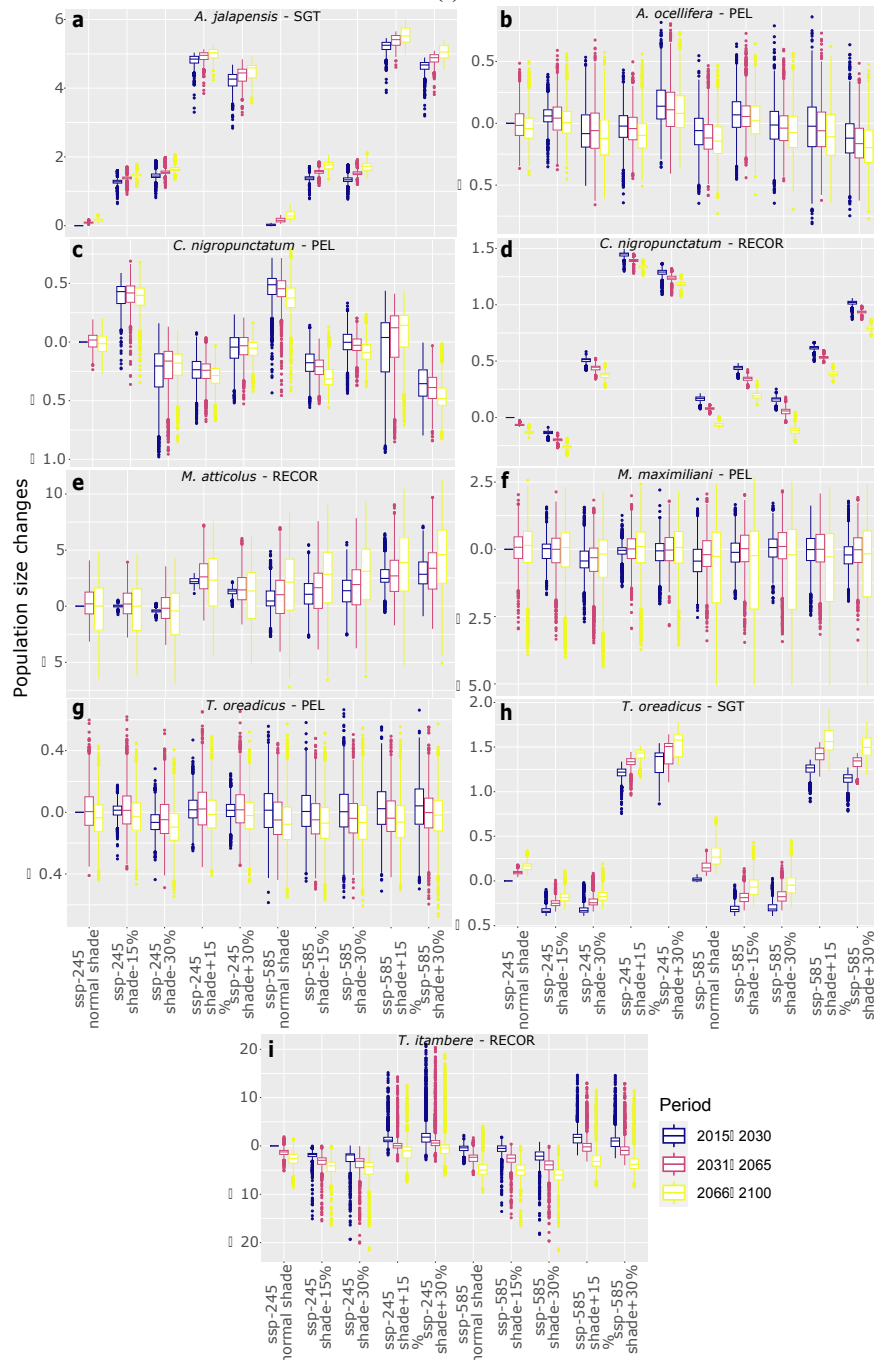
6.3.3 Mudanças no tamanho da população no futuro sob diferentes regimes de queima e mudanças climáticas

Todas as espécies geralmente apresentaram tendências negativas no tamanho das populações ao longo de períodos futuros, exceto *A. jalapensis* e *T. oreadicus* da SGT (Figura 6.2). As populações de SGT têm faixas de temperatura preferidas mais altas do que as demais, indicando uma seleção adaptativa para áreas abertas e condições mais quentes. Regimes de

queima que aumentem a cobertura do dossel (sombreamento) podem ter resultados positivos, ou reduzir o tamanho da população sob cenários específicos de mudanças climáticas para algumas populações, como *A. jalapensis* (SGT), *A. ocellifera* (PEL), *C. nigropunctatum* (PEL e RECOR), *M. atticolus* (RECOR), *T. oreadicus* (SGT) e *T. itambere* (RECOR) (Figura 6.2). Regimes de queima mais severos diminuem os tamanhos populacionais de *T. oreadicus* (PEL e SGT) e *T. itambere* (RECOR) e aumentam a população de *C. nigropunctatum* (PEL e RECOR) (Figura 6.2).

Figura 6.2 – Gráficos de caixa descrevendo a distribuição das mudanças de tamanho populacional na distribuição geográfica do Cerrado sob duas trajetórias socioeconômicas compartilhadas (SSP 2-4.5 e SSP 5-8.5) e cinco níveis de sombreamento (cobertura normal do dossel, -15%, -30%, +15% e +30%) para 2015-2030, 2031-2065 e 2066-2100. Calculamos as mudanças no tamanho da população usando o cenário SSP 2-4.5 com sombreamento normal como linha de referência. As nove populações pertencem a sete espécies amostradas em três áreas (Parque Estadual do Lajeado – PEL, Palmas, Tocantins; Reserva Ecológica do IBGE – RECOR, Brasília, Distrito Federal; e Serra Geral do Tocantins – SGT, Almas, Tocantins):

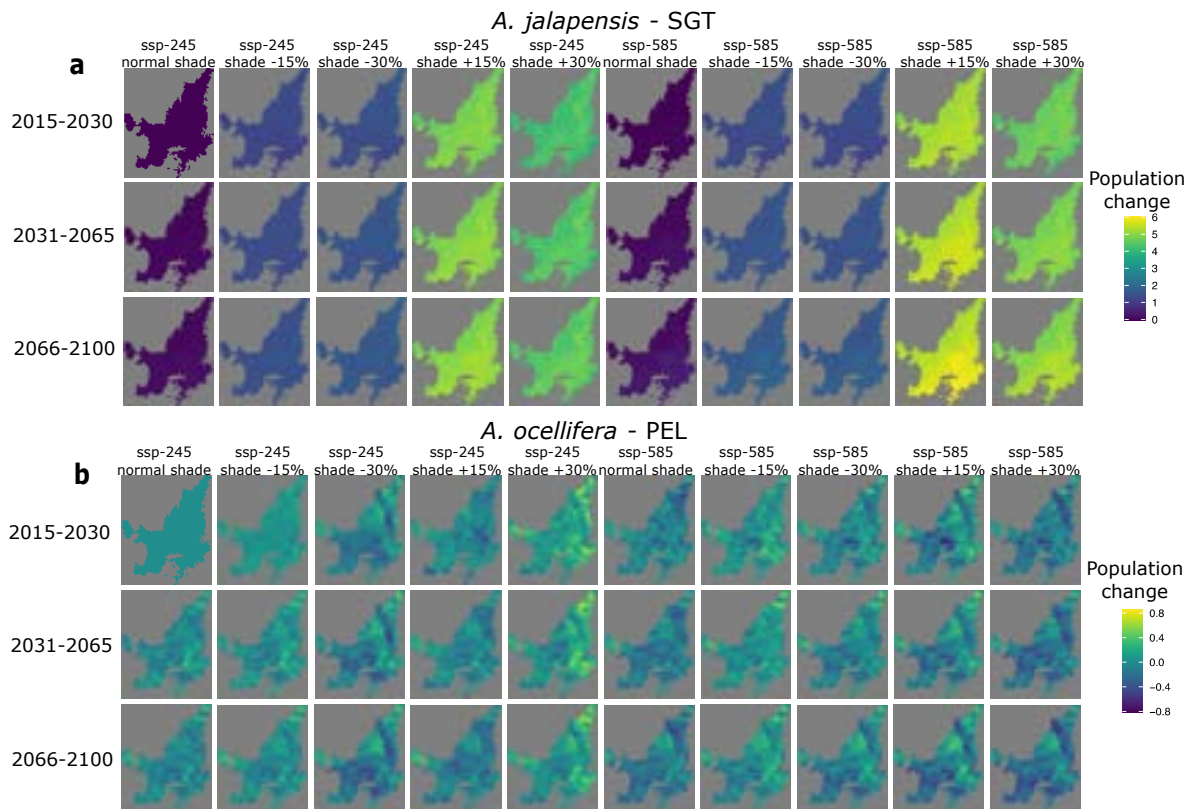
Ameivula jalapensis (a), *A. ocellifera* (b), *Copeoglossum nigropunctatum* (c e d), *Micrablepharus atticolus* (e), *M. maximiliani* (f), *Tropidurus oreadicus* (g e h) e *T. itambere* (i)



Fonte: Elaboração própria.

De acordo com nossas previsões, as áreas adequadas para a população de *A. jalapensis* (SGT) no futuro continuarão nas regiões mais abertas e no Cerrado meridional (mais visível no cenário SSP 5-8.5 com sombreamento +15%; Figura 6.3a). Para a população de *A. ocellifera* (PEL), as bordas do Cerrado sustentarão áreas adequadas, onde a cobertura do dossel é geralmente maior (transição com florestas).

Figura 6.3 – A distribuição geográfica das mudanças projetadas de tamanho populacional em duas populações de lagartos – *Ameivula jalapensis* (a) e *A. ocellifera* (b) sob duas trajetórias socioeconômicas compartilhadas (SSP 2-4.5 e SSP 5-8.5) e cinco níveis de sombreamento (cobertura normal do dossel, -15%, -30%, +15% e +30%) para 2015-2030, 2031-2065 e 2066-2100. Calculamos as mudanças no tamanho da população usando o cenário SSP 2-4.5 com sombreamento normal como linha de referência. As populações foram amostradas em duas áreas: Parque Estadual do Lajeado (PEL), Palmas, Tocantins, e Serra Geral do Tocantins (SGT), Almas, Tocantins



Fonte: Elaboração própria.

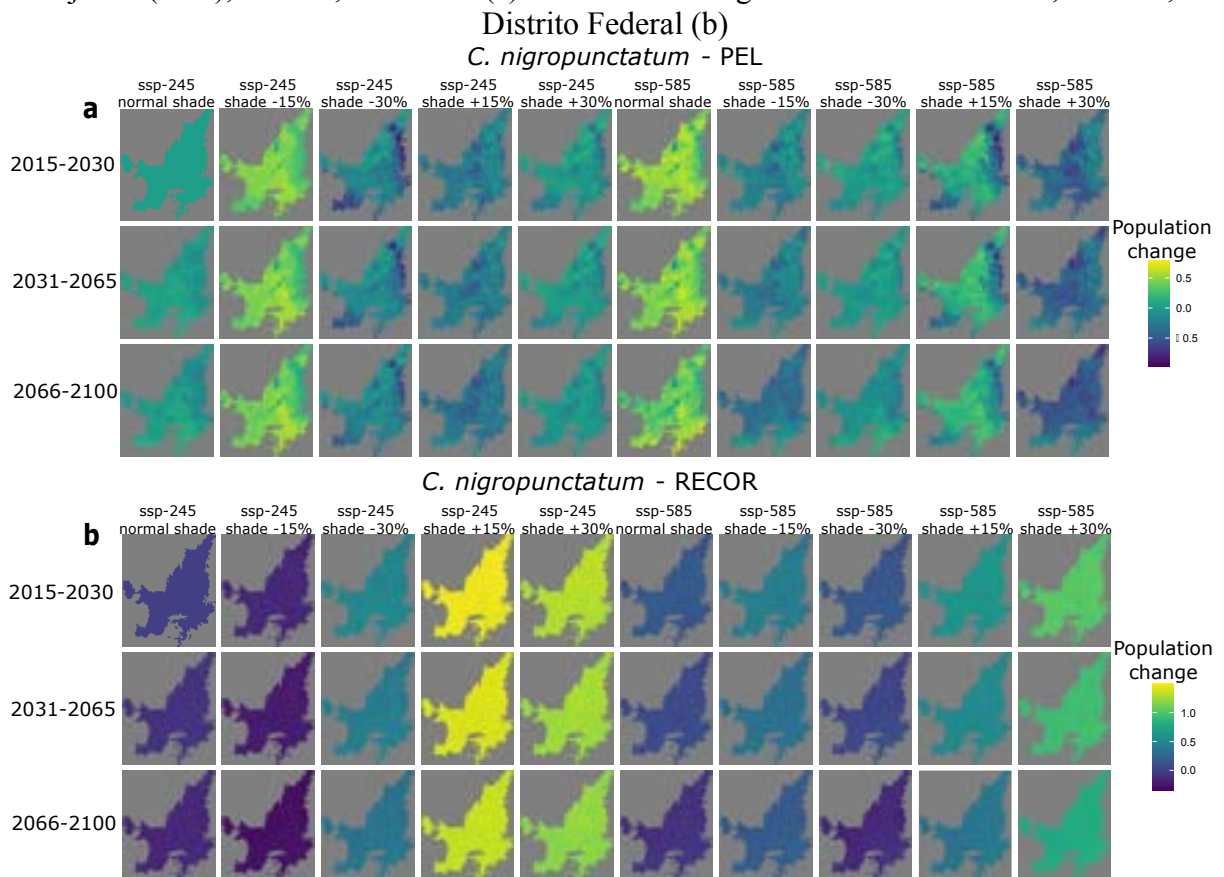
Em *C. nigropunctatum*, as mudanças no regime de queima têm implicações importantes para a adequabilidade de suas populações, especialmente para a população de RECOR, onde a variabilidade espacial parece desprezível dentro cada cenário (Figura 6.4). Em um cenário mais conservador de menor emissão de gases de efeito estufa (SSP 2-4,5), um regime de queima que

6 História de vida e resiliência demográfica predizem as diminuições das populações de lagartos sob mudanças ambientais

Heitor C. Sousa

diminui moderadamente a cobertura do dossel (-15%) aumenta o tamanho da população de *C. nigropunctatum* (PEL), principalmente no Cerrado central (Figura 6.4a). Enquanto em um cenário pessimista de emissões de gases de efeito estufa (SSP 5-8,5), as populações na porção do nordeste do Cerrado devem ter reduções drásticas em regimes de queima menos severos (+15% e +30% de sombreamento).

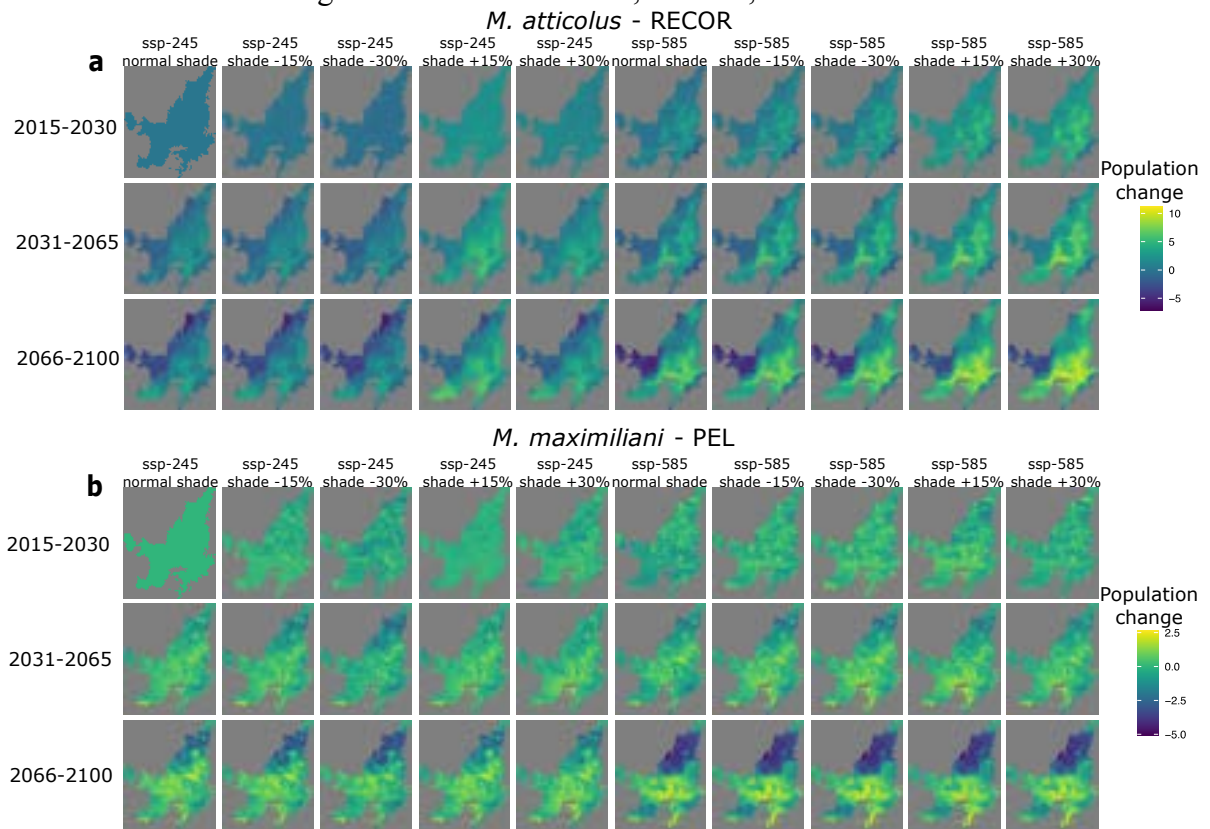
Figura 6.4 – A distribuição geográfica das mudanças de tamanho populacional projetadas em duas populações de lagartos de *C. nigropunctatum* sob duas trajetórias socioeconômicas compartilhadas (SSP 2-4.5 e SSP 5-8.5) e cinco níveis de sombreamento (cobertura normal do dossel, -15%, -30%, +15% e +30%) para 2015-2030, 2031-2065 e 2066-2100. Calculamos as mudanças no tamanho da população usando o cenário SSP 2-4.5 com sombreamento normal como linha de referência. As populações foram amostradas em duas áreas: Parque Estadual do Lajeado (PEL), Palmas, Tocantins (a) e Reserva Ecológica do IBGE – RECOR, Brasília, Distrito Federal (b)



Fonte: Elaboração própria.

Nossas projeções predizem decréscimos populacionais de *M. atticolus* e *M. maximiliani* no norte do Cerrado, e para *M. atticolus*, uma diminuição drástica no oeste do Cerrado (Figura 6.5).

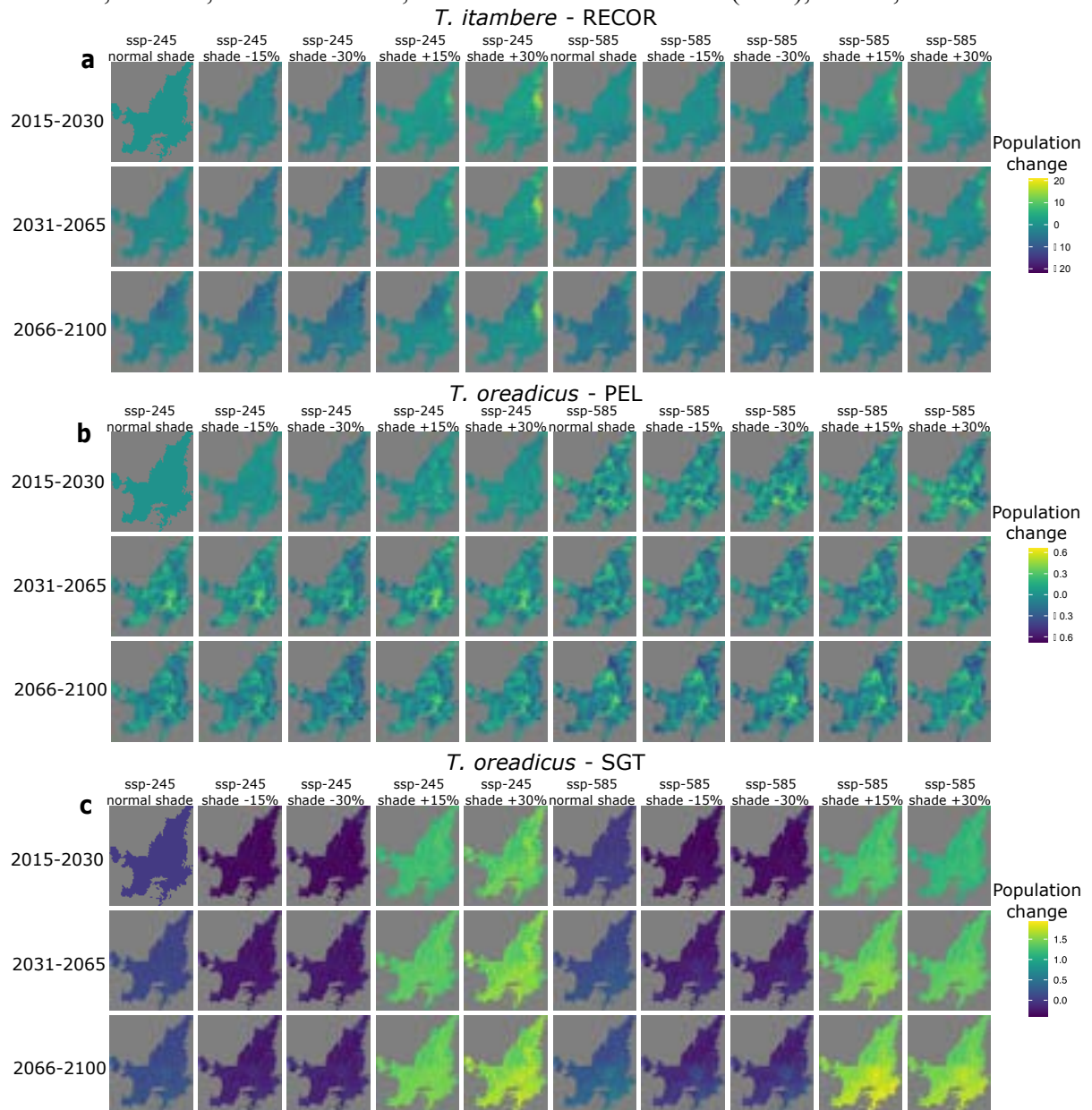
Figura 6.5 – A distribuição geográfica das mudanças de tamanho populacional projetadas em duas populações de lagartos – *Micrablepharus atticolus* (a) e *M. maximiliani* (b) sob duas trajetórias socioeconômicas compartilhadas (SSP 2-4.5 e SSP 5-8.5) e cinco níveis de sombreamento (cobertura normal do dossel, -15%, -30%, +15% e +30%) para 2015-2030, 2031-2065 e 2066-2100. Calculamos as mudanças no tamanho da população usando o cenário SSP 2-4.5 com sombreamento normal como linha de referência. As populações foram amostradas em duas áreas: Parque Estadual do Lajeado (PEL), Palmas, Tocantins, e Reserva Ecológica do IBGE – RECOR, Brasília, Distrito Federal



Fonte: Elaboração própria.

Nas populações de *Tropidurus* (PEL, SGT e RECOR), se projeta que o sul do Cerrado seja mais adequado para a persistência ou aumento populacional (Figura 6.6). Para *T. itambere*, regimes de queima que gerem maior sombra podem proporcionar áreas adequadas para a persistência e aumento das populações no leste do Cerrado (Figura 6.6a).

Figura 6.6 – A distribuição geográfica das mudanças de tamanho populacional projetadas em três populações de lagartos – *Tropidurus itambere* (a) e *T. oreadicus* (b e c) sob duas trajetórias socioeconômicas compartilhadas (SSP 2-4.5 e SSP 5-8.5) e cinco níveis de sombreamento (cobertura normal do dossel, -15%, -30%, +15% e +30%) para 2015-2030, 2031-2065 e 2066-2100. Calculamos as mudanças no tamanho da população usando o cenário SSP 2-4.5 com sombreamento normal como linha de referência. As populações foram amostradas em três áreas: Parque Estadual do Lajeado (PEL), Palmas, Tocantins; Reserva Ecológica do IBGE – RECOR, Brasília, Distrito Federal; e Serra Geral do Tocantins (SGT), Almas, Tocantins



Fonte: Elaboração própria.

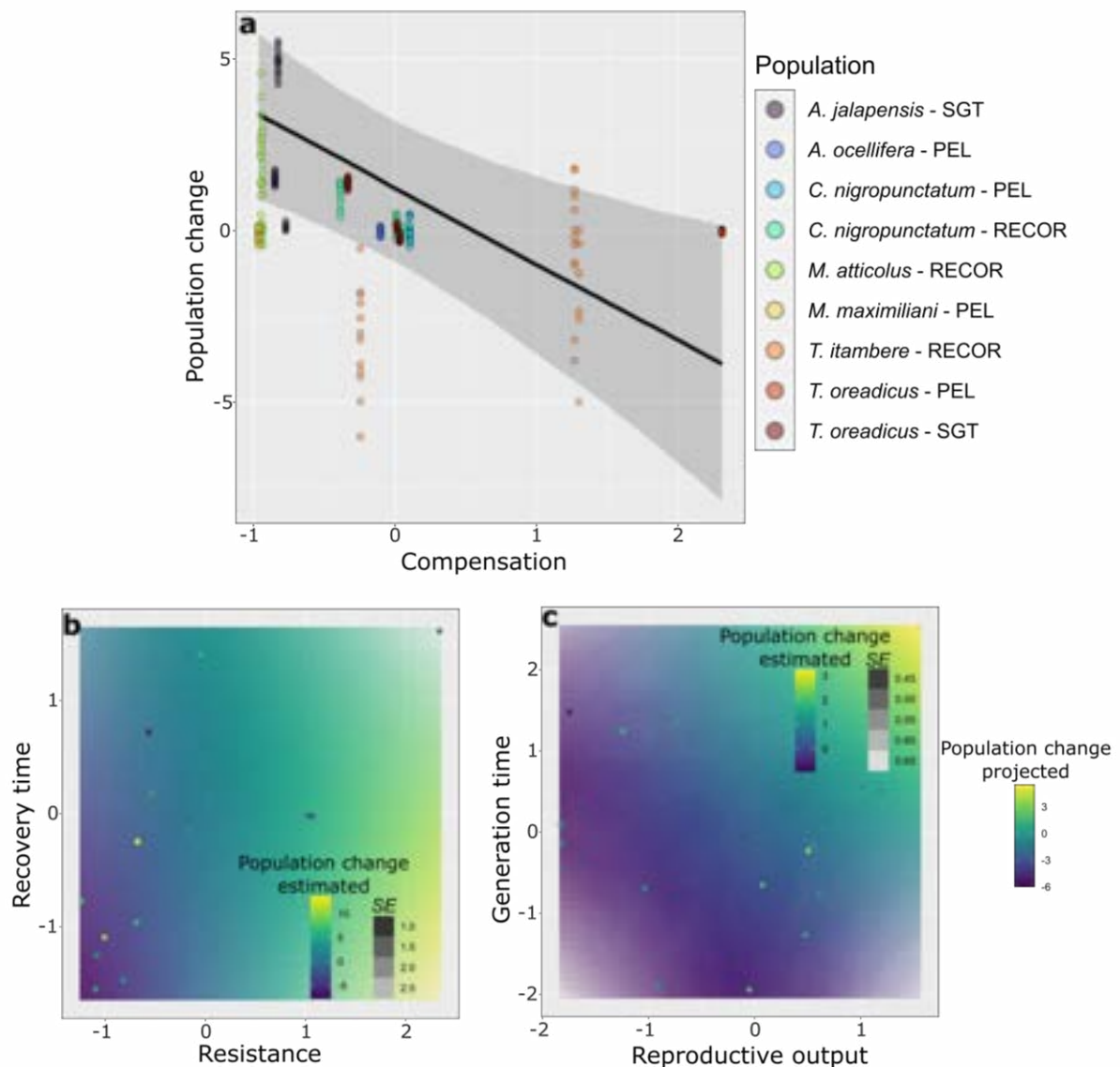
Nossas projeções revelam que populações com alta compensação, baixa resistência e tempos de recuperação curtos são mais propensas a sofrer diminuições populacionais futuras (H3 e H4; Figura 6.7a-b). As características da história de vida explicam esse padrão, sendo

6 História de vida e resiliência demográfica predizem as diminuições das populações de lagartos sob mudanças ambientais

Heitor C. Sousa

que maior tempo de geração e produtividade reprodutiva aumentam a chance de as populações aumentarem no futuro (H3 e H4; Figura 6.7c).

Figura 6.7 – Observação de dados brutos (pontos) e estimativas médias de superfície dos efeitos interativos dos componentes de resiliência demográfica (resistência, compensação e tempo de recuperação) e características da história de vida (tempo de geração e produtividade reprodutiva) sobre mudanças no tamanho populacional de sete espécies de lagartos do Cerrado brasileiro previstas por modelos Bayesianos hierárquicos. Maior transparência nas estimativas superficiais indica menor grau confiança (maiores erros padrão - SE). Para projetar tamanhos populacionais futuros, foram utilizadas duas trajetórias socioeconômicas compartilhadas (SSP 2-4.5 e SSP5-8.5) e cinco níveis de sombreamento (cobertura normal do dossel, -15%, -30%, +15% e +30%) para 2015-2030, 2031-2065 e 2066-2100. Calculamos as mudanças no tamanho da população usando o cenário SSP 2-4.5 com sombreamento normal como linha de referência. As nove populações pertencem a sete espécies amostradas em três áreas (Parque Estadual do Lajeado – PEL, Palmas, Tocantins; Reserva Ecológica do IBGE – RECOR, Brasília, Distrito Federal; e Serra Geral do Tocantins – SGT, Almas, Tocantins): *Ameivula jalapensis* (a), *A. ocellifera* (b), *Copeoglossum nigropunctatum* (c e d), *Micrablepharus atticolus* (e), *M. maximiliani* (f), *Tropidurus oreadicus* (g e h) e *T. itambere* (i)



6.4 Discussão

Com experimentos de longo prazo e em larga escala, mostramos que características da história de vida e componentes de resiliência demográfica podem prever decréscimos populacionais de sete espécies de lagartos neotropicais. Como previsto teoricamente, o potencial das populações de aumentar seu tamanho no curto prazo (*i.e.*, dinâmicas transientes) tem efeitos adversos sobre sua persistência no longo prazo (H2). No entanto, também encontramos efeitos interativos complexos dos componentes de resiliência demográfica sobre o tamanho das populações. Quando as populações demoram mais para se recuperar, elas tendem a ser maiores e possuir maior compensação e menor resistência, pois dinâmicas populacionais com alta variância (alta compensação e baixa resistência) tendem a ficar mais distantes de seu equilíbrio de estado estável (Koons; Grand; Arnold, 2006; Koons *et al.*, 2007). As características da história de vida também explicam esses padrões das populações estudadas. Como previmos (H2), populações em que os indivíduos possuem ritmo de vida mais acelerado e maior investimento reprodutivo apresentam menores abundâncias. No entanto, nossas projeções revelam que populações que combinam um ritmo de vida mais lento e alta produtividade reprodutiva tendem a ter maiores abundâncias nas projeções presentes e futuras (H2-H4).

Nossos resultados revelam que as características ecofisiológicas e as condições microclimáticas são determinantes essenciais da abundância populacional ou probabilidade de captura das espécies de lagartos estudadas (H1). Outros estudos já indicaram que as horas de atividade e o desempenho locomotor são bons preditores da distribuição de muitas espécies de lagartos (Caetano *et al.*, 2020; Kearney *et al.*, 2018) e aqui mostramos os mecanismos onde eles podem influenciar o tamanho da população e a atividade dos indivíduos (por meio da probabilidade de captura). Nossos resultados preenchem uma lacuna de integração entre características fisiológicas e informações microclimáticas com a dinâmica populacional de organismos terrestres ectotérmicos, de forma a entender como as populações podem mudar no futuro. Em geral, as espécies terão desempenho locomotor prejudicado e menos horas de atividade disponíveis devido a ambientes mais quentes. Regimes de queima severos podem ter efeitos ainda mais nocivos, uma vez que a estrutura da vegetação mais aberta induz microclimas mais quentes (Miranda, 2010). Tais predições mecanicistas são importantes para compreender os processos de regulação das populações e como elas podem responder a possíveis mudanças ambientais futuras (Briscoe *et al.*, 2022; Johnston *et al.*, 2019).

Em geral, as populações dos lagartos que estudamos terão tamanhos populacionais mais baixos em latitudes mais baixas (mais próximo da linha do Equador). Esse resultado está

alinhado com a maioria dos estudos que relataram efeitos adversos das mudanças climáticas na biota (Wiens, 2016), uma vez que as espécies tropicais estão mais próximas de seus extremos fisiológicos do que as espécies temperadas (Huey *et al.*, 2009; Pincebourde; Suppo, 2016). No entanto, devido às diferentes relações ambientais com o tamanho das populações, cada população estudada apresentou padrões geográficos diferentes em suas projeções populacionais. Esses resultados também enfatizam como as populações podem se adaptar localmente ao seu ambiente. Por exemplo, populações das mesmas espécies (*C. nigropunctatum*) e (*T. oreadicus*), apesar das semelhanças em suas características de história de vida e potencial de resiliência demográfica, mostraram diferentes padrões geográficos de mudanças populacionais no futuro. Essas adaptações ambientais locais podem proporcionar às espécies maior plasticidade para lidar com futuras mudanças climáticas e de regimes de queima (Barley *et al.*, 2021; Peterson; Doak; Morris, 2019; Valladares *et al.*, 2014).

Apesar das nossas projeções populacionais preverem algumas mudanças negativas no futuro, as populações podem persistir em baixa abundância. No entanto, essas baixas abundâncias podem aumentar as extinções locais (Ozgul *et al.*, 2023), especialmente para aquelas espécies com baixo tempo de geração e produtividade reprodutiva, como espécies do gênero *Micrablepharus* e da espécie *Ameivula jalapensis*. Esses resultados implicam que indivíduos com capacidade de sobreviver por mais tempo e se reproduzir mais vezes durante suas vidas terão maior capacidade de contribuir com o aumento de suas populações no futuro. No entanto, espécies com ritmo de vida acelerado e alto investimento reprodutivo tendem a ter maiores chances de diminuição populacional, como espécies do gênero *Tropidurus*, geralmente o gênero mais abundante nas taxocenoses de lagartos do Cerrado (Mesquita *et al.*, 2006; Nogueira; Colli; Martins, 2009; Nogueira; Valdujo; França, 2005; Vitt, 1991). Por serem muito abundantes, diminuições nas populações de *Tropidurus* podem ter impactos significativos em cascata na estrutura trófica dos ecossistemas, aumentando a incerteza do estado de biodiversidade no futuro. As rápidas mudanças nas condições ambientais e a baixa capacidade de dispersão da maioria das espécies de lagartos (Alagador; Cerdeira; Araújo, 2016; Berg *et al.*, 2010; Bestion; Clobert; Cote, 2015; Buckley; Tewksbury; Deutsch, 2013), principalmente as pequenas e mais abundantes, também podem impedir sua oportunidade de migrar para áreas mais adequadas.

Nossos resultados também indicam que espécies de lagartos vivíparas são capazes, de certa forma, de amortecer impactos de mudanças climáticas e de regimes de queima. Esses resultados vão em direção contrária a outros estudos, que indicaram que essas espécies são mais

vulneráveis, pois elas tendem a ocupar áreas mais frias (Machado *et al.*, 2023; Sinervo, B. *et al.*, 2010). De fato, nossos resultados mostram que certos cenários de regimes de queima podem também diminuir drasticamente os tamanhos populacionais da espécie, em praticamente toda a distribuição do Cerrado, o que sugere que os regimes de queima possuem maior impacto sobre essas populações do que as variações climáticas. Esses padrões podem ser explicados pelas baixas dinâmicas transientes que essas populações experienciam, quando comparado com espécies ovíparas (Davison; Stadman; Jongejans, 2019; Iler *et al.*, 2021; Koons *et al.*, 2009; Maldonado-Chaparro *et al.*, 2018). Fisiologicamente, espécies ovíparas possuem impactos mais variados quanto aos balanços energéticos reprodutivos, o que pode torná-las mais suscetíveis às mudanças climáticas que as espécies vivíparas (Ma *et al.*, 2022).

Nesse estudo, demonstramos que populações com alta compensação, baixa resistência e recuperação rápida possuem menores abundâncias populacionais, provavelmente devido às rápidas e abruptas dinâmicas transientes. Similarmente, características de história de vida também explicam os padrões das abundâncias populacionais: populações com maior investimento reprodutivo e com ritmo de vida mais devagar tendem a ter abundâncias mais altas. Sendo assim, essas características possuem potencial de serem medidas substitutas dos riscos de extinção de certas espécies (Iltis *et al.*, 2019; Roll *et al.*, 2017). Aqui, também mostramos que o manejo do fogo no Cerrado pode ter implicações importantes para a persistência das populações em um mundo em transformação. Ao prescrever queimadas em épocas e frequências específicas (Barradas; Torres Ribeiro, 2021; Durigan *et al.*, 2020; Schmidt; Moura; Ferreira; Eloy; Sampaio; Dias; Berlinck, 2018), os gestores podem moldar regimes de queima para proteger e conservar populações específicas. Além do manejo do fogo, ações de restauração e recuperação que aumentem a cobertura do dossel (Pellizzaro *et al.*, 2017; Pilon; Buisson; Durigan, 2017; Pilon *et al.*, 2023; Schüller; Bustamante, 2022a) também podem ter impactos positivos e tamponantes sobre as populações no futuro, especialmente em manchas de habitat altamente degradadas. Por exemplo, indicamos que áreas do sul e leste do Cerrado com maior cobertura de dossel podem sustentar altas abundâncias populacionais de certas espécies (*e.g.*, *A. ocellifera*, *M. atticolus* e *T. itambere*) no futuro. Muitas dessas áreas estão ocupadas por cultivos agrícolas (Fernandes *et al.*, 2016; Lewis *et al.*, 2022; Schüller *et al.*, 2022a), que podem ser alvos prioritários de restauração nos próximos anos. Portanto, o manejo do fogo e a restauração de habitats serão progressivamente mais críticos no futuro para conservar a biodiversidade do Cerrado (Buisson *et al.*, 2021; Bustamante *et al.*, 2018; Durigan, 2020; Durigan *et al.*, 2015).

Referências

- ALAGADOR, D.; CERDEIRA, J. O.; ARAÚJO, M. B. Climate change, species range shifts and dispersal corridors: an evaluation of spatial conservation models. **Methods in Ecology and Evolution**, 7, n. 7, p. 853-866, 2016.
- ALEMAN, J. C.; STAVER, A. C. Spatial patterns in the global distributions of savanna and forest. **Global Ecology and Biogeography**, 27, n. 7, p. 792-803, 2018.
- ALENCAR, A. A. C.; ARRUDA, V. L. S.; SILVA, W. V. D.; CONCIANI, D. E. *et al.* Long-Term Landsat-Based Monthly Burned Area Dataset for the Brazilian Biomes Using Deep Learning. **Remote Sensing**, 14, n. 11, p. 2510-2510, 2022/5// 2022.
- ALVARADO, S. T.; FORNAZARI, T.; CÓSTOLA, A.; MORELLATO, L. P. C. *et al.* Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian cerrado savanna: Tracking long-term fire regimes using remote sensing. **Ecological Indicators**, 78, p. 270-281, 2017.
- ANDERSON, S. C.; WARD, E. J.; ENGLISH, P. A.; BARNETT, L. A. K. sdmTMB: an R package for fast, flexible, and user-friendly generalized linear mixed effects models with spatial and spatiotemporal random fields. **bioRxiv Ecology**, 2022.
- BALLARIN, A. S.; SONE, J. S.; GESUALDO, G. C.; SCHWAMBACK, D. *et al.* CLIMBra - Climate Change Dataset for Brazil. Science Data Bank 2022.
- BALLARIN, A. S.; SONE, J. S.; GESUALDO, G. C.; SCHWAMBACK, D. *et al.* CLIMBra - Climate Change Dataset for Brazil. **Scientific Data**, 10, n. 1, p. 47, Jan 20 2023.
- BARLEY, J. M.; CHENG, B. S.; SASAKI, M.; GIGNOUX-WOLFSOHN, S. *et al.* Limited plasticity in thermally tolerant ectotherm populations: Evidence for a trade-off. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 288, n. 1958, 2021.
- BARRADAS, A. C. S.; TORRES RIBEIRO, K. Manejo Integrado do Fogo: Trajetória da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (2001 a 2020). **Biodiversidade Brasileira - BioBrasil**, 11, n. 2, p. 139-152, 2021/5// 2021.
- BERG, M. P.; TOBY KIERS, E.; DRIESSEN, G.; VAN DER HEIJDEN, M. *et al.* Adapt or disperse: Understanding species persistence in a changing world. **Global Change Biology**, 16, n. 2, p. 587-598, 2010.
- BESTION, E.; CLOBERT, J.; COTE, J. Dispersal response to climate change: Scaling down to intraspecific variation. **Ecology Letters**, 18, n. 11, p. 1226-1233, 2015.

6 História de vida e resiliência demográfica predizem as diminuições das populações de lagartos sob mudanças ambientais

Heitor C. Sousa

BOND, W. J.; KEELEY, J. E. Fire as a global 'herbivore': The ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in ecology & evolution**, 20, n. 7, p. 387-394, 2005/7// 2005.

BOWMAN, D. M. J. S.; O'BRIEN, J. A.; GOLDAMMER, J. G. Pyrogeography and the Global Quest for Sustainable Fire Management. **Annual Review of Environment and Resources**, 38, n. 1, p. 57-80, 2013.

BRISCOE, N. J.; ELITH, J.; SALGUERO-GÓMEZ, R.; LAHOZ-MONFORT, J. J. *et al.* Forecasting species range dynamics with process-explicit models: matching methods to applications. **Ecology Letters**, p. ele.13348-ele.13348, 2019.

BRISCOE, N. J.; MORRIS, S. D.; MATHEWSON, P. D.; BUCKLEY, L. B. *et al.* Mechanistic forecasts of species responses to climate change: the promise of biophysical ecology. **Glob Chang Biol**, Dec 14 2022.

BRITO, G. D.; MOTTA, P. C.; DE BRITO FREIRE-JR, G.; MOTTA, P. C. Effects of experimental fire regimes on the abundance and diversity of cursorial arachnids of Brazilian savannah (cerrado biome). **Journal of Arachnology**, 39, n. 2, p. 263-272, 2011.

BUCKLEY, L. B.; EHRENBERGER, J. C.; ANGILLETTA, M. J.; WILSON, R. Thermoregulatory behaviour limits local adaptation of thermal niches and confers sensitivity to climate change. **Functional Ecology**, 29, n. 8, p. 1038-1047, 2015.

BUCKLEY, L. B.; TEWKSBURY, J. J.; DEUTSCH, C. A. Can terrestrial ectotherms escape the heat of climate change by moving? **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 280, n. 1765, p. 20131149-20131149, 2013.

BUISSON, E.; FIDELIS, A.; OVERBECK, G. E.; SCHMIDT, I. B. *et al.* A research agenda for the restoration of tropical and subtropical grasslands and savannas. **Restoration Ecology**, 29, n. S1, 2021.

BÜRKNER, P.-C. brms: An R package for Bayesian multilevel models using Stan. **Journal of Statistical Software**, 80, n. 1, 2017.

BUSTAMANTE, M. M. C.; SILVA, J. S.; SCARIOT, A.; SAMPAIO, A. B. *et al.* Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, 2018.

CAETANO, G. H. O.; SANTOS, J. C.; GODINHO, L. B.; CAVALCANTE, V. H. G. L. *et al.* Time of activity is a better predictor of the distribution of a tropical lizard than pure environmental temperatures. **Oikos**, 2020/4// 2020.

6 História de vida e resiliência demográfica predizem as diminuições das populações de lagartos sob mudanças ambientais

Heitor C. Sousa

CAPDEVILA, P.; STOTT, I.; BEGER, M.; SALGUERO-GÓMEZ, R. Towards a Comparative Framework of Demographic Resilience. **Trends in Ecology & Evolution**, 35, n. 9, p. 776-786, 2020/9// 2020.

CAPDEVILA, P.; STOTT, I.; CANT, J.; BEGER, M. *et al.* Life history mediates the trade-offs among different components of demographic resilience. **Ecology Letters**, 2022/3// 2022.

COLLI, G. R.; GIUGLIANO, L. G.; MESQUITA, D. O.; FRANÇA, F. G. R. A new species of *Cnemidophorus* from the Jalapão region, in the central Brazilian Cerrado. **Herpetologica**, 65, n. 3, p. 311-327, 2009.

COSTA, B. M.; PANTOJA, D. L.; SOUSA, H. C.; DE QUEIROZ, T. A. *et al.* Long-term, fire-induced changes in habitat structure and microclimate affect Cerrado lizard communities. **Biodiversity and Conservation**, 29, n. 5, p. 1659-1681, 2020/4// 2020.

DAL VECHIO, F.; RECODER, R.; ZAHER, H.; RODRIGUES, M. T. Natural history of *Micrablepharus maximiliani* (Squamata: Gymnophthalmidae) in a Cerrado region of northeastern Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, 31, n. 2, p. 114-118, 2014.

DAVISON, R.; STADMAN, M.; JONGEJANS, E. Stochastic effects contribute to population fitness differences. **Ecological Modelling**, 408, n. July, 2019.

DURIGAN, G. Zero-fire: not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. **Flora**, p. 151612-151612, 2020/5// 2020.

DURIGAN, G.; PILON, N. A. L.; ABREU, R. C. R.; HOFFMANN, W. A. *et al.* No Net Loss of Species Diversity After Prescribed Fires in the Brazilian Savanna. **Frontiers in Forests and Global Change**, 3, p. 1-15, 2020/2// 2020.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, n. Dias 2006, p. n/a-n/a, 2015.

EASTERLING, M. R.; ELLNER, S. P.; DIXON, P. M. Size-specific sensitivity: Applying a new structured population model. **Ecology**, 81, n. 3, p. 694-708, 2000.

EVANS, M. E. K.; MEROW, C.; RECORD, S.; MCMAHON, S. M. *et al.* Towards Process-based Range Modeling of Many Species. **Trends in Ecology and Evolution**, 31, n. 11, p. 860-871, 2016.

FARIA, R. G.; ARAUJO, A. F. B. Sintopy of two *Tropidurus* lizard species (Squamata: Tropiduridae) in a rocky Cerrado habitat in central Brazil. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, 64, n. 4, p. 775-786, 2004/11// 2004.

6 História de vida e resiliência demográfica predizem as diminuições das populações de lagartos sob mudanças ambientais

Heitor C. Sousa

FERNANDES, G. W.; COELHO, M. S.; MACHADO, R. B.; FERREIRA, M. E. *et al.* Afforestation of savannas: An impending ecological disaster. *Natureza e Conservação*. : Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação: 6-11 p. 2016.

FERREIRA, A.; KIHARA, V. O.; MEHANNA, M. Reproductive Strategies of Brazilian Lizards of the Genus *Tropidurus* Rodrigues, 1987 (Squamata, Tropiduridae) in the Temporal and Spatial. **International Journal of Morphology**, 29, n. 4, p. 1414-1421, 2011.

FIDELIS, A.; LYRA, M. F. D. S.; PIVELLO, V. R. Above- and below-ground biomass and carbon dynamics in Brazilian Cerrado wet grasslands. **Journal of Vegetation Science**, 24, n. 2, p. 356-364, 2013.

FURTADO, L. O.; FELICIO, G. R.; LEMOS, P. R.; CHRISTIANINI, A. V. *et al.* Winners and Losers: How Woody Encroachment Is Changing the Small Mammal Community Structure in a Neotropical Savanna. **Frontiers in Ecology and Evolution**, 9, 2021/12// 2021.

GAMELON, M.; GIMENEZ, O.; BAUBET, E.; COULSON, T. *et al.* Influence of Life-History Tactics on Transient Dynamics: A Comparative Analysis across Mammalian Populations. **The American Naturalist**, 184, n. 5, p. 673-683, 2014/11// 2014.

GEIGER, R.; ARON, R. H.; TODHUNTER, P. **The climate near the ground**. Sixth edition ed. New York: Rowman & Littlefield Publishers, 2003. 0742518574.

GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; SILVÉRIO, D. V.; BUSTAMANTE, M. M. C. Effects and behaviour of experimental fires in grasslands, savannas, and forests of the Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, 458, n. August 2019, 2020.

GRIFFITH, A. B.; SALGUERO-GÓMEZ, R.; MEROW, C.; MCMAHON, S. Demography beyond the population. **Journal of Ecology**, 104, n. 2, p. 271-280, 2016/3// 2016.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M. *et al.* High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, 342, n. 6160, p. 850-853, Nov 15 2013.

HUEY, R. B.; DEUTSCH, C. A.; TEWKSBURY, J. J.; VITT, L. J. *et al.* Why tropical forest lizards are vulnerable to climate warming. **Proceedings. Biological sciences / The Royal Society**, 276, n. 1664, p. 1939-1948, 2009.

HUEY, R. B.; KEARNEY, M. R.; KROCKENBERGER, A.; HOLTUM, J. A. M. *et al.* Predicting organismal vulnerability to climate warming: roles of behaviour, physiology and adaptation. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, 367, n. 1596, p. 1665-1679, 2012.

6 História de vida e resiliência demográfica predizem as diminuições das populações de lagartos sob mudanças ambientais

Heitor C. Sousa

HUEY, R. B.; STEVENSON, R. D. Integrating thermal physiology and ecology of ectotherms: a discussion of approaches. **American Zoologist**, 19, n. 1, p. 357-366, 1979.

ILER, A. M.; CARADONNA, P. J.; FORREST, J. R. K.; POST, E. Demographic Consequences of Phenological Shifts in Response to Climate Change. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 52, n. 1, p. 221-245, 2021.

ILTIS, C.; LOUÂPRE, P.; PECHAROVÁ, K.; THIÉRY, D. *et al.* Are life-history traits equally affected by global warming? A case study combining a multi-trait approach with fine-grain climate modeling. **Journal of Insect Physiology**, 117, n. February, p. 103916-103916, 2019.

JEPPSSON, T.; FORSLUND, P. Can life history predict the effect of demographic stochasticity on extinction risk? **American Naturalist**, 179, n. 6, p. 706-720, Jun 2012.

JOHNSTON, A. S. A.; BOYD, R. J.; WATSON, J. W.; PAUL, A. *et al.* Predicting population responses to environmental change from individual-level mechanisms: Towards a standardized mechanistic approach. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 286, n. 1913, 2019.

JONES, O. R.; BARKS, P.; STOTT, I.; JAMES, T. D. *et al.* Rcompadre and Rage—Two R packages to facilitate the use of the COMPADRE and COMADRE databases and calculation of life-history traits from matrix population models. **Methods in Ecology and Evolution**, 13, n. 4, p. 770-781, 2022.

KEARNEY, M.; SIMPSON, S. J.; RAUBENHEIMER, D.; HELMUTH, B. Modelling the ecological niche from functional traits. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, 365, n. 1557, p. 3469-3483, 2010.

KEARNEY, M. R.; GILLINGHAM, P. K.; BRAMER, I.; DUFFY, J. P. *et al.* A method for computing hourly, historical, terrain-corrected microclimate anywhere on earth. **Methods in Ecology and Evolution**, 11, n. 1, p. 38-43, 2020.

KEARNEY, M. R.; MUNNS, S. L.; MOORE, D.; MALISHEV, M. *et al.* Field tests of a general ectotherm niche model show how water can limit lizard activity and distribution. **Ecological Monographs**, 88, n. 4, p. 672-693, 2018.

KEARNEY, M. R.; PORTER, W. P. Mechanistic niche modelling: Combining physiological and spatial data to predict species' ranges. **Ecology Letters**, 12, n. 4, p. 334-350, 2009.

KEARNEY, M. R.; PORTER, W. P. NicheMapR - an R package for biophysical modelling: The microclimate model. **Ecography**, n. August, 2016.

6 História de vida e resiliência demográfica predizem as diminuições das populações de lagartos sob mudanças ambientais

Heitor C. Sousa

KEARNEY, M. R.; SHAMAKHY, A.; TINGLEY, R.; KAROLY, D. J. *et al.* Microclimate modelling at macro scales: A test of a general microclimate model integrated with gridded continental-scale soil and weather data. **Methods in Ecology and Evolution**, 5, n. 3, p. 273-286, 2014.

KELLNER, K. **jagsUI: a wrapper around 'rjags' to streamline 'JAGS' analyses**. Versão R package version 1.5.1. 2019.

KLINGES, D. H.; DUFFY, J. P.; KEARNEY, M. R.; MACLEAN, I. M. D. mcera5: Driving microclimate models with <scp>ERA5</scp> global gridded climate data. **Methods in Ecology and Evolution**, 2022/4// 2022.

KOONS, D. N.; GRAND, J. B.; ARNOLD, J. M. Population momentum across vertebrate life histories. **Ecological Modelling**, 197, n. 3-4, p. 418-430, 2006.

KOONS, D. N.; HOLMES, R. R.; GRAND, J. B. Population inertia and its sensitivity to changes in vital rates and population structure. **Ecology**, 88, n. 11, p. 2857-2867, 2007.

KOONS, D. N.; PAVARD, S.; BAUDISCH, A.; JESSICA, C. Is life-history buffering or lability adaptive in stochastic environments? **Oikos**, 118, n. 7, p. 972-980, 2009.

LEVIN, S. C.; CHILDS, D. Z.; COMPAGNONI, A.; EVERS, S. *et al.* ipmr: Flexible implementation of Integral Projection Models in R. **Methods in Ecology and Evolution**, 2021, n. February, p. 1826-1834, 2021.

LEWIS, K.; DE V. BARROS, F.; CURE, M. B.; DAVIES, C. A. *et al.* Mapping native and non-native vegetation in the Brazilian Cerrado using freely available satellite products. **Scientific Reports**, 12, n. 1, 2022/12// 2022.

MA, L.; LEVY, O.; BUCKLEY, L. B.; HOU, C. *et al.* Variable impacts on reproductive energetics may render oviparous squamates more vulnerable to climate warming than viviparous species. **Ecography**, 2022, n. 5, 2022.

MACHADO, L. P. C.; CAETANO, G. H. D. O.; CAVALCANTE, V. H. L.; MILES, D. B. *et al.* Climate change shrinks environmental suitability for a viviparous Neotropical skink. **Conservation Science and Practice**, 2023.

MALDONADO-CHAPARRO, A. A.; BLUMSTEIN, D. T.; ARMITAGE, K. B.; CHILDS, D. Z. Transient LTRE analysis reveals the demographic and trait-mediated processes that buffer population growth. **Ecol Lett**, 21, n. 11, p. 1693-1703, Nov 2018.

6 História de vida e resiliência demográfica predizem as diminuições das populações de lagartos sob mudanças ambientais

Heitor C. Sousa

MARAVALHAS, J.; VASCONCELOS, H. L. Revisiting the pyrodiversity-biodiversity hypothesis: Long-term fire regimes and the structure of ant communities in a Neotropical savanna hotspot. **Journal of Applied Ecology**, 51, n. 6, p. 1661-1668, 2014.

MARIANO, V.; REBOLO, I. F.; CHRISTIANINI, A. V. Fire-sensitive species dominate seed rain after fire suppression: Implications for plant community diversity and woody encroachment in the Cerrado. **Biotropica**, n. November 2017, p. 5-9, 2019.

MEIRA, K. T. R.; FARIA, R. G.; SILVA, M. D. D. M.; MIRANDA, V. T. D. *et al.* História natural de *Tropidurus oreadicus* em uma área de cerrado rupestre do Brasil Central. **Biota Neotropica**, 7, n. 2, p. 155-163, 2007.

MEIRI, S.; BROWN, J. H.; SIBLY, R. M. The ecology of lizard reproductive output. **Global Ecology and Biogeography**, 21, n. 5, p. 592-602, 2012.

MESQUITA, D. O.; COLLI, G. R. The ecology of *Cnemidophorus ocellifer* (Squamata, Teiidae) in a neotropical savanna. **Journal of Herpetology**, 37, n. 3, p. 498-509, Sep 2003. Article.

MESQUITA, D. O.; COLLI, G. R.; FRANÇA, F. G. R.; VITT, L. J. Ecology of a Cerrado Lizard Assemblage in the Jalapão Region of Brazil. **Copeia**, 2006, n. 3, p. 460-471, 2006.

MESQUITA, D. O.; FARIA, R. G.; COLLI, G. R.; VITT, L. J. *et al.* Lizard life-history strategies. **Austral Ecology**, 41, n. 1, p. 1-5, 2016/2// 2016.

MILLING, C. R.; RACHLOW, J. L.; OLSOY, P. J.; CHAPPELL, M. A. *et al.* Habitat structure modifies microclimate: An approach for mapping fine-scale thermal refuge. **Methods in Ecology and Evolution**, 9, n. 6, p. 1648-1657, 2018.

MIRANDA, H. S. **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do Projeto Fogo**. Brasília, Brasil: IBAMA, 2010. 144-144 p. 9788573003055.

NIMMO, D. G.; CARTHEY, A. J. R.; JOLLY, C. J.; BLUMSTEIN, D. T. Welcome to the Pyrocene: Animal survival in the age of megafire. **Glob Chang Biol**, 27, n. 22, p. 5684-5693, Nov 2021.

NOGUEIRA, C.; COLLI, G. R.; MARTINS, M. Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. **Austral Ecology**, 34, n. 1, p. 83-96, 2009/2// 2009.

6 História de vida e resiliência demográfica predizem as diminuições das populações de lagartos sob mudanças ambientais

Heitor C. Sousa

NOGUEIRA, C.; VALDUJO, P. H.; FRANÇA, F. G. R. Habitat variation and lizard diversity in a Cerrado area of central Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 40, n. 2, p. 105-112, 2005.

OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. **The cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. 367-367 p. (Columbia University Press. 0231120427.

OLIVERAS, I.; MEIRELLES, S. T.; HIRAKURI, V. L.; FREITAS, C. R. *et al.* Effects of fire regimes on herbaceous biomass and nutrient dynamics in the Brazilian savanna.

International Journal of Wildland Fire, 22, n. 3, p. 368-380, 2013.

OZGUL, A.; FICHTEL, C.; PANIW, M.; KAPPELER, P. M. Destabilizing effect of climate change on the persistence of a short-lived primate. **Proc Natl Acad Sci U S A**, 120, n. 14, p. e2214244120, Apr 4 2023.

PARMESAN, C. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 37, n. 1, p. 637-669, 2006.

PARMESAN, C.; YOHE, G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. **Nature**, 421, n. 6918, p. 37-42, 2003.

PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E. Abrupt Climate-Independent Fire Regime Changes. **Ecosystems**, 17, n. 6, p. 1109-1120, 2014.

PELLIZZARO, K. F.; CORDEIRO, A. O. D. O.; ALVES, M.; MOTTA, C. P. *et al.* Cerrado restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, n. March, 2017.

PEREIRA, A. C.; OLIVEIRA, S. L. J.; PEREIRA, J. M. C.; TURKMAN, M. A. A. Modelling fire frequency in a Cerrado savanna protected area. **PLoS ONE**, 9, n. 7, 2014.

PETERSON, M. L.; DOAK, D. F.; MORRIS, W. F. Incorporating local adaptation into forecasts of species' distribution and abundance under climate change. **Global Change Biology**, 25, n. 3, p. 775-793, 2019.

PILON, N. A. L.; BUISSON, E.; DURIGAN, G. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. **Restoration Ecology**, p. 1-9, 2017.

PILON, N. A. L.; CAMPOS, B. H.; DURIGAN, G.; CAVA, M. G. B. *et al.* Challenges and directions for open ecosystems biodiversity restoration: An overview of the techniques applied for Cerrado. **Journal of Applied Ecology**, 2023.

6 História de vida e resiliência demográfica predizem as diminuições das populações de lagartos sob mudanças ambientais

Heitor C. Sousa

PINCEBOURDE, S.; SUPPO, C. The vulnerability of tropical ectotherms to warming is modulated by the microclimatic heterogeneity. **Integrative and Comparative Biology**, 56, n. 1, p. 85-97, 2016.

PLUMMER, M. **rjags: bayesian graphical models using MCMC**. Versão R package version 4-10. 2019.

PONTES-DA-SILVA, E.; MAGNUSSON, W. E.; SINERVO, B. R.; SANTOS, J. C. *et al.* Extinction risks forced by climatic change and intraspecific variation in the thermal physiology of a tropical lizard. **Journal of Thermal Biology**, 73, n. February, p. 50-60, 2018.

PRADEL, R. Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. **Biometrics**, 52, n. 2, p. 703-709, Jun 1996.

RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning fires in a brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environ Manage**, 26, n. 6, p. 675-684, Dec 2000.

RISSI, M. N.; BAEZA, M. J.; GORGONE-BARBOSA, E.; ZUPO, T. *et al.* Does season affect fire behaviour in the Cerrado? **International Journal of Wildland Fire**, 26, n. 5, p. 427-433, 2017.

RODRIGUES, M. T. A new species of lizard, genus *Micrablepharus* (Squamata: Gymnophthalmidae), from Brazil. **Herpetologica**, 52, n. 4, p. 535-541, 1996.

RODRIGUEZ-CARO, R. C.; GRACIA, E.; BLOMBERG, S. P.; CAYUELA, H. *et al.* Anthropogenic impacts on threatened species erode functional diversity in chelonians and crocodylians. **Nature Communications**, 14, n. 1, p. 1542, Mar 28 2023.

ROLL, U.; FELDMAN, A.; NOVOSOLOV, M.; ALLISON, A. *et al.* The global distribution of tetrapods reveals a need for targeted reptile conservation. **Nat Ecol Evol**, 1, n. 11, p. 1677-1682, Nov 2017.

ROOS, C. I.; BOWMAN, D. M. J. S.; BALCH, J. K.; ARTAXO, P. *et al.* Pyrogeography, historical ecology, and the human dimensions of fire regimes. **Journal of Biogeography**, 41, n. 4, p. 833-836, 2014.

SALGUERO-GÓMEZ, R.; JONES, O. R.; ARCHER, C. R.; BEIN, C. *et al.* COMADRE: A global data base of animal demography. **Journal of Animal Ecology**, 85, n. 2, p. 371-384, 2016.

SCHMIDT, I. B.; MOURA, L. C.; FERREIRA, M. C.; ELOY, L. *et al.* Fire management in the Brazilian Savanna: first steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology**, in review, n. February, p. x-x, 2018.

SCHÜLER, J.; BUSTAMANTE, M. M. C. Spatial planning for restoration in Cerrado: Balancing the trade-offs between conservation and agriculture. **Journal of Applied Ecology**, 2022a.

SCHURR, F. M.; PAGEL, J.; CABRAL, J. S.; GROENEVELD, J. *et al.* How to understand species' niches and range dynamics: A demographic research agenda for biogeography. **Journal of Biogeography**, 39, n. 12, p. 2146-2162, 2012.

SILVA, P. S.; NOGUEIRA, J.; RODRIGUES, J. A.; SANTOS, F. L. M. *et al.* Putting fire on the map of Brazilian savanna ecoregions. **Journal of Environmental Management**, 296, n. February, 2021a.

SIMON, M. F.; GREYER, R.; DE QUEIROZ, L. P.; SKEMA, C. *et al.* Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 106, n. 48, p. 20359-20364, 2009/12// 2009.

SIMON, M. F.; PENNINGTON, T. Evidence for adaptation to fire regimes in the tropical savannas of the Brazilian Cerrado. **International Journal of Plant Sciences**, 173, n. 6, p. 711-723, 2012.

SINERVO, B.; MENDEZ-DE-LA-CRUZ, F.; MILES, D. B.; HEULIN, B. *et al.* Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. **Science**, 328, n. 5980, p. 894-899, May 14 2010.

SINERVO, B.; MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ, F.; MILES, D. B.; HEULIN, B. *et al.* Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. **Science**, 328, n. 5980, p. 894-899, 2010/5// 2010a.

SINERVO, B.; MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ, F.; MILES, D. B.; HEULIN, B. *et al.* Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. **Science (New York, N.Y.)**, 328, n. 5980, p. 894-899, 2010/5// 2010b.

STEARNS, S. C. Life-history tactics: a review of the ideas. **The Quarterly review of biology**, 51, n. 1, p. 3-47, 1976.

STOTT, I.; HODGSON, D. J.; TOWNLEY, S. Popdemo: An R package for population demography using projection matrix analysis. **Methods in Ecology and Evolution**, 3, n. 5, p. 797-802, 2012.

STOTT, I.; TOWNLEY, S.; HODGSON, D. J. A framework for studying transient dynamics of population projection matrix models. **Ecology Letters**, 14, n. 9, p. 959-970, 2011.

SUGGITT, A. J.; GILLINGHAM, P. K.; HILL, J. K.; HUNTLEY, B. *et al.* Habitat microclimates drive fine-scale variation in extreme temperatures. **Oikos**, 120, n. 1, p. 1-8, 2011.

TENAN, S.; PRADEL, R.; TAVECCHIA, G.; IGUAL, J. M. *et al.* Hierarchical modelling of population growth rate from individual capture-recapture data. **Methods in Ecology and Evolution**, 5, n. 7, p. 606-614, 2014.

TONKIN, J. D.; BOGAN, M. T.; BONADA, N.; RIOS-TOUMA, B. *et al.* Seasonality and predictability shape temporal species diversity. **Ecology**, 98, n. 5, p. 1201-1216, 2017.

URBAN, M. C.; BOCEDI, G.; HENDRY, A. P.; MIHOUB, J. B. *et al.* Improving the forecast for biodiversity under climate change. **Science**, 353, n. 6304, 2016.

VALLADARES, F.; MATESANZ, S.; GUILHAUMON, F.; ARAÚJO, M. B. *et al.* The effects of phenotypic plasticity and local adaptation on forecasts of species range shifts under climate change. **Ecology Letters**, 17, n. 11, p. 1351-1364, 2014.

VAN SLUYS, M. Food habits of the lizard *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) in southeastern Brazil. **Journal of Herpetology**, 27, n. 3, p. 347-351, 1993.

VAN SLUYS, M. Population dynamics of the saxicolous lizard *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) in a seasonal habitat of Southeastern Brazil. **Herpetologica**, 56, n. 1, p. 55-62, 2000.

VAN SLUYS, M.; HENDERSON, R. W. The reproductive cycle of *Tropidurus itambere* (Sauria: Tropiduridae) in Southeastern Brazil. **Journal of Herpetology**, 27, n. 1, p. 28-32, 1993.

VIEIRA, G. H. C.; MESQUITA, D. O.; PÉRES JR, A. K.; KITAYAMA, K. *et al.* *Micrablepharus atticolus* (NCN). Natural History. **Herpetological Review**, 31, n. 4, p. 241-242, 2000.

VITT, L. J. An Introduction to the Ecology of Cerrado Lizards. **Journal of Herpetology**, 25, n. 1, p. 79-90, Mar 1991. Article.

VITT, L. J.; BLACKBURN, D. G. Ecology and life-history of the viviparous lizard *Mabuya bistrriata* (Scincidae) in the Brazilian Amazon. **Copeia**, n. 4, p. 916-927, Dec 13 1991. Article.

VITT, L. J.; CALDWELL, J. P. Ecological Observations on Cerrado Lizards in Rondônia, Brazil. **Journal of Herpetology**, 27, n. 1, p. 46-52, 1993a.

6 História de vida e resiliência demográfica predizem as diminuições das populações de lagartos sob mudanças ambientais

Heitor C. Sousa

VITT, L. J.; ZANI, P. A.; LIMA, A. C. M. Heliotherms in tropical rain forest: The ecology of *Kentropyx calcarata* (Teiidae) and *Mabuya nigropunctata* (Scincidae) in the Curua-Una of Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 13, p. 199-220, Mar 1997. Article.

WALTHER, G.-R. R.; POST, E.; CONVEY, P.; MENZEL, A. *et al.* Ecological responses to recent climate change. **Nature**, 416, n. 6879, p. 389-395, 2002.

WIENS, J. J. Climate-Related Local Extinctions Are Already Widespread among Plant and Animal Species. **PLoS Biology**, n. December, p. 1-18, 2016.

WOLF, K. D.; HIGUERA, P. E.; DAVIS, K. T.; DOBROWSKI, S. Z. Wildfire impacts on forest microclimate vary with biophysical context. **Ecosphere**, 12, n. 5, 2021.

WOODS, H. A.; DILLON, M. E.; PINCEBOURDE, S. The roles of microclimatic diversity and of behavior in mediating the responses of ectotherms to climate change. **Journal of Thermal Biology**, 54, p. 86-97, 2015.

WRIGHT, M. N.; ZIEGLER, A. ranger: A fast implementation of Random Forests for high dimensional data in C++ and R. **Journal of Statistical Software**, 77, n. 1, 2017.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foram utilizadas diversos métodos e técnicas de diferentes áreas do conhecimento na construção dessa tese, como análises de conteúdo, modelos psicométricos, análises geoestatísticas e modelos populacionais. Somente com uma abordagem interdisciplinar, foi possível avançar de forma transversal em lacunas do conhecimento acerca da biologia da conservação, da pirogeografia, da ecologia do fogo e das mudanças climáticas. Abordagens integrativas dessas diferentes disciplinas devem ser ainda mais necessárias em um mundo de mudanças ambientais crescentemente mais severas.

No Capítulo 2, como esperado, encontramos diferenças no vocabulário utilizado na percepção ambiental do Cerrado pelos residentes rurais e especialistas ambientais. No entanto, somente as percepções positivas do Cerrado apresentaram tópicos diferentes entre os grupos. Residentes rurais tendem a ter uma percepção mais direta e espacialmente restrita do Cerrado, enfatizando frutas comestíveis e beleza cênica; enquanto especialistas ambientais enfatizam mais a importância de serviços ecossistêmicos da região, como a provisão de água e turismo, em contextos regional, nacional e global. Políticas públicas e atividades de educação ambiental são importantes para desmitificar algumas percepções equivocadas que algumas pessoas ainda possuem em relação ao Cerrado e para sensibilizar a sociedade para a tomada de consciência da conservação dessa região tão ameaçada.

No Capítulo 3, identificamos *tradeoffs* na priorização de objetivos de manejo do fogo entre entrevistados rurais e especialistas ambientais, principalmente porque os entrevistados rurais priorizam a diminuição dos custos econômicos e das doenças pulmonares humanas e os especialistas ambientais o uso tradicional da biodiversidade ou sua conservação. Pessoas com maior escolaridade priorizaram a conservação da biodiversidade e seu uso tradicional e valorizaram mais a importância do uso do fogo. As atitudes e percepções humanas em relação à sazonalidade do fogo correlacionaram-se com algumas prioridades nos objetivos de manejo do fogo, revelando caminhos para sensibilizar as pessoas para uma maior integração e promoção da conservação da biodiversidade. A maioria dos especialistas aprovou o uso do MIF em áreas protegidas (91,8%) e privadas (79,6%).

No Capítulo 4, descobrimos que mais de 69% do Cerrado experiencia queimadas concentradas no final da estação seca, presumivelmente provocadas pelo ser humano. Essas queimadas são geralmente maiores do que as que ocorrem no início das estações seca e chuvosa. No norte do Cerrado, as queimadas no final da estação seca são mais frequentes e extensas; no

sul do Cerrado, os incêndios são menos frequentes devido à supressão do fogo pela agricultura. Precipitação, umidade relativa, radiação solar e evaporação foram as melhores variáveis climáticas explicando a variação na frequência do fogo; as queimadas foram mais frequentes em condições mais secas e com maior insolação. Insolação, elevação do terreno, declividade e vegetação foram fatores críticos para controlar a extensão de queimadas. Descobrimos que as queimadas são especialmente extensas em altitudes mais altas, encostas íngremes, vegetações mais altas, com menos biomassa acima do solo e épocas com alta insolação. A relação entre a extensão de queimadas e a altura do dossel e a biomassa está de acordo com a teoria da limitação da biomassa e da umidade. Também observamos aumento da frequência e extensão de queimadas e mudanças na sazonalidade ao longo de 1982 e 2018 no Cerrado, com maiores tendências de queimadas no final da estação seca, em agosto e setembro. Nossos resultados podem contribuir para uma gestão integrada eficiente e aplicável do fogo em áreas privadas e públicas para diminuir regimes de queima mais severos e mitigar o risco de efeitos adversos na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos. O conhecimento tradicional pode ser essencial para atingir esses objetivos, uma vez que encontramos uma maior diversidade de regimes de queima em algumas terras indígenas.

No Capítulo 5, nossos resultados revelam que regimes de queima severos reduzem as capacidades de resistência, compensação ou recuperação das populações de lagartos no Cerrado. Além disso, identificamos o tempo de geração e a produtividade reprodutiva como preditores das tendências de resiliência em regimes de queima e climáticos. Nossas análises demonstram que a probabilidade e a quantidade de reprodução mensal são os fatores proximais da resiliência demográfica nas três espécies de lagartos estudadas. Restrições reprodutivas, como viviparidade e tamanhos fixos de ninhada, afetam significativamente a capacidade das populações ectotérmicas de resistirem e de se beneficiarem de distúrbios, ressaltando sua relevância em avaliações de conservação.

No Capítulo 6, descobrimos que populações com alta compensação, baixa resistência e longos tempos de recuperação apresentam abundâncias populacionais mais altas. Como previsto pela teoria, populações onde os indivíduos têm ritmos de vida mais rápidos têm populações menores. Investir em reprodução só produz grandes tamanhos populacionais quando as populações têm tempos de geração elevados. Como esperado, essas características também predizem as mudanças de tamanho da população no futuro. Dependendo do cenário do regime de queima, as populações podem amortecer ou aumentar seus tamanhos em determinadas áreas, especialmente nas porções leste e sul da distribuição geográfica do Cerrado.

Para organismos de pequeno porte, como lagartos, a capacidade dos indivíduos de sobreviver e se reproduzir pode ser um fator determinante para a persistência das populações em um mundo com regimes climáticos e de queima mais severos.

Ao cruzar os principais resultados dos capítulos dessa tese, podemos concluir que ainda há uma grande lacuna de conhecimento e consciência ambiental em relação ao Cerrado por parte da sociedade e das comunidades locais. Essa lacuna inclui a falta de conhecimento acerca de serviços ecossistêmicos, importância da biodiversidade e do uso do fogo no Cerrado. A educação e a tomada de consciência ambiental são ferramentas essenciais para sensibilizar a sociedade acerca de problemas socioambientais que o Cerrado enfrenta, incluindo o manejo do fogo, as mudanças climáticas e a perda da biodiversidade. Os resultados das entrevistas e questionários demonstram que a maior parte da população se preocupa com as questões ambientais e climáticas e priorizam a biodiversidade. Assim, a educação ambiental pode gerar um diferencial potencializador dessas percepções e atitudes, gerando maior engajamento social com a ciência e conservação da biodiversidade.

Também vimos que a sazonalidade das chuvas no Cerrado traz impactos sobre a percepção das pessoas em relação ao Cerrado e sobre seus regimes de queima. Observamos que os regimes de queima no Cerrado estão se alterando nas últimas décadas, com queimadas mais extensas e concentradas no final da estação seca (agosto a outubro). De acordo com as projeções climáticas, esses meses tenderão a ser os mais quentes e secos nas próximas décadas, o que aumentará o risco de incêndios de grandes extensões e sem controle. Essa homogeneização dos regimes de queima no Cerrado segue sua recente mudança de uso da terra, com a supressão da sua heterogênea vegetação dando espaço para monoculturas. Nossos resultados mostram que essa homogeneização para regimes de queima mais severos, no final da estação seca, pode diminuir a capacidade de resiliência de populações naturais, colocando em risco a biodiversidade do Cerrado e seus serviços ecossistêmicos.

Ao estarmos em um mundo de grandes mudanças ambientais, o tema da resiliência é transversal nos estudos dessa tese. Inclusive, a resiliência do Cerrado foi um dos tópicos positivos identificados em nossa análise de conteúdo das entrevistas e questionários acerca da percepção ambiental de residentes rurais e especialistas ambientais. Por possuírem características adaptativas, muitas espécies de plantas do Cerrado possuem alta resiliência a distúrbios climáticos e do fogo. Aqui, mostramos que certas características da história de vida de lagartos também trazem um valor adaptativo em frente a mudanças ambientais, como o clima

e regimes de queima; espécies que conseguem se reproduzir mais cedo e em maior quantidade possuem maior resiliência. Esse valor adaptativo será continuamente mais importante nas próximas décadas, em que o clima ficará mais severo (quente e mais seco) na maior parte do Cerrado. Eventos extremos, tanto climáticos, quanto de fogo, também estão previstos a aumentarem, de acordo com os últimos relatórios do IPCC. Dessa forma, precisaremos manejar e conservar a sociobiodiversidade, mitigando os impactos negativos e estimulando os impulsionadores de resiliência das espécies. Também vimos que a percepção das pessoas em relação ao Cerrado ainda é muito antropocêntrica e utilitarista. Para desenvolver a resiliência nos sistemas socioecológicos, uma visão mais integradora com a natureza será cada vez mais necessária, respeitando a existência e valores intrínsecos da sociobiodiversidade e dos conhecimentos tradicionais.

O Manejo Integrado do Fogo possui um papel fundamental em mitigar os futuros impactos das mudanças climáticas e dos regimes de queima. Somente com um planejamento sistemático e integrado, será possível mitigar esses impactos. Para isso, a aprovação da Lei que implementa o Programa Nacional de Manejo Integrado do Fogo tem o potencial de fornecer as diretrizes e ferramentas para os atores-chave relacionados ao manejo de fogo no Cerrado, com efetiva participação social. No entanto, um cuidado preventivo precisa ser tomado nas ações do âmbito de um Programa Nacional. As atividades de manejo do fogo precisam ser tomadas com critérios técnicos e científicos, que beneficiem a sociobiodiversidade, impedindo o seu uso para somente beneficiamento próprio. Um sistema técnico e fiscalizador será necessário para garantir os objetivos de manejo de fogo no Cerrado, de forma a criarmos regimes de queima mais sustentáveis. Além disso, é essencial integrar as ações de manejo do fogo com a criação de Unidades de Conservação e fiscalização às exigências do Código Florestal. Enquanto as políticas públicas e o sistema econômico beneficiarem a supressão do Cerrado para abrir mais áreas agrícolas, mais sociobiodiversidade e serviços ecossistêmicos estaremos perdendo, e ainda contribuindo para as mudanças climáticas globais.

Humildemente, espero ter contribuído com o avanço de alguns aspectos relacionados à conservação da biodiversidade do Cerrado, uma região tão única, rica e menosprezada por alguns. Vários dos resultados que gerei estou tornando abertamente acessíveis para que as partes interessadas e tomadores de decisão possam usufruir de tais informações. A meu ver, a academia, os órgãos ambientais, a sociedade civil e as comunidades locais precisam urgentemente de criar laços mais duradouros para gerar frutos que disseminem ações mais sustentáveis, se quisermos conservar o Cerrado como conhecemos hoje.

“Nossas lealdades estão com as espécies e com o planeta. Nós falamos pela Terra. Nossa obrigação de sobreviver e florescer pertence, não só a nós mesmos, mas também ao Cosmos, antigo e vasto, do qual surgimos.”

Carl Sagan

REFERÊNCIAS

ACCATINO, F.; WIEGAND, K.; WARD, D.; DE MICHELE, C. Trees, grass, and fire in humid savannas-The importance of life history traits and spatial processes. **Ecological Modelling**, 320, p. 135-144, 2016.

ADAMS, V. M.; ÁLVAREZ-ROMERO, J. G.; CAPON, S. J.; CROWLEY, G. M. *et al.* Making time for space: The critical role of spatial planning in adapting natural resource management to climate change. **Environmental Science and Policy**, 74, n. July, p. 57-67, 2017.

ADAMS, V. M.; BARNES, M.; PRESSEY, R. L. Shortfalls in Conservation Evidence: Moving from Ecological Effects of Interventions to Policy Evaluation. **One Earth**, 1, n. 1, p. 62-75, 2019.

ADOLPH, S. C.; PORTER, W. P. Temperature, activity, and lizard life histories. **The American naturalist**, 142, n. 2, p. 273-295, 1993.

ADOLPH, S. C.; PORTER, W. P. Growth, seasonality, and lizard life histories age and size at maturity. **Oikos**, 77, n. 2, p. 267-278, 1996.

ALAGADOR, D.; CERDEIRA, J. O.; ARAÚJO, M. B. Climate change, species range shifts and dispersal corridors: an evaluation of spatial conservation models. **Methods in Ecology and Evolution**, 7, n. 7, p. 853-866, 2016.

ALDRICH, S.; WALKER, R.; SIMMONS, C.; CALDAS, M. *et al.* Contentious Land Change in the Amazon's Arc of Deforestation. **Annals of the Association of American Geographers**, 102, n. 1, p. 103-128, 2012.

ALEMAN, J. C.; STAVER, A. C. Spatial patterns in the global distributions of savanna and forest. **Global Ecology and Biogeography**, 27, n. 7, p. 792-803, 2018.

ALENCAR, A.; SHIMBO, J. Z.; LENTI, F.; MARQUES, C. B. *et al.* Mapping three decades of changes in the Brazilian savanna native vegetation using landsat data processed in the google earth engine platform. **Remote Sensing**, 12, n. 6, 2020.

ALENCAR, A. A. C.; ARRUDA, V. L. S.; SILVA, W. V. D.; CONCIANI, D. E. *et al.* Long-Term Landsat-Based Monthly Burned Area Dataset for the Brazilian Biomes Using Deep Learning. **Remote Sensing**, 14, n. 11, p. 2510-2510, 2022/5// 2022.

ALLEN, W. L.; STREET, S. E.; CAPELLINI, I. Fast life history traits promote invasion success in amphibians and reptiles. **Ecology Letters**, 20, n. 2, p. 222-230, 2017.

ALVARADO, S. T.; FORNAZARI, T.; CÓSTOLA, A.; MORELLATO, L. P. C. *et al.* Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian cerrado savanna: Tracking long-term fire regimes using remote sensing. **Ecological Indicators**, 78, p. 270-281, 2017.

ALVARADO, S. T.; SILVA, T. S. F.; ARCHIBALD, S. Management impacts on fire occurrence: A comparison of fire regimes of African and South American tropical savannas in different protected areas. **Journal of Environmental Management**, 218, p. 79-87, 2018.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONCALVES, J. L. D. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22, n. 6, p. 711-728, Dec 2013.

ÁLVAREZ-ROMERO, J. G.; ADAMS, V. M.; PRESSEY, R. L.; DOUGLAS, M. *et al.* Integrated cross-realm planning: A decision-makers' perspective. **Biological Conservation**, 191, p. 799-808, 2015.

ANDERSEN, A. N.; COOK, G. D.; CORBETT, L. K.; DOUGLAS, M. M. *et al.* Fire frequency and biodiversity conservation in Australian tropical savannas: implications from the Kapalga fire experiment. **Austral Ecology**, 30, n. 2, p. 155-167, 2005/4// 2005.

ANDERSON, S. C.; WARD, E. J.; ENGLISH, P. A.; BARNETT, L. A. K. sdmTMB: an R package for fast, flexible, and user-friendly generalized linear mixed effects models with spatial and spatiotemporal random fields. **bioRxiv Ecology**, 2022.

APONTE, C.; DE GROOT, W. J.; WOTTON, B. M. Forest fires and climate change: causes, consequences and management options. **International Journal of Wildland Fire**, 25, n. 8, p. i-i, 2016.

ARAGÃO, R. B. D. A.; BASTOS LIMA, M. G.; BURNS, G. L.; ROSS, H. To clear or not to clear: Unpacking soy farmers' decision-making on deforestation in Brazil's Cerrado. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, 6, 2022.

ARAGONESES, E.; CHUVIECO, E. Generation and mapping of fuel types for fire risk assessment. **Fire**, 4, n. 3, 2021.

ARAÚJO, M. B.; FERRI-YÁÑEZ, F.; BOZINOVIC, F.; MARQUET, P. A. *et al.* Heat freezes niche evolution. **Ecology Letters**, 16, n. 9, p. 1206-1219, 2013.

ARCHIBALD, S. Managing the human component of fire regimes: lessons from Africa. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences**, 371, n. 1696, p. 20150346-20150346, Jun 5 2016.

ARCHIBALD, S.; LEHMANN, C. E. R.; BELCHER, C. M.; BOND, W. J. *et al.* Biological and geophysical feedbacks with fire in the Earth system. **Environmental Research Letters**, 13, n. 3, 2018.

ARCHIBALD, S.; LEHMANN, C. E. R.; GÓMEZ-DANS, J. L.; BRADSTOCK, R. A. Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. **Proceedings of the National Academy of Sciences, USA**, 110, n. 16, p. 6445-6447, 2013.

ARORA, V. K.; BOER, G. J. Fire as an interactive component of dynamic vegetation models. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, 110, n. G2, p. 1-20, 2005.

ASLAN, C. E.; SOUTHER, S.; STORTZ, S.; SAMPLE, M. *et al.* Land management objectives and activities in the face of projected fire regime change in the Sonoran desert. **Journal of Environmental Management**, n. xxxx, p. 111644-111644, 2020.

ASLAN, C. E.; SOUTHER, S.; STORTZ, S.; SAMPLE, M. *et al.* Land management objectives and activities in the face of projected fire regime change in the Sonoran desert. **Journal of Environmental Management**, 280, n. xxxx, p. 111644, Feb 15 2021.

AYCRIGG, J. L.; MCCARLEY, T. R.; BELOTE, R. T.; MARTINUZZI, S. Wilderness areas in a changing landscape: changes in land use, land cover, and climate. **Ecological Applications**, 32, n. 1, p. e02471, Jan 2022.

AZEVEDO, J. A. R.; VALDUJO, P. H.; DE C. NOGUEIRA, C. Biogeography of anurans and squamates in the Cerrado hotspot: coincident endemism patterns in the richest and most impacted savanna on the globe. **Journal of Biogeography**, 43, n. 12, p. 2454-2464, 2016/12// 2016.

BALLARIN, A. S.; SONE, J. S.; GESUALDO, G. C.; SCHWAMBACK, D. *et al.* CLIMBra - Climate Change Dataset for Brazil. Science Data Bank 2022.

BALLARIN, A. S.; SONE, J. S.; GESUALDO, G. C.; SCHWAMBACK, D. *et al.* CLIMBra - Climate Change Dataset for Brazil. **Scientific Data**, 10, n. 1, p. 47, Jan 20 2023.

BARDSLEY, D. K.; PROWSE, T. A. A.; SIEGFRIEDT, C. Seeking knowledge of traditional Indigenous burning practices to inform regional bushfire management. **Local Environment**, 24, n. 8, p. 727-745, 2019.

BARLEY, J. M.; CHENG, B. S.; SASAKI, M.; GIGNOUX-WOLFSOHN, S. *et al.* Limited plasticity in thermally tolerant ectotherm populations: Evidence for a trade-off. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 288, n. 1958, 2021.

BARRADAS, A. C. S.; TORRES RIBEIRO, K. Manejo Integrado do Fogo: Trajetória da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (2001 a 2020). **Biodiversidade Brasileira - BioBrasil**, 11, n. 2, p. 139-152, 2021/5// 2021.

BARROS-ROSA, L.; DE ARRUDA, P. H. Z.; MACHADO, N. G.; PIRES-OLIVEIRA, J. C. *et al.* Fire probability mapping and prediction from environmental data: What a comprehensive savanna-forest transition can tell us. **Forest Ecology and Management**, 520, 2022/9// 2022.

BATISTA, E. K. L.; RUSSELL-SMITH, J.; FRANÇA, H.; FIGUEIRA, J. E. C. An evaluation of contemporary savanna fire regimes in the Canastra National Park, Brazil: Outcomes of fire suppression policies. **Journal of Environmental Management**, 205, p. 40-49, 2018.

BATLLORI, E.; PARISIEN, M. A.; KRAWCHUK, M. A.; MORITZ, M. A. Climate change-induced shifts in fire for Mediterranean ecosystems. **Global Ecology and Biogeography**, 22, n. 10, p. 1118-1129, 2013.

BECKMANN, M.; GERSTNER, K.; AKIN-FAJIYE, M.; CEAUŞU, S. *et al.* Conventional land-use intensification reduces species richness and increases production: A global meta-analysis. **Global Change Biology**, 25, n. 6, p. 1941-1956, 2019.

BELLARD, C.; LECLERC, C.; LEROY, B.; BAKKENES, M. *et al.* Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, 23, n. 12, p. 1376-1386, 2014.

BENNETT, N. J. Using perceptions as evidence to improve conservation and environmental management. **Conservation Biology**, 30, n. 3, p. 582-592, 2016.

BENNETT, N. J.; ROTH, R. **The conservation social sciences: What?, How? and Why?** Vancouver, BC: University of British Columbia, 2015. 85-85 p. (University of British Columbia.

BENNETT, N. J.; ROTH, R.; KLAIN, S. C.; CHAN, K. M. *et al.* Mainstreaming the social sciences in conservation. **Conservation Biology**, 31, n. 1, p. 56-66, Feb 2017.

BENNETT, N. J.; ROTH, R.; KLAIN, S. C.; CHAN, K. M. A. *et al.* Mainstreaming the social sciences in conservation. **Conservation Biology**, 31, n. 1, p. 56-66, 2016.

BENOIT, K.; WATANABE, K.; WANG, H.; NULTY, P. *et al.* quanteda: An R package for the quantitative analysis of textual data. **Journal of Open Source Software**, 3, n. 30, p. 774, 2018.

BERG, M. P.; TOBY KIERS, E.; DRIESSEN, G.; VAN DER HEIJDEN, M. *et al.* Adapt or disperse: Understanding species persistence in a changing world. **Global Change Biology**, 16, n. 2, p. 587-598, 2010.

BESTION, E.; CLOBERT, J.; COTE, J. Dispersal response to climate change: Scaling down to intraspecific variation. **Ecology Letters**, 18, n. 11, p. 1226-1233, 2015.

BILBAO, B.; MISTRY, J.; MILLÁN, A.; BERARDI, A. Sharing Multiple Perspectives on Burning: Towards a Participatory and Intercultural Fire Management Policy in Venezuela, Brazil, and Guyana. **Fire**, 2, n. 3, p. 39-39, 2019.

BIZERRIL, M. X. A. Children's perceptions of Brazilian Cerrado landscapes and biodiversity. **The Journal of Environmental Education**, 35, n. 4, p. 47-58, 2004.

BOND, W. J.; KEELEY, J. E. Fire as a global 'herbivore': The ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in ecology & evolution**, 20, n. 7, p. 387-394, 2005/7// 2005.

BOWMAN, D. M.; BALCH, J.; ARTAXO, P.; BOND, W. J. *et al.* The human dimension of fire regimes on Earth. **J Biogeogr**, 38, n. 12, p. 2223-2236, Dec 2011.

BOWMAN, D. M.; BALCH, J. K.; ARTAXO, P.; BOND, W. J. *et al.* Fire in the Earth system. **Science**, 324, n. 5926, p. 481-484, Apr 24 2009.

BOWMAN, D. M. J. S.; BALCH, J.; ARTAXO, P.; BOND, W. J. *et al.* The human dimension of fire regimes on Earth. **Journal of biogeography**, 38, n. 12, p. 2223-2236, 2011/12// 2011.

BOWMAN, D. M. J. S.; KOLDEN, C. A.; ABATZOGLOU, J. T.; JOHNSTON, F. H. *et al.* Vegetation fires in the Anthropocene. **Nature Reviews Earth & Environment**, 1, n. 10, p. 500-515, 2020.

BOWMAN, D. M. J. S.; O'BRIEN, J. A.; GOLDAMMER, J. G. Pyrogeography and the Global Quest for Sustainable Fire Management. **Annual Review of Environment and Resources**, 38, n. 1, p. 57-80, 2013.

BRADSHAW, C. J. A.; BOWMAN, D. M. J. S.; BOND, N. R.; MURPHY, B. P. *et al.* Brave new green world - Consequences of a carbon economy for the conservation of Australian biodiversity. **Biological Conservation**, 161, p. 71-90, 2013.

BRADSTOCK, R. A. A biogeographic model of fire regimes in Australia: Current and future implications. **Global Ecology and Biogeography**, 19, n. 2, p. 145-158, 2010.

BRADSTOCK, R. A.; BEDWARD, M.; GILL, A. M.; COHN, J. S. Which mosaic? A landscape ecological approach for evaluating interaction between fire regimes, habitat and animals. **Wildlife Research**, 32, n. 1, p. 409-423, 2005.

BRAITHWAITE, R. W. Effects of fire regimes on lizards in the wet-dry tropics of Australia. **Journal of Tropical Ecology**, 3, p. 265-275, 1987/7// 1987.

BRISCOE, N. J.; ELITH, J.; SALGUERO-GÓMEZ, R.; LAHOZ-MONFORT, J. J. *et al.* Forecasting species range dynamics with process-explicit models: matching methods to applications. **Ecology Letters**, p. ele.13348-ele.13348, 2019.

BRISCOE, N. J.; MORRIS, S. D.; MATHEWSON, P. D.; BUCKLEY, L. B. *et al.* Mechanistic forecasts of species responses to climate change: the promise of biophysical ecology. **Glob Chang Biol**, Dec 14 2022.

BRITO, G. D.; MOTTA, P. C.; DE BRITO FREIRE-JR, G.; MOTTA, P. C. Effects of experimental fire regimes on the abundance and diversity of cursorial arachnids of Brazilian savannah (cerrado biome). **Journal of Arachnology**, 39, n. 2, p. 263-272, 2011.

BUCKLEY, L. B.; EHRENBERGER, J. C.; ANGILLETTA, M. J.; WILSON, R. Thermoregulatory behaviour limits local adaptation of thermal niches and confers sensitivity to climate change. **Functional Ecology**, 29, n. 8, p. 1038-1047, 2015.

BUCKLEY, L. B.; TEWKSBURY, J. J.; DEUTSCH, C. A. Can terrestrial ectotherms escape the heat of climate change by moving? **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 280, n. 1765, p. 20131149-20131149, 2013.

BUISSON, E.; FIDELIS, A.; OVERBECK, G. E.; SCHMIDT, I. B. *et al.* A research agenda for the restoration of tropical and subtropical grasslands and savannas. **Restoration Ecology**, 29, n. S1, 2020.

BUISSON, E.; FIDELIS, A.; OVERBECK, G. E.; SCHMIDT, I. B. *et al.* A research agenda for the restoration of tropical and subtropical grasslands and savannas. **Restoration Ecology**, 29, n. S1, 2021.

BÜRKNER, P.-C. brms: An R package for Bayesian multilevel models using Stan. **Journal of Statistical Software**, 80, n. 1, 2017.

BURROWS, N. D. Linking fire ecology and fire management in south-west Australian forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, 255, n. 7, p. 2394-2406, 2008/4// 2008.

BUSTAMANTE, M. M. C.; ROITMAN, I.; AIDE, T. M.; ALENCAR, A. *et al.* Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and

recovery on carbon stocks and biodiversity. **Global Change Biology**, 22, n. 1, p. 92-109, 2016.

BUSTAMANTE, M. M. C.; SILVA, J. S.; SCARIOT, A.; SAMPAIO, A. B. *et al.* Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, 2018.

BUTTS, C. T. network: A Package for Managing Relational Data in R. **Journal of Statistical Software**, 24, n. 2, p. 1-36, 2008.

CADENHEAD, N. C. R.; KEARNEY, M. R.; MOORE, D.; MCALPIN, S. *et al.* Climate and Fire Scenario Uncertainty Dominate the Evaluation of Options for Conserving the Great Desert Skink. **Conservation Letters**, 9, n. 3, p. 181-190, 2016.

CAETANO, G. H. O.; SANTOS, J. C.; GODINHO, L. B.; CAVALCANTE, V. H. G. L. *et al.* Time of activity is a better predictor of the distribution of a tropical lizard than pure environmental temperatures. **Oikos**, 2020/4// 2020.

CAILLAULT, S.; LARIS, P.; FLEURANT, C.; DELAHAYE, D. *et al.* Anthropogenic Fires in West African Landscapes: A Spatially Explicit Model Perspective of Humanized Savannas. **Fire**, 3, n. 4, p. 62-62, 2020.

CAMPAGNOLO, M. L.; LIBONATI, R.; RODRIGUES, J. A.; PEREIRA, J. M. C. A comprehensive characterization of MODIS daily burned area mapping accuracy across fire sizes in tropical savannas. **Remote Sensing of Environment**, 252, 2021.

CAPDEVILA, P.; NOVIELLO, N.; MCRAE, L.; FREEMAN, R. *et al.* Global patterns of resilience decline in vertebrate populations. **Ecology Letters**, n. October, p. 1-12, 2021/11// 2021.

CAPDEVILA, P.; STOTT, I.; BEGER, M.; SALGUERO-GÓMEZ, R. Towards a Comparative Framework of Demographic Resilience. **Trends in Ecology & Evolution**, 35, n. 9, p. 776-786, 2020/9// 2020.

CAPDEVILA, P.; STOTT, I.; CANT, J.; BEGER, M. *et al.* Life history mediates the trade-offs among different components of demographic resilience. **Ecology Letters**, 2022/3// 2022.

CAPDEVILA, P.; STOTT, I.; OLIVERAS MENOR, I.; STOUFFER, D. B. *et al.* Reconciling resilience across ecological systems, species and subdisciplines. **Journal of Ecology**, 109, n. 9, p. 3102-3113, 2021.

CARDINALE, B. J.; GONZALEZ, A.; ALLINGTON, G. R. H.; LOREAU, M. Is local biodiversity declining or not? A summary of the debate over analysis of species richness time trends. **Biological Conservation**, 219, n. December 2017, p. 175-183, 2018.

CARDOSO DA SILVA, J. M.; BATES, J. M. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. **BioScience**, 52, n. 3, p. 225-225, 2002.

CARMONA, C. P.; TAMME, R.; PÄRTEL, M.; DE BELLO, F. *et al.* Erosion of global functional diversity across the tree of life. **Science Advances**, 7, n. 13, p. eabf2675, 2021/3// 2021.

CAYUELA, H.; MONOD-BROCA, B.; LEMAITRE, J. F.; BESNARD, A. *et al.* Compensatory recruitment allows amphibian population persistence in anthropogenic habitats. **Proceedings of the National Academy of Sciences, USA**, 119, n. 38, p. e2206805119, Sep 20 2022.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; DIRZO, R. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, p. 201704949-201704949, 2017.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; RAVEN, P. H. Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 117, n. 24, p. 13596-13602, 2020.

CHAPLIN-KRAMER, R.; SHARP, R. P.; WEIL, C.; BENNETT, E. M. *et al.* Global modeling of nature's contributions to people. **Science**, 366, n. 6462, p. 255-258, 2019.

CHAZDON, R. L. Towards more effective integration of tropical forest restoration and conservation. **Biotropica**, 51, n. 4, p. 463-472, 2019.

CHO, F. **ahpsurvey: Analytic Hierarchy Process for survey data**. Versão R package version 0.4.1. 2019.

CHRISTIE, A. P.; ABECASIS, D.; ADJEROUD, M.; ALONSO, J. C. *et al.* Quantifying and addressing the prevalence and bias of study designs in the environmental and social sciences. **Nature Communications**, 11, n. 1, p. 1-11, 2020.

CLARKE, H.; PENMAN, T.; BOER, M.; CARY, G. J. *et al.* The Proximal Drivers of Large Fires: A Pyrogeographic Study. **Frontiers in Earth Science**, 8, n. April, p. 1-11, 2020.

CLARKE, M. F. Catering for the needs of fauna in fire management: science or just wishful thinking? **Wildlife Research**, 35, n. 5, p. 385-385, 2008.

COCHRANE, M. A.; BARBER, C. P. Climate change, human land use and future fires in the Amazon. **Global Change Biology**, 15, n. 3, p. 601-612, 2009.

COLLI, G. R.; GIUGLIANO, L. G.; MESQUITA, D. O.; FRANÇA, F. G. R. A new species of *Cnemidophorus* from the Jalapão region, in the central Brazilian Cerrado. **Herpetologica**, 65, n. 3, p. 311-327, 2009.

COLLI, G. R.; VIEIRA, C. R.; DIANESE, J. C. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. **Biodiversity and Conservation**, 29, n. 5, p. 1465-1475, 2020.

COLLINS, S. L.; NIPPERT, J. B.; BLAIR, J. M.; BRIGGS, J. M. *et al.* Fire frequency, state change and hysteresis in tallgrass prairie. **Ecology Letters**, 24, n. 4, p. 636-647, Apr 2021.

CORRÊA SCALON, M.; MAIA CHAVES BICALHO DOMINGOS, F.; JONATAR ALVES DA CRUZ, W.; MARIMON JÚNIOR, B. H. *et al.* Diversity of functional trade-offs enhances survival after fire in Neotropical savanna species. **Journal of Vegetation Science**, 31, n. 1, p. 139-150, 2019.

CORTÉS-CAPANO, G.; TOIVONEN, T.; SOUTULLO, A.; FERNÁNDEZ, A. *et al.* Exploring landowners' perceptions, motivations and needs for voluntary conservation in a cultural landscape. **People and Nature**, 2, n. 3, p. 840-855, 2020.

COSTA, B. M.; PANTOJA, D. L.; SOUSA, H. C.; DE QUEIROZ, T. A. *et al.* Long-term, fire-induced changes in habitat structure and microclimate affect Cerrado lizard communities. **Biodiversity and Conservation**, 29, n. 5, p. 1659-1681, 2020/4// 2020.

COSTA, B. M.; PANTOJA, D. L.; SOUSA, H. C.; DE QUEIROZ, T. A. *et al.* Long-term, fire-induced changes in habitat structure and microclimate affect Cerrado lizard communities. **Biodiversity and Conservation**, 29, n. 5, p. 1659-1681, 2020/4// 2021.

COSTA, B. M.; PANTOJA, D. L.; VIANNA, M. C. M.; COLLI, G. R. Direct and Short-Term Effects of Fire on Lizard Assemblages from a Neotropical Savanna Hotspot. **Journal of Herpetology**, 47, n. 3, p. 502-510, Sep 2013. Article.

COUGHLAN, M. R. Traditional fire-use, landscape transition, and the legacies of social theory past. **Ambio**, 44, n. 8, p. 705-717, 2015.

COUGHLAN, M. R.; PETTY, A. M. Linking humans and fire: A proposal for a transdisciplinary fire ecology. **International Journal of Wildland Fire**, 21, n. 5, p. 477-487, 2012.

DAL VECHIO, F.; RECODER, R.; ZAHER, H.; RODRIGUES, M. T. Natural history of *Micrablepharus maximiliani* (Squamata: Gymnophthalmidae) in a Cerrado region of northeastern Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, 31, n. 2, p. 114-118, 2014.

DALE, V. H.; JOYCE, L. A.; MCNULTY, S.; NEILSON, R. P. The interplay between climate change, forests, and disturbances. **Science of The Total Environment**, 262, n. 3, p. 201-204, 2000/11// 2000.

DANTAS, V.; BATALHA, M. A.; PAUSAS, J. G. Fire drives functional thresholds on the savanna-forest transition. **Ecology**, 94, n. 11, p. 2454-2463, 2013.

DANTAS, V. D. L.; HIROTA, M.; OLIVEIRA, R. S.; PAUSAS, J. G. Disturbance maintains alternative biome states. **Ecology Letters**, 19, n. 1, p. 12-19, 2016.

DANTAS, V. D. L.; PAUSAS, J. G.; BATALHA, M. A.; DE PAULA LOIOLA, P. *et al.* The role of fire in structuring trait variability in Neotropical savannas. **Oecologia**, 171, n. 2, p. 487-494, 2013.

DAVISON, R.; STADMAN, M.; JONGEJANS, E. Stochastic effects contribute to population fitness differences. **Ecological Modelling**, 408, n. July, 2019.

DE ALBAN, J. D. T.; LEONG, B. P. I.; VENEGAS-LI, R.; CONNETTE, G. M. *et al.* Conservation beyond the existing protected area network is required to improve species and habitat representation in a global biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, 257, n. March, 2021.

DE ARAÚJO, F. M.; FERREIRA, L. G.; ARANTES, A. E. Distribution Patterns of Burned Areas in the Brazilian Biomes: An Analysis Based on Satellite Data for the 2002-2010 Period. **Remote Sensing**, 4, n. 7, p. 1929-1946, 2012.

DE CÁCERES, M.; BROTONS, L.; AQUILUÉ, N.; FORTIN, M. J. The combined effects of land-use legacies and novel fire regimes on bird distributions in the Mediterranean. **Journal of Biogeography**, 40, n. 8, p. 1535-1547, 2013.

DENG, H. **Guided random forest in the RRF package**. 2013.

DINERSTEIN, E.; OLSON, D.; JOSHI, A.; VYNNE, C. *et al.* An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the Terrestrial Realm. **BioScience**, 67, n. 6, p. 534-545, 2017.

DIRZO, R.; YOUNG, H. S.; GALETTI, M.; CEBALLOS, G. *et al.* Defaunation in the Anthropocene. **Science**, 345, n. 6195, p. 401-406, Jul 25 2014.

DIRZO, R.; YOUNG, H. S.; GALETTI, M.; CEBALLOS, G. *et al.* Defaunation in the Anthropocene. **Science**, 345, n. 6195, p. 401-406, 2014.

DOBROVOLSKI, R.; LOYOLA, R.; RATTIS, L.; GOUVEIA, S. F. *et al.* Science and democracy must orientate Brazil's path to sustainability. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 16, n. 3, p. 121-124, 2018.

DOBROVOLSKI, R.; LOYOLA, R. D.; MARCO JÚNIOR, P. D.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Agricultural Expansion Can Menace Brazilian Protected Areas During the 21st Century. **Natureza & Conservação**, 9, n. 2, p. 208-213, 2011.

DRISCOLL, D. A.; BODE, M.; BRADSTOCK, R. A.; KEITH, D. A. *et al.* Resolving future fire management conflicts using multicriteria decision making. **Conservation Biology**, 30, n. 1, p. 196-205, 2016.

DRISCOLL, D. A.; HENDERSON, M. K. How many common reptile species are fire specialists? A replicated natural experiment highlights the predictive weakness of a fire succession model. **Biological Conservation**, 141, p. 460-471, 2008.

DRISCOLL, D. A.; LINDENMAYER, D. B.; BENNETT, A. F.; BODE, M. *et al.* Fire management for biodiversity conservation: Key research questions and our capacity to answer them. **Biological Conservation**, 143, n. 9, p. 1928-1939, Sep 2010.

DUCARME, F.; FLIPO, F.; COUVET, D. How the diversity of human concepts of nature affects conservation of biodiversity. **Conservation Biology**, 35, n. 3, p. 1019-1028, Jun 2020.

DUCATEZ, S.; SHINE, R. Drivers of Extinction Risk in Terrestrial Vertebrates. **Conservation Letters**, 10, n. 2, p. 186-194, 2017/3// 2017.

DURBIN, J.; KOOPMAN, S. J. **Time Series Analysis by State Space Methods**. Oxford University Press, 2001.

DURIGAN, G. Zero-fire: not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. **Flora**, p. 151612-151612, 2020/5// 2020.

DURIGAN, G.; PILON, N. A. L.; ABREU, R. C. R.; HOFFMANN, W. A. *et al.* No Net Loss of Species Diversity After Prescribed Fires in the Brazilian Savanna. **Frontiers in Forests and Global Change**, 3, p. 1-15, 2020/2// 2020.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, n. Dias 2006, p. n/a-n/a, 2015.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A.; JAMES, J. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, 53, n. 1, p. 11-15, 2016.

EASTERLING, M. R.; ELLNER, S. P.; DIXON, P. M. Size-specific sensitivity: Applying a new structured population model. **Ecology**, 81, n. 3, p. 694-708, 2000.

EDWARDS, A.; RUSSELL-SMITH, J.; MEYER, M. Contemporary fire regime risks to key ecological assets and processes in north Australian savannas. **International Journal of Wildland Fire**, 24, n. 6, p. 857-870, 2015.

EITEN, G. The Cerrado Vegetation of Brazil. **Botanical Review**, 38, n. 2, p. 201-341, 1972.

ELOY, L.; A. BILBAO, B.; MISTRY, J.; SCHMIDT, I. B. From fire suppression to fire management: Advances and resistances to changes in fire policy in the savannas of Brazil and Venezuela. **The Geographical Journal**, 185, n. October 2017, p. 1-13, 2018a.

ELOY, L.; A. BILBAO, B.; MISTRY, J.; SCHMIDT, I. B. From fire suppression to fire management: Advances and resistances to changes in fire policy in the savannas of Brazil and Venezuela. **The Geographical Journal**, n. October 2017, p. 1-13, 2018b.

ELOY, L.; HECHT, S.; STEWARD, A.; MISTRY, J. Firing up: Policy, politics and polemics under new and old burning regimes. **The Geographical Journal**, 185, n. 1, p. 2-9, 2019.

ENRIGHT, N. J.; THOMAS, I. Pre-European fire regimes in Australian ecosystems. **Geography Compass**, 2, n. 4, p. 979-1011, 2008.

ESTEVEZ, A. M.; FRANKS, D.; VANCLAY, F. Social impact assessment: The state of the art. **Impact Assessment and Project Appraisal**, 30, n. 1, p. 34-42, 2012.

EVANS, M. E. K.; MEROW, C.; RECORD, S.; MCMAHON, S. M. *et al.* Towards Process-based Range Modeling of Many Species. **Trends in Ecology and Evolution**, 31, n. 11, p. 860-871, 2016.

FALLEIRO, R. D. M.; SANTANA, M. T.; BERNI, C. R. As contribuições do Manejo Integrado do Fogo para o controle dos incêndios florestais nas Terras Indígenas do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, 6, n. 2, p. 88-105, 2016.

FARIA, R. G.; ARAUJO, A. F. B. Sintopy of two *Tropidurus* lizard species (Squamata: Tropiduridae) in a rocky Cerrado habitat in central Brazil. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, 64, n. 4, p. 775-786, 2004/11// 2004.

FERNANDES, G. W.; COELHO, M. S.; MACHADO, R. B.; FERREIRA, M. E. *et al.* Afforestation of savannas: An impending ecological disaster. *Natureza e Conservação*. : Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação: 6-11 p. 2016.

FERNANDES, P. M.; DAVIES, G. M.; ASCOLI, D.; FERNÁNDEZ, C. *et al.* Prescribed burning in southern Europe: Developing fire management in a dynamic landscape. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 11, n. SUPPL. 1, 2013.

FERREIRA, A.; KIHARA, V. O.; MEHANNA, M. Reproductive Strategies of Brazilian Lizards of the Genus *Tropidurus* Rodrigues, 1987 (Squamata, Tropiduridae) in the Temporal and Spatial. **International Journal of Morphology**, 29, n. 4, p. 1414-1421, 2011.

FERREIRA, M. N. E.; FREIRE, N. C. Community perceptions of four protected areas in the Northern portion of the Cerrado hotspot, Brazil. **Environmental Conservation**, 36, n. 2, p. 129-138, 2009.

FICHINO, B. S.; DOMBROSKI, J. R. G.; PIVELLO, V. R.; FIDELIS, A. Does Fire Trigger Seed Germination in the Neotropical Savannas? Experimental Tests with Six Cerrado Species. **Biotropica**, 48, n. 2, p. 181-187, 2016.

FIDELIS, A.; ALVARADO, S.; BARRADAS, A.; PIVELLO, V. The Year 2017: Megafires and Management in the Cerrado. **Fire**, 1, n. 3, p. 49-49, 2018.

FIDELIS, A.; LYRA, M. F. D. S.; PIVELLO, V. R. Above- and below-ground biomass and carbon dynamics in Brazilian Cerrado wet grasslands. **Journal of Vegetation Science**, 24, n. 2, p. 356-364, 2013.

FIDELIS, A.; ZIRONDI, H. L. And after fire, the Cerrado flowers: A review of post-fire flowering in a tropical savanna. **Flora**, 280, n. May, p. 151849-151849, 2021/7// 2021.

FITZGERALD, L. A.; STRONZA, A. L. Applied biodiversity science: Bridging ecology, culture, and governance for effective conservation. **Interciencia**, 34, n. 8, p. 563-570, 2009.

FLANNIGAN, M. D.; KRAWCHUK, M. A.; DE GROOT, W. J.; WOTTON, B. M. *et al.* Implications of changing climate for global wildland fire. **International Journal of Wildland Fire**, 18, n. 5, p. 483-507, 2009.

FLANNIGAN, M. D.; STOCKS, B. J.; WOTTON, B. M. Climate change and forest fires. **Science of The Total Environment**, 262, n. 3, p. 221-229, 2000/11// 2000.

FORD, A. E. S.; HARRISON, S. P.; KOUNTOURIS, Y.; MILLINGTON, J. D. A. *et al.* Modelling Human-Fire Interactions: Combining Alternative Perspectives and Approaches. **Frontiers in Environmental Science**, 9, n. September, p. 1-23, 2021.

FRALEY, C.; RAFTERY, A. E. Model-based clustering, discriminant analysis and density estimation. **Journal of the American Statistical Association**, 97, n. 458, p. 611-631, 2002.

FRALEY, C.; RAFTERY, A. E. Bayesian regularization for normal mixture estimation and model-based clustering. **Journal of Classification**, 24, p. 155-181, 2007.

FRANÇOSO, R. D.; BRANDÃO, R.; NOGUEIRA, C. C.; SALMONA, Y. B. *et al.* Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza e Conservacao**, 13, n. 1, p. 35-40, 2015.

FRANÇOSO, R. D.; DEXTER, K. G.; MACHADO, R. B.; PENNINGTON, R. T. *et al.* Delimiting floristic biogeographic districts in the Cerrado and assessing their conservation status. **Biodiversity and Conservation**, 29, n. 5, p. 1477-1500, 2019.

FRANKE, J.; BARRADAS, A. C. S.; BORGES, M. A.; MENEZES COSTA, M. *et al.* Fuel load mapping in the Brazilian Cerrado in support of integrated fire management. **Remote Sensing of Environment**, 217, n. August, p. 221-232, 2018.

FURLEY, P. A. The Nature and Diversity of Neotropical Savanna Vegetation with Particular Reference to the Brazilian cerrados. **Global Ecology and Biogeography**, 8, n. 3, p. 223-241, 1999.

FURTADO, L. O.; FELICIO, G. R.; LEMOS, P. R.; CHRISTIANINI, A. V. *et al.* Winners and Losers: How Woody Encroachment Is Changing the Small Mammal Community Structure in a Neotropical Savanna. **Frontiers in Ecology and Evolution**, 9, 2021/12// 2021.

GAMELON, M.; GIMENEZ, O.; BAUBET, E.; COULSON, T. *et al.* Influence of Life-History Tactics on Transient Dynamics: A Comparative Analysis across Mammalian Populations. **The American Naturalist**, 184, n. 5, p. 673-683, 2014/11// 2014.

GARFÌ, M.; FERRER-MARTÍ, L.; BONOLI, A.; TONDELLI, S. Multi-criteria analysis for improving strategic environmental assessment of water programmes. A case study in semi-arid region of Brazil. **Journal of Environmental Management**, 92, n. 3, p. 665-675, 2011.

GEIGER, R.; ARON, R. H.; TODHUNTER, P. **The climate near the ground**. Sixth edition ed. New York: Rowman & Littlefield Publishers, 2003. 0742518574.

GELMAN, A.; HWANG, J.; VEHTARI, A. Understanding predictive information criteria for Bayesian models. **Statistics and Computing**, 24, p. 997-1016, 2014.

GHASEMI, B.; KYLE, G. T. Toward moral pathways to motivate wildlife conservation. **Biological Conservation**, 259, n. July 2020, p. 109170-109170, 2021/7// 2021.

GIGLIO, L.; BOSCHETTI, L.; ROY, D. P.; HUMBER, M. L. *et al.* The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. **Remote Sensing of Environment**, 217, n. March, p. 72-85, 2018.

GIGLIO, L.; LOBODA, T.; ROY, D. P.; QUAYLE, B. *et al.* An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. **Remote Sensing of Environment**, 113, n. 2, p. 408-420, 2009.

GILLINGHAM, P. K.; HUNTLEY, B.; KUNIN, W. E.; THOMAS, C. D. The effect of spatial resolution on projected responses to climate warming. **Diversity and Distributions**, 18, n. 10, p. 990-1000, 2012.

GILLSON, L.; WHITLOCK, C.; HUMPHREY, G. Resilience and fire management in the Anthropocene. **Ecology and Society**, 24, n. 3, 2019.

GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. D. C. How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? **Forest Ecology and Management**, 417, n. February, p. 281-290, 2018.

GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; SILVÉRIO, D. V.; BUSTAMANTE, M. M. C. Effects and behaviour of experimental fires in grasslands, savannas, and forests of the Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, 458, n. August 2019, 2020.

GOMES, M. A. A.; GONCALVES, T. V.; TERESA, F. B.; DA CUNHA, H. F. *et al.* High school students' knowledge of endangered fauna in the Brazilian Cerrado: A cross-species and spatial analysis. **PLoS One**, 14, n. 4, p. e0215959, 2019.

GONÇALVES-SOUZA, D.; VERBURG, P. H.; DOBROVOLSKI, R. Habitat loss, extinction predictability and conservation efforts in the terrestrial ecoregions. **Biological Conservation**, 246, n. September 2019, p. 108579-108579, 2020.

GOSAL, A. S.; NEWTON, A. C.; GILLINGHAM, P. K. Comparison of methods for a landscape-scale assessment of the cultural ecosystem services associated with different habitats. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, 14, n. 1, p. 91-104, 2018.

GREEN, J. M. H.; CRANSTON, G. R.; SUTHERLAND, W. J.; TRANTER, H. R. *et al.* Research priorities for managing the impacts and dependencies of business upon food, energy, water and the environment. **Sustainability Science**, 12, n. 2, p. 319-331, 2017.

GREENWOOD, L.; BLIEGE BIRD, R.; NIMMO, D. Indigenous burning shapes the structure of visible and invisible fire mosaics. **Landscape Ecology**, 37, n. 3, p. 811-827, 2022/3// 2022.

GRIEDER, S.; STEINER, M. D. Algorithmic jingle jungle: A comparison of implementations of principal axis factoring and promax rotation in R and SPSS. **Behavior Research Methods**, 54, n. 1, p. 54-74, Feb 2022.

GRIFFITH, A. B.; SALGUERO-GÓMEZ, R.; MEROW, C.; MCMAHON, S. Demography beyond the population. **Journal of Ecology**, 104, n. 2, p. 271-280, 2016/3// 2016.

GRIGG, J. W.; BUCKLEY, L. B. Conservatism of lizard thermal tolerances and body temperatures across evolutionary history and geography. **Biology Letters**, 9, n. 2, p. 20121056-20121056, 2013.

GRONINGER, J. W.; HORNER, L. A.; NELSON, J. L.; RUFFNER, C. M. **Prescribed fire and oak ecosystem maintenance: A primer for land managers**. p. 105-105. 2005.

HALE, S.; NIMMO, D. G.; COOKE, R.; HOLLAND, G. *et al.* Fire and climatic extremes shape mammal distributions in a fire-prone landscape. **Diversity and Distributions**, 22, n. 11, p. 1127-1138, 2016.

HALPERN, C. B. Early successional patterns of forest species: interactions of life history traits and disturbance. **Ecology**, 70, n. 3, p. 704-720, 1989.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M. *et al.* High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, 342, n. 6160, p. 850-853, Nov 15 2013.

HANTSON, S.; ARNETH, A.; HARRISON, S. P.; KELLEY, D. I. *et al.* The status and challenge of global fire modelling. **Biogeosciences**, 13, n. 11, p. 3359-3375, 2016.

HARRISON, S. P.; PRENTICE, I. C.; BLOOMFIELD, K. J.; DONG, N. *et al.* Understanding and modelling wildfire regimes: an ecological perspective. **Environmental Research Letters**, p. 0-68, 2021/11// 2021.

HARVEY, A. C. **Forecasting, Structural Time Series Models and the Kalman Filter**. Cambridge University Press, 1989.

HARVEY, A. C. **Time Series Models**. 2nd edition ed. Harvester Wheatsheaf, 1993.

HEALY, K.; EZARD, T. H. G.; JONES, O. R.; SALGUERO-GÓMEZ, R. *et al.* Animal life history is shaped by the pace of life and the distribution of age-specific mortality and reproduction. **Nature Ecology and Evolution**, 3, n. 8, p. 1217-1224, 2019.

HIERS, J. K.; O'BRIEN, J. J.; VARNER, J. M.; BUTLER, B. W. *et al.* Prescribed fire science: the case for a refined research agenda. **Fire Ecology**, 16, n. 1, 2020.

HODGSON, D.; MCDONALD, J. L.; HOSKEN, D. J. What do you mean, 'resilient'? **Trends in Ecology & Evolution**, 30, n. 9, p. 503-506, 2015.

HOFFMANN, W. A.; ADASME, R.; HARIDASAN, M.; DE CARVALHO, M. T. *et al.* Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology**, 90, n. 5, p. 1326-1337, 2009.

HOFFMANN, W. A.; GEIGER, E. L.; GOTSCH, S. G.; ROSSATTO, D. R. *et al.* Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: How plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, 15, n. 7, p. 759-768, 2012.

HOFFMANN, W. A.; SCHROEDER, W.; JACKSON, R. B. Positive feedbacks of fire, climate, and vegetation and the conversion of tropical savanna. **Geophysical Research Letters**, 29, n. 22, p. 9-4, 2002.

HOFMANN, G. S.; CARDOSO, M. F.; ALVES, R. J. V.; WEBER, E. J. *et al.* The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. **Global Change Biology**, p. gcb.15712-gcb.15712, 2021/5// 2021.

HONDA, E. A.; DURIGAN, G.; BOWMAN, D.; WALSH, A. *et al.* Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences**, 371, n. 1703, p. 115-133, 2016.

HU, Y.; DOHERTY, T. S.; JESSOP, T. S. How influential are squamate reptile traits in explaining population responses to environmental disturbances? **Wildlife Research**, 47, n. 3, p. 249-259, 2020.

HUEY, R. B. Temperature, physiology, and the ecology of reptiles. *In: Biology of the Reptilia*, 1982. p. 25-91.

HUEY, R. B.; DEUTSCH, C. A.; TEWKSBUURY, J. J.; VITT, L. J. *et al.* Why tropical forest lizards are vulnerable to climate warming. **Proceedings. Biological sciences / The Royal Society**, 276, n. 1664, p. 1939-1948, 2009.

HUEY, R. B.; KEARNEY, M. R.; KROCKENBERGER, A.; HOLTUM, J. A. M. *et al.* Predicting organismal vulnerability to climate warming: roles of behaviour, physiology and adaptation. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, 367, n. 1596, p. 1665-1679, 2012.

HUEY, R. B.; STEVENSON, R. D. Integrating thermal physiology and ecology of ectotherms: a discussion of approaches. **American Zoologist**, 19, n. 1, p. 357-366, 1979.

HUMPHREY, G. J.; GILLSON, L.; ZIERVOGEL, G. How changing fire management policies affect fire seasonality and livelihoods. **Ambio**, 50, n. 2, p. 475-491, 2021/2// 2021.

IARED, V. G.; OLIVEIRA, H. T. D.; REID, A. Aesthetic experiences in the Cerrado (Brazilian savanna): contributions to environmental education practice and research. **Environmental Education Research**, 23, n. 9, p. 1273-1290, 2017.

ILER, A. M.; CARADONNA, P. J.; FORREST, J. R. K.; POST, E. Demographic Consequences of Phenological Shifts in Response to Climate Change. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 52, n. 1, p. 221-245, 2021.

ILES, D. T.; SALGUERO-GÓMEZ, R.; ADLER, P. B.; KOONS, D. N. *et al.* Linking transient dynamics and life history to biological invasion success. **Journal of Ecology**, 104, n. 2, p. 399-408, 2015.

ILTIS, C.; LOUÂPRE, P.; PECHAROVÁ, K.; THIÉRY, D. *et al.* Are life-history traits equally affected by global warming? A case study combining a multi-trait approach with fine-grain climate modeling. **Journal of Insect Physiology**, 117, n. February, p. 103916-103916, 2019.

IPCC. **Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2022. 3056 p.

IVERSON, A. L.; GONTHIER, D. J.; PAK, D.; ENNIS, K. K. *et al.* A multifunctional approach for achieving simultaneous biodiversity conservation and farmer livelihood in coffee agroecosystems. **Biological Conservation**, 238, n. July, p. 108179-108179, 2019.

JEPPSSON, T.; FORSLUND, P. Can life history predict the effect of demographic stochasticity on extinction risk? **American Naturalist**, 179, n. 6, p. 706-720, Jun 2012.

JIANG, S.; JAGGI, H.; ZUO, W.; OLI, M. K. *et al.* Reproductive dispersion and damping time scale with life-history speed. **Ecology Letters**, 25, n. 9, p. 1999-2008, 2022/8// 2022.

JOHAN, R.; W.L, S.; KEVIN, N.; PERSSON, Å. *et al.* Planetary Boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. **Ecology and Society**, 14, n. 2, p. 81-87, 2009.

JOHNSTON, A. S. A.; BOYD, R. J.; WATSON, J. W.; PAUL, A. *et al.* Predicting population responses to environmental change from individual-level mechanisms: Towards a

standardized mechanistic approach. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 286, n. 1913, 2019.

JONES, G. M.; TINGLEY, M. W. Pyrodiversity and biodiversity: A history, synthesis, and outlook. **Diversity and Distributions**, n. March, p. 1-18, 2021.

JONES, O. R.; BARKS, P.; STOTT, I.; JAMES, T. D. *et al.* Rcompadre and Rage—Two R packages to facilitate the use of the COMPADRE and COMADRE databases and calculation of life-history traits from matrix population models. **Methods in Ecology and Evolution**, 13, n. 4, p. 770-781, 2022.

JURAFSKY, D.; MARTIN, J. H. Naive Bayes. *In: Speech and Language Processing: An Introduction to Natural Language Processing, Computational Linguistics, and Speech Recognition*, 2018. cap. Chapter 6.

KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. E. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. **Journal of Ecology**, 82, n. 3, p. 519-531, 1994.

KEANE, R. E.; CARY, G. J.; FLANNIGAN, M. D.; PARSONS, R. A. *et al.* Exploring the role of fire, succession, climate, and weather on landscape dynamics using comparative modeling. **Ecological Modelling**, 266, n. 1, p. 172-186, 2013.

KEARNEY, M.; SIMPSON, S. J.; RAUBENHEIMER, D.; HELMUTH, B. Modelling the ecological niche from functional traits. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, 365, n. 1557, p. 3469-3483, 2010.

KEARNEY, M. R.; GILLINGHAM, P. K.; BRAMER, I.; DUFFY, J. P. *et al.* A method for computing hourly, historical, terrain-corrected microclimate anywhere on earth. **Methods in Ecology and Evolution**, 11, n. 1, p. 38-43, 2020.

KEARNEY, M. R.; MUNNS, S. L.; MOORE, D.; MALISHEV, M. *et al.* Field tests of a general ectotherm niche model show how water can limit lizard activity and distribution. **Ecological Monographs**, 88, n. 4, p. 672-693, 2018.

KEARNEY, M. R.; PORTER, W. P. Mechanistic niche modelling: Combining physiological and spatial data to predict species' ranges. **Ecology Letters**, 12, n. 4, p. 334-350, 2009.

KEARNEY, M. R.; PORTER, W. P. NicheMapR - an R package for biophysical modelling: The microclimate model. **Ecography**, n. August, 2016.

KEARNEY, M. R.; SHAMAKHY, A.; TINGLEY, R.; KAROLY, D. J. *et al.* Microclimate modelling at macro scales: A test of a general microclimate model integrated with gridded

continental-scale soil and weather data. **Methods in Ecology and Evolution**, 5, n. 3, p. 273-286, 2014.

KEARNEY, R. M. Activity restriction and the mechanistic basis for extinctions under climate warming. **Ecology Letters**, 16, n. 12, p. 1470-1479, 2013.

KEELEY, J. E.; PAUSAS, J. G.; RUNDEL, P. W.; BOND, W. J. *et al.* Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. **Trends in plant science**, 16, n. 8, p. 406-411, 2011/8// 2011.

KEFI, S.; DOMINGUEZ-GARCIA, V.; DONOHUE, I.; FONTAINE, C. *et al.* Advancing our understanding of ecological stability. **Ecology Letters**, 22, n. 9, p. 1349-1356, Sep 2019.

KELLNER, K. **jagsUI: a wrapper around 'rjags' to streamline 'JAGS' analyses**. Versão R package version 1.5.1. 2019.

KELLY, L. T.; BENNETT, A. F.; CLARKE, M. F.; MCCARTHY, M. A. Optimal fire histories for biodiversity conservation. **Conservation Biology**, 29, n. 2, p. 473-481, 2015.

KELLY, L. T.; BROTONS, L.; MCCARTHY, M. A. Putting pyrodiversity to work for animal conservation. **Conservation Biology**, 31, n. 4, p. 952-955, 2017/8// 2017.

KELLY, L. T.; GILJOHANN, K. M.; DUANE, A.; AQUILUÉ, N. *et al.* Fire and biodiversity in the Anthropocene. **Science (Washington)**, 370, n. 6519, p. eabb0355-eabb0355, 2020/11// 2020.

KIATKOSKI KIM, M.; ÁLVAREZ-ROMERO, J. G.; WALLACE, K.; PANNELL, D. *et al.* Participatory multi-stakeholder assessment of alternative development scenarios in contested landscapes. **Sustainability Science**, 17, n. 1, p. 221-241, 2021/11// 2021.

KIRCHHOF, S.; HETEM, R. S.; LEASE, H. M.; MILES, D. B. *et al.* Thermoregulatory behavior and high thermal preference buffer impact of climate change in a Namib Desert lizard. **Ecosphere**, 8, n. 12, 2017.

KLINGES, D. H.; DUFFY, J. P.; KEARNEY, M. R.; MACLEAN, I. M. D. mcera5: Driving microclimate models with <scp>ERA5</scp> global gridded climate data. **Methods in Ecology and Evolution**, 2022/4// 2022.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, 19, n. 3, p. 707-713, 2005/6// 2005.

- KLINK, C. A.; SATO, M. N.; CORDEIRO, G. G.; RAMOS, M. I. M. The role of vegetation on the dynamics of water and fire in the cerrado ecosystems: Implications for management and conservation. **Plants**, 9, n. 12, p. 1-27, 2020.
- KLOSTER, S.; MAHOWALD, N. M.; RANDERSON, J. T.; LAWRENCE, P. J. The impacts of climate, land use, and demography on fires during the 21st century simulated by CLM-CN. **Biogeosciences**, 9, n. 1, p. 509-525, 2012.
- KNORR, W.; ARNETH, A.; JIANG, L. Demographic controls of future global fire risk. **Nature Climate Change**, 6, n. 8, p. 781-785, 2016.
- KOONS, D. N.; GRAND, J. B.; ARNOLD, J. M. Population momentum across vertebrate life histories. **Ecological Modelling**, 197, n. 3-4, p. 418-430, 2006.
- KOONS, D. N.; HOLMES, R. R.; GRAND, J. B. Population inertia and its sensitivity to changes in vital rates and population structure. **Ecology**, 88, n. 11, p. 2857-2867, 2007.
- KOONS, D. N.; PAVARD, S.; BAUDISCH, A.; JESSICA, C. Is life-history buffering or lability adaptive in stochastic environments? **Oikos**, 118, n. 7, p. 972-980, 2009.
- KOPNINA, H. Half the earth for people (or more)? Addressing ethical questions in conservation. **Biological Conservation**, 203, p. 176-185, 2016.
- KOPNINA, H. Just Conservation. *In: Handbook of Engaged Sustainability*. Cham: Springer International Publishing, 2018. p. 1-20.
- KRAWCHUK, M. A.; MORITZ, M. A.; PARI SIEN, M. A.; VAN DORN, J. *et al.* Global pyrogeography: The current and future distribution of wildfire. **PLoS ONE**, 4, n. 4, 2009.
- KREBS, P.; PEZZATTI, G. B.; MAZZOLENI, S.; TALBOT, L. M. *et al.* Fire regime : history and definition of a key concept in disturbance ecology. **Theory in Biosciences**, 129, n. 1, p. 53-69, 2010.
- KREMEN, C.; MERENLENDER, A. M. Landscapes that work for biodiversity and people. **Science (Washington)**, 362, n. 6412, Oct 19 2018a.
- KREMEN, C.; MERENLENDER, A. M. Landscapes that work for biodiversity and people. **Science**, 362, n. 6412, 2018b.
- KRUG, C. B.; STERLING, E.; CADMAN, T.; GESCHKE, J. *et al.* Stakeholder participation in IPBES: connecting local environmental work with global decision making. **Ecosystems and People**, 16, n. 1, p. 197-211, 2020.

LAHSEN, M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; DALLA-NORA, E. L. Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. **Environment**, 58, n. 6, p. 4-15, 2016.

LANGFORD, G. J.; BORDEN, J. A.; MAJOR, C. S.; NELSON, D. H. Effects of prescribed fire on the herpetofauna of a southern Mississippi pine savanna. **Herpetological Conservation and Biology**, 2, n. 2, p. 135-143, 2007.

LATRUBESSE, E. M.; ARIMA, E.; FERREIRA, M. E.; NOGUEIRA, S. H. *et al.* Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. **Conservation Science and Practice**, 1, n. 9, 2019.

LEHMANN, C. E.; PARR, C. L. Tropical grassy biomes: linking ecology, human use and conservation. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 371, n. 1703, Sep 19 2016.

LEVIN, S. C.; CHILDS, D. Z.; COMPAGNONI, A.; EVERS, S. *et al.* ipmr: Flexible implementation of Integral Projection Models in R. **Methods in Ecology and Evolution**, 2021, n. February, p. 1826-1834, 2021.

LEWIS, K.; DE V. BARROS, F.; CURE, M. B.; DAVIES, C. A. *et al.* Mapping native and non-native vegetation in the Brazilian Cerrado using freely available satellite products. **Scientific Reports**, 12, n. 1, 2022/12// 2022.

LEWIS, S. L.; MASLIN, M. A. Defining the Anthropocene. **Nature**, 519, n. 7542, p. 171-180, 2015.

LEYS, B. A.; MARLON, J. R.; UMBANHOWAR, C.; VANNIÈRE, B. Global fire history of grassland biomes. **Ecology and Evolution**, n. August, 2018.

LI, Z.; WOOD, S. N. Faster model matrix crossproducts for large generalized linear models with discretized covariates. **Statistics and Computing**, 30, n. 1, p. 19-25, 2020/2// 2020.

LIAW, A.; WIENER, M. Classification and regression by randomForest. **R News**, 2, p. 18-22, 2002.

LIMA, F. P.; BASTOS, R. P. Perceiving the invisible: Formal education affects the perception of ecosystem services provided by native areas. **Ecosystem Services**, 40, 2019.

LINDENMAYER, D. B.; WOOD, J. T.; MACGREGOR, C.; MICHAEL, D. R. *et al.* How predictable are reptile responses to wildfire? **Oikos**, 117, p. 1086-1097, 2008.

LINDER, H. P.; LEHMANN, C. E. R.; ARCHIBALD, S.; OSBORNE, C. P. *et al.* Global grass (Poaceae) success underpinned by traits facilitating colonization, persistence and habitat transformation. **Biol Rev Camb Philos Soc**, 93, n. 2, p. 1125-1144, May 2018.

LINLEY, G. D.; JOLLY, C. J.; DOHERTY, T. S.; GEARY, W. L. *et al.* What do you mean, 'megafire'? **Global Ecology and Biogeography**, 2022/5// 2022.

LOEHMAN, R. A.; KEANE, R. E.; HOLSINGER, L. M. Simulation Modeling of Complex Climate, Wildfire, and Vegetation Dynamics to Address Wicked Problems in Land Management. **Frontiers in Forests and Global Change**, 3, n. January, p. 1-13, 2020.

LYTLE, D. A. Disturbance regimes and life-history evolution. **The American Naturalist**, 157, n. 5, p. 525-525, 2001.

MA, L.; LEVY, O.; BUCKLEY, L. B.; HOU, C. *et al.* Variable impacts on reproductive energetics may render oviparous squamates more vulnerable to climate warming than viviparous species. **Ecography**, 2022, n. 5, 2022.

MACHADO, L. P. C.; CAETANO, G. H. D. O.; CAVALCANTE, V. H. L.; MILES, D. B. *et al.* Climate change shrinks environmental suitability for a viviparous Neotropical skink. **Conservation Science and Practice**, 2023.

MACURA, B.; SECCO, L.; PULLIN, A. S. What evidence exists on the impact of governance type on the conservation effectiveness of forest protected areas? Knowledge base and evidence gaps. **Environmental Evidence**, 4, n. 1, 2015.

MALDONADO-CHAPARRO, A. A.; BLUMSTEIN, D. T.; ARMITAGE, K. B.; CHILDS, D. Z. Transient LTRE analysis reveals the demographic and trait-mediated processes that buffer population growth. **Ecol Lett**, 21, n. 11, p. 1693-1703, Nov 2018.

MANNING, C. D.; RAGHAVAN, P.; SCHÜTZE, H. An introduction to information retrieval. *In*. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. cap. Chapter 13.

MARAVALHAS, J.; VASCONCELOS, H. L. Revisiting the pyrodiversity-biodiversity hypothesis: Long-term fire regimes and the structure of ant communities in a Neotropical savanna hotspot. **Journal of Applied Ecology**, 51, n. 6, p. 1661-1668, 2014.

MARIANI, M.; CONNOR, S. E.; THEUERKAUF, M.; HERBERT, A. *et al.* Disruption of cultural burning promotes shrub encroachment and unprecedented wildfires. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 20, n. 5, p. 292-300, 2022.

MARIANO, V.; REBOLO, I. F.; CHRISTIANINI, A. V. Fire-sensitive species dominate seed rain after fire suppression: Implications for plant community diversity and woody encroachment in the Cerrado. **Biotropica**, n. November 2017, p. 5-9, 2019.

MARQUES, E. Q.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; MARIMON, B. S.; MATRICARDI, E. A. T. *et al.* Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, 29, n. 5, p. 1501-1517, 2019.

MCDONALD, J. L.; STOTT, I.; TOWNLEY, S.; HODGSON, D. J. Transients drive the demographic dynamics of plant populations in variable environments. **Journal of Ecology**, 104, n. 2, p. 306-314, 2016.

MEIRA, K. T. R.; FARIA, R. G.; SILVA, M. D. D. M.; MIRANDA, V. T. D. *et al.* História natural de *Tropidurus oreadicus* em uma área de cerrado rupestre do Brasil Central. **Biota Neotropica**, 7, n. 2, p. 155-163, 2007.

MEIRI, S.; BROWN, J. H.; SIBLY, R. M. The ecology of lizard reproductive output. **Global Ecology and Biogeography**, 21, n. 5, p. 592-602, 2012.

MERRIEN, T.; DAVIS, K. J.; DI MARCO, M.; CAPDEVILA, P. *et al.* Human disturbances erode the diversity of species resilience strategies. **BioRxiv**, 2022.

MESQUITA, D. O.; COLLI, G. R. The ecology of *Cnemidophorus ocellifer* (Squamata, Teiidae) in a neotropical savanna. **Journal of Herpetology**, 37, n. 3, p. 498-509, Sep 2003. Article.

MESQUITA, D. O.; COLLI, G. R.; FRANÇA, F. G. R.; VITT, L. J. Ecology of a Cerrado Lizard Assemblage in the Jalapão Region of Brazil. **Copeia**, 2006, n. 3, p. 460-471, 2006.

MESQUITA, D. O.; FARIA, R. G.; COLLI, G. R.; VITT, L. J. *et al.* Lizard life-history strategies. **Austral Ecology**, 41, n. 1, p. 1-5, 2016/2// 2016.

METCALF, C. J. Invisible trade-offs: Van Noordwijk and de Jong and life-history evolution. **American Naturalist**, 187, n. 4, p. iii-v, Apr 2016.

METZGER, J. P.; BUSTAMANTE, M. M. C.; FERREIRA, J.; FERNANDES, G. W. *et al.* Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 17, n. 3, p. 91-103, 2019.

MILLING, C. R.; RACHLOW, J. L.; OLSOY, P. J.; CHAPPELL, M. A. *et al.* Habitat structure modifies microclimate: An approach for mapping fine-scale thermal refuge. **Methods in Ecology and Evolution**, 9, n. 6, p. 1648-1657, 2018.

MIRANDA, A. C.; MIRANDA, H. S.; DIAS, I. F. O.; DIAS, B. F. D. S. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 9, n. 3, p. 313-320, 1993.

MIRANDA, H. S. **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do Projeto Fogo**. Brasília, Brasil: IBAMA, 2010. 144-144 p. 9788573003055.

MIRANDA, H. S.; SATO, M. N.; NASCIMENTO, W. N.; AIRES, F. S. Fires in the Cerrado, the Brazilian savanna. *In*: COCHRANE, M. A. (Ed.). **Tropical Fire Ecology: Climate Change, Land Use, and Ecosystem Dynamics**. Chichester, UK: Springer and Praxis Publishing Ltd, 2009. p. 427-450.

MISTRY, J. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. **Progress in Physical Geography**, 22, n. 4, p. 425-448, 1998/10// 1998.

MISTRY, J.; BERARDI, A.; ANDRADE, V.; KRAHÔ, T. *et al.* Indigenous fire management in the cerrado of Brazil: The case of the Krahô of Tocantins. **Human Ecology**, 33, n. 3, p. 365-386, 2005.

MISTRY, J.; SCHMIDT, I. B.; ELOY, L.; BILBAO, B. New perspectives in fire management in South American savannas: The importance of intercultural governance. **Ambio**, 48, n. 2, p. 172-179, 2019.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; THOMSEN, J. B.; DA FONSECA, G. A. B. *et al.* Biodiversity Hotspots and Major Tropical Wilderness Areas: Approaches to Setting Conservation Priorities. **Conservation Biology**, 12, n. 3, p. 516-520, 1998.

MOREIRA DE ARAÚJO, F.; FERREIRA, L. G.; ARANTES, A. E. Distribution Patterns of Burned Areas in the Brazilian Biomes: An Analysis Based on Satellite Data for the 2002–2010 Period. **Remote Sensing**, 4, n. 7, p. 1929-1946, 2012.

MORITZ, M. A.; BATLLORI, E.; BRADSTOCK, R. A.; GILL, A. M. *et al.* Learning to coexist with wildfire. **Nature**, 515, n. 7525, p. 58-66, 2014.

MORITZ, M. A.; PARISIEN, M.-A.; BATLLORI, E.; KRAWCHUK, M. A. *et al.* Climate change and disruptions to global fire activity. **Ecosphere**, 3, n. 6, 2012a.

MORITZ, M. A.; PARISIEN, M.-A.; BATLLORI, E.; KRAWCHUK, M. A. *et al.* Climate change and disruptions to global fire activity. **Ecosphere**, 3, n. 6, p. art49-art49, 2012b.

MORRIS, W. F.; DOAK, D. F. **Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis**. Sunderland, USA: Sinauer Associates Inc., 2002. 0878935460.

MOURA, L. C.; SCARIOT, A. O.; SCHMIDT, I. B.; BEATTY, R. *et al.* The legacy of colonial fire management policies on traditional livelihoods and ecological sustainability in savannas: Impacts, consequences, new directions. **Journal of Environmental Management**, 232, n. November 2018, p. 600-606, 2019.

MURPHY, B. P.; BRADSTOCK, R. A.; BOER, M. M.; CARTER, J. *et al.* Fire regimes of Australia: A pyrogeographic model system. **Journal of Biogeography**, 40, p. 1048-1058, 2013.

MURPHY, B. P.; WILLIAMSON, G. J.; BOWMAN, D. M. J. S. Fire regimes: Moving from a fuzzy concept to geographic entity. **New Phytologist**, 192, n. 2, p. 316-318, 2011.

MUSHINSKY, H. R. Fire and the Florida sandhill herpetofaunal community: with special attention to responses of *Cnemidophorus sexlineatus*. **Herpetologica**, 41, p. 333-342, 1985.

MYERS, N.; FONSECA, G. A. B.; MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403, n. 6772, p. 853-858, 2000/2// 2000.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403, n. 6772, p. 853-858, FEB 24 2000.

NAIMI, B.; HAMM, N. A. S.; GROEN, T. A.; SKIDMORE, A. K. *et al.* Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? **Ecography**, 37, n. 2, p. 191-203, 2014.

NEWBERRY, B.; POWER, C.; ABREU, R.; DURIGAN, G. *et al.* Flammability thresholds or flammability gradients? Determinants of fire across savanna-forest transitions. **New Phytologist**, n. June, 2020.

NEWBERRY, B. M.; POWER, C. R.; ABREU, R. C. R.; DURIGAN, G. *et al.* Flammability thresholds or flammability gradients? Determinants of fire across savanna-forest transitions. **New Phytologist**, n. August, 2020.

NEWBOLD, T.; BENTLEY, L. F.; HILL, S. L. L.; EDGAR, M. J. *et al.* Global effects of land use on biodiversity differ among functional groups. **Functional Ecology**, 34, n. 3, p. 684-693, 2020.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; ARNELL, A. P.; CONTU, S. *et al.* Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond planetary boundary? A global assessment. **Science**, 353, n. 6296, p. 288-291, 2016.

NICHOLSON, E.; LILL, A.; ANDERSEN, A. Do tropical savanna skink assemblages show a short-term response to low-intensity fire? **Wildlife Research**, 33, p. 331-338, 2006.

NIEMIEC, R. M.; GRUBY, R.; QUARTUCH, M.; CAVALIERE, C. T. *et al.* Integrating social science into conservation planning. **Biological Conservation**, 262, n. October, p. 109298-109298, 2021.

NIMMO, D. G.; ANDERSEN, A. N.; ARCHIBALD, S.; BOER, M. M. *et al.* Fire ecology for the 21st century: Conserving biodiversity in the age of megafire. **Diversity and Distributions**, 28, n. 3, p. 350-356, 2022/3// 2022.

NIMMO, D. G.; CARTHEY, A. J. R.; JOLLY, C. J.; BLUMSTEIN, D. T. Welcome to the Pyrocene: Animal survival in the age of megafire. **Glob Chang Biol**, 27, n. 22, p. 5684-5693, Nov 2021.

NOGUEIRA, C.; COLLI, G. R.; MARTINS, M. Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. **Austral Ecology**, 34, n. 1, p. 83-96, 2009/2// 2009.

NOGUEIRA, C.; VALDUJO, P. H.; FRANÇA, F. G. R. Habitat variation and lizard diversity in a Cerrado area of central Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 40, n. 2, p. 105-112, 2005.

NUNNALLY, J. C.; BERNSTEIN, I. H. **Psychometric Theory**. Third edition ed. New York: McGraw-Hill Inc, 1994.

OLIVEIRA, A. S.; SOARES-FILHO, B. S.; OLIVEIRA, U.; VAN DER HOFF, R. *et al.* Costs and effectiveness of public and private fire management programs in the Brazilian Amazon and Cerrado. **Forest Policy and Economics**, 127, n. November 2019, p. 102447-102447, 2021/6// 2021.

OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. **The cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. 367-367 p. (Columbia University Press. 0231120427.

OLIVEIRA, U.; SOARES-FILHO, B.; DE SOUZA COSTA, W. L.; GOMES, L. *et al.* Modeling fuel loads dynamics and fire spread probability in the Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, 482, n. February, p. 118889-118889, 2021.

OLIVERAS, I.; MEIRELLES, S. T.; HIRAKURI, V. L.; FREITAS, C. R. *et al.* Effects of fire regimes on herbaceous biomass and nutrient dynamics in the Brazilian savanna. **International Journal of Wildland Fire**, 22, n. 3, p. 368-380, 2013.

OLSON, D. H.; PILLIOD, D. S. Elevating human dimensions of amphibian and reptile conservation, a USA perspective. **Conservation Science and Practice**, 4, n. 6, 2022/4// 2022.

OTÓN, G.; PETTINARI, M. L.; CHUVIECO, E. **ESA CCI ECV Fire Disturbance: D3.3.4 Product User Guide - LTDR, version 1.1.** 2020.

OTÓN, G.; RAMO, R.; LIZUNDIA-LOIOLA, J.; CHUVIECO, E. Global detection of long-term (1982-2017) burned area with AVHRR-LTDR data. **Remote Sensing**, 11, n. 18, 2019.

OVERBECK, G. E.; VÉLEZ-MARTIN, E.; SCARANO, F. R.; LEWINSOHN, T. M. *et al.* Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, 21, n. 12, p. 1455-1460, 2015.

OZGUL, A.; FICHTEL, C.; PANIW, M.; KAPPELER, P. M. Destabilizing effect of climate change on the persistence of a short-lived primate. **Proc Natl Acad Sci U S A**, 120, n. 14, p. e2214244120, Apr 4 2023.

PAAIJMANS, K. P.; HEINIG, R. L.; SELIGA, R. A.; BLANFORD, J. I. *et al.* Temperature variation makes ectotherms more sensitive to climate change. **Global Change Biology**, 19, n. 8, p. 2373-2380, 2013.

PANIW, M.; QUINTANA-ASCENCIO, P. F.; OJEDA, F.; SALGUERO-GÓMEZ, R. Accounting for uncertainty in dormant life stages in stochastic demographic models. **Oikos**, 126, n. 6, p. 900-909, 2016.

PAQUET, M.; ARLT, D.; KNAPE, J.; LOW, M. *et al.* Why we should care about movements: Using spatially explicit integrated population models to assess habitat source-sink dynamics. **Journal of Animal Ecology**, 89, n. 12, p. 2922-2933, 2020/9// 2020.

PARMESAN, C. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 37, n. 1, p. 637-669, 2006.

PARMESAN, C.; YOHE, G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. **Nature**, 421, n. 6918, p. 37-42, 2003.

PAUSAS, J. G. Alternative fire-driven vegetation states. **Journal of Vegetation Science**, 26, n. 1, p. 4-6, 2015.

PAUSAS, J. G. Generalized fire response strategies in plants and animals. **Oikos**, 128, n. 2, p. 147-153, 2019.

PAUSAS, J. G.; BOND, W. J. On the Three Major Recycling Pathways in Terrestrial Ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution**, 35, n. 9, p. 767-775, 2020/9// 2020.

PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E. Abrupt Climate-Independent Fire Regime Changes. **Ecosystems**, 17, n. 6, p. 1109-1120, 2014.

PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E. Wildfires as an ecosystem service. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 17, n. 5, p. 289-295, 2019/6// 2019.

PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E. Wildfires and global change. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 19, n. 7, p. fee.2359-fee.2359, 2021/6// 2021.

PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E.; SCHWILK, D. W. Flammability as an ecological and evolutionary driver. **Journal of Ecology**, 105, n. 2, p. 289-297, 2017.

PAUSAS, J. G.; PARR, C. L. Towards an understanding of the evolutionary role of fire in animals. **Evolutionary Ecology**, 32, n. 2-3, p. 113-125, 2018.

PELEGRIN, N.; BUCHER, E. H. H. Long-term effects of a wildfire on a lizard assemblage in the Arid Chaco forest. **Journal of Arid Environments**, 74, n. 3, p. 368-372, 2010/3// 2010.

PELLEGRINI, A. F. A.; SOCOLAR, J. B.; ELSEEN, P. R.; GIAM, X. Trade-offs between savanna woody plant diversity and carbon storage in the Brazilian Cerrado. **Global Change Biology**, 22, n. 10, p. 3373-3382, 2016.

PELLIZZARO, K. F.; CORDEIRO, A. O. D. O.; ALVES, M.; MOTTA, C. P. *et al.* Cerrado restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, n. March, 2017.

PENMAN, T. D.; ABABEI, D. A.; CAWSON, J. G.; CIRULIS, B. A. *et al.* Effect of weather forecast errors on fire growth model projections. **International Journal of Wildland Fire**, 2020.

PEREIRA, A. C.; OLIVEIRA, S. L. J.; PEREIRA, J. M. C.; TURKMAN, M. A. A. Modelling fire frequency in a Cerrado savanna protected area. **PLoS ONE**, 9, n. 7, 2014.

PEREIRA, J. M. C.; OOM, D.; SILVA, P. C.; BENALI, A. Wild, tamed, and domesticated: Three fire macroregimes for global pyrogeography in the Anthropocene. **Ecol Appl**, 32, n. 6, p. e2588, Sep 2022.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm. **Annals of the New York Academy of Sciences**, 1134, p. 173-200, 2008.

PETERSON, M. L.; DOAK, D. F.; MORRIS, W. F. Incorporating local adaptation into forecasts of species' distribution and abundance under climate change. **Global Change Biology**, 25, n. 3, p. 775-793, 2019.

PIANKA, E. R.; GOODYEAR, S. E. Lizard responses to wildfire in arid interior Australia: Long-term experimental data and commonalities with other studies. **Austral Ecology**, 37, n. 1, p. 1-11, 2012/2// 2012.

PILON, N. A. L.; BUISSON, E.; DURIGAN, G. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. **Restoration Ecology**, p. 1-9, 2017.

PILON, N. A. L.; CAMPOS, B. H.; DURIGAN, G.; CAVA, M. G. B. *et al.* Challenges and directions for open ecosystems biodiversity restoration: An overview of the techniques applied for Cerrado. **Journal of Applied Ecology**, 2023.

PINCEBOURDE, S.; SUPPO, C. The vulnerability of tropical ectotherms to warming is modulated by the microclimatic heterogeneity. **Integrative and Comparative Biology**, 56, n. 1, p. 85-97, 2016.

PINHEIRO, F. M.; HUNT, P. Biodiverse, productive, and socially just silvopastures: a solution for the Brazilian drylands. **Journal of Botanical Research**, 2, n. 3, p. 29-40, 2020.

PIVELLO, V. R. The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. **Fire Ecology**, 7, n. 1, p. 24-39, 2011.

PIVELLO, V. R.; VIEIRA, I.; CHRISTIANINI, A. V.; RIBEIRO, D. B. *et al.* Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 19, n. 3, p. 233-255, 2021/7// 2021a.

PIVELLO, V. R.; VIEIRA, I.; CHRISTIANINI, A. V.; RIBEIRO, D. B. *et al.* Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, n. July, 2021/7// 2021b.

PIVELLO, V. R.; VIEIRA, I.; CHRISTIANINI, A. V.; RIBEIRO, D. B. *et al.* Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 19, n. July, p. 233-255, 2021/7// 2021c.

PLETSCH, M. A. J. S.; KÖRTING, T. S.; MORITA, F. C.; SILVA-JUNIOR, C. H. L. *et al.* Near Real-Time Fire Detection and Monitoring in the MATOPIBA Region, Brazil. **Remote Sensing**, 14, n. 13, 2022.

PLUMMER, M. **rjags: bayesian graphical models using MCMC**. Versão R package version 4-10. 2019.

PONTES-DA-SILVA, E.; MAGNUSSON, W. E.; SINERVO, B. R.; SANTOS, J. C. *et al.* Extinction risks forced by climatic change and intraspecific variation in the thermal physiology of a tropical lizard. **Journal of Thermal Biology**, 73, n. February, p. 50-60, 2018.

POOLEY, S.; BHATIA, S.; VASAVA, A. Rethinking the study of human-wildlife coexistence. **Conservation Biology**, 35, n. 3, p. 784-793, Jun 2021.

POTTER, K. A.; ARTHUR WOODS, H.; PINCEBOURDE, S. Microclimatic challenges in global change biology. **Global Change Biology**, 19, n. 10, p. 2932-2939, 2013.

PRADEL, R. Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. **Biometrics**, 52, n. 2, p. 703-709, Jun 1996.

PRATHER, R. M.; DALTON, R. M.; BARR, B.; BLUMSTEIN, D. T. *et al.* Current and lagged climate affects phenology across diverse taxonomic groups. **Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences**, 290, n. 1990, p. 20222181, Jan 11 2023.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Versão 4.2.1. Vienna, Austria: 2022.

RABIN, S. S.; MELTON, J. R.; LASSLOP, G.; BACHELET, D. *et al.* The Fire Modeling Intercomparison Project (FireMIP), phase 1: Experimental and analytical protocols with detailed model descriptions. **Geoscientific Model Development**, 10, n. 3, p. 1175-1197, 2017.

RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning fires in a brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environ Manage**, 26, n. 6, p. 675-684, Dec 2000.

REGOS, A.; CLAVERO, M.; D'AMEN, M.; GUISAN, A. *et al.* Wildfire-vegetation dynamics affect predictions of climate change impact on bird communities. **Ecography**, 41, n. 6, p. 982-995, 2017/6// 2017.

REGOS, A.; D'AMEN, M.; HERRANDO, S.; GUISAN, A. *et al.* Fire management, climate change and their interacting effects on birds in complex Mediterranean landscapes: dynamic distribution modelling of an early-successional species—the near-threatened Dartford Warbler (*Sylvia undata*). **Journal of Ornithology**, 156, p. 275-286, 2015.

REINKE, B. A.; CAYUELA, H.; JANZEN, F. J.; LEMAITRE, J. F. *et al.* Diverse aging rates in ectothermic tetrapods provide insights for the evolution of aging and longevity. **Science**, 376, n. 6600, p. 1459-1466, Jun 24 2022.

RESENDE, F. M.; CIMON-MORIN, J.; POULIN, M.; MEYER, L. *et al.* Consequences of delaying actions for safeguarding ecosystem services in the Brazilian Cerrado. **Biological Conservation**, 234, n. June, p. 90-99, 2019.

RESENDE, F. M.; FERNANDES, G. W.; ANDRADE, D. C.; NEDER, H. D. Economic valuation of the ecosystem services provided by a protected area in the Brazilian Cerrado: application of the contingent valuation method. **Brazilian Journal of Biology**, 77, n. 4, p. 762-773, Nov 2017.

REVELLE, W. **psych: procedures for personality and psychological research**. Versão 2.2.9. Evanston, Illinois, USA: Northwestern University, 2022.

RISSI, M. N.; BAEZA, M. J.; GORGONE-BARBOSA, E.; ZUPO, T. *et al.* Does season affect fire behaviour in the Cerrado? **International Journal of Wildland Fire**, 26, n. 5, p. 427-433, 2017.

ROBERTS, M. E.; STEWART, B. M.; AIROLDI, E. M. A Model of text for experimentation in the social sciences. **Journal of the American Statistical Association**, 111, n. 515, p. 988-1003, 2016.

ROBERTS, M. E.; STEWART, B. M.; TINGLEY, D. stm: An R Package for Structural Topic Models. **Journal of Statistical Software**, 91, n. 2, p. 1-40, 2019.

ROBERTS, M. E.; STEWART, B. M.; TINGLEY, D.; LUCAS, C. *et al.* Structural Topic Models for open-ended survey responses. **American Journal of Political Science**, 58, n. 4, p. 1064-1082, 2014.

ROCKSTRÖM, J.; STEFFEN, W.; NOONE, K.; PERSSON, A. *et al.* A safe operating space for humanity. **Nature**, 461, n. 7263, p. 472-475, 2009a.

ROCKSTRÖM, J.; STEFFEN, W.; NOONE, K.; PERSSON, A. *et al.* A safe operating space for humanity. **Nature**, 461, n. September, p. 472-475, 2009b.

RODRIGUES, A. A.; MACEDO, M. N.; SILVERIO, D. V.; MARACAHIPES, L. *et al.* Cerrado deforestation threatens regional climate and water availability for agriculture and ecosystems. **Global Change Biology**, 28, n. 22, p. 6807-6822, Sep 8 2022.

RODRIGUES, C. A.; FIDELIS, A. Should we burn the Cerrado? Effects of fire frequency on open savanna plant communities. **Journal of Vegetation Science**, 33, n. 6, 2022.

RODRIGUES, C. A.; ZIRONDI, H. L.; FIDELIS, A. Fire frequency affects fire behavior in open savannas of the Cerrado. **Forest Ecology and Management**, 482, n. July 2020, p. 118850-118850, 2021.

RODRIGUES, J. A.; LIBONATI, R.; PEREIRA, A. A.; NOGUEIRA, J. M. P. *et al.* How well do global burned area products represent fire patterns in the Brazilian Savannas biome? An accuracy assessment of the MCD64 collections. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, 78, p. 318-331, 2019.

RODRIGUES, M. T. A new species of lizard, genus *Micrablepharus* (Squamata: Gymnophthalmidae), from Brazil. **Herpetologica**, 52, n. 4, p. 535-541, 1996.

RODRIGUEZ-CARO, R. C.; GRACIA, E.; BLOMBERG, S. P.; CAYUELA, H. *et al.* Anthropogenic impacts on threatened species erode functional diversity in chelonians and crocodylians. **Nature Communications**, 14, n. 1, p. 1542, Mar 28 2023.

ROGERS, B. M.; BALCH, J. K.; GOETZ, S. J.; LEHMANN, C. E. R. *et al.* Focus on changing fire regimes: interactions with climate, ecosystems, and society. **Environmental Research Letters**, 15, n. 3, 2020.

ROLL, U.; FELDMAN, A.; NOVOSOLOV, M.; ALLISON, A. *et al.* The global distribution of tetrapods reveals a need for targeted reptile conservation. **Nat Ecol Evol**, 1, n. 11, p. 1677-1682, Nov 2017.

ROOS, C. I.; BOWMAN, D. M. J. S.; BALCH, J. K.; ARTAXO, P. *et al.* Pyrogeography, historical ecology, and the human dimensions of fire regimes. **Journal of Biogeography**, 41, n. 4, p. 833-836, 2014.

ROOS, C. I.; BOWMAN, D. M. J. S.; BALCH, J. K.; ARTAXO, P. *et al.* Pyrogeography, historical ecology, and the human dimensions of fire regimes. **Journal of Biogeography**, 41, n. 4, p. 833-836, 2014.

ROOS, C. I.; SCOTT, A. C.; BELCHER, C. M.; CHALONER, W. G. *et al.* Living on a flammable planet: interdisciplinary, cross-scalar and varied cultural lessons, prospects and challenges. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 371, n. 1696, p. 20150469-20150469, 2016/6// 2016.

ROSAN, T. M.; ARAGÃO, L. E. O. C.; OLIVERAS, I.; PHILLIPS, O. L. *et al.* Extensive 21st-Century Woody Encroachment in South America's Savanna. **Geophysical Research Letters**, 46, n. 12, p. 6594-6603, 2019.

RUNNING, S. W. A Measurable Planetary Boundary for the Biosphere. **Science**, 337, n. 6101, p. 1458-1459, 2012.

RUSSELL, K. R.; LEAR, D. H. V.; GUYNN JR, D. C. Fire effects on herpetofauna: review and management implications. **Wildlife Society Bulletin**, 27, n. 2, p. 374-384, 1999.

RUSSELL-SMITH, J.; COOK, G. D.; COOKE, P. M.; EDWARDS, A. C. *et al.* Managing fire regimes in north Australian savannas: Applying Aboriginal approaches to contemporary global problems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 11, n. SUPPL. 1, 2013.

SAATY, T. L. Decision making — the Analytic Hierarchy and Network Processes (AHP/ANP). **Journal of Systems Science and Systems Engineering**, 13, n. 1, p. 1-35, 2004.

SAATY, T. L.; TRAN, L. T. On the invalidity of fuzzifying numerical judgments in the Analytic Hierarchy Process. **Mathematical and Computer Modelling**, 46, n. 7-8, p. 962-975, 2007.

SALGUERO-GÓMEZ, R.; JONES, O. R.; ARCHER, C. R.; BEIN, C. *et al.* COMADRE: A global data base of animal demography. **Journal of Animal Ecology**, 85, n. 2, p. 371-384, 2016.

SALGUERO-GÓMEZ, R.; JONES, O. R.; JONGEJANS, E.; BLOMBERG, S. P. *et al.* Fast-slow continuum and reproductive strategies structure plant life-history variation worldwide. **Proceedings of the National Academy of Sciences, USA**, 113, n. 1, p. 230-235, 2016/1// 2016.

SANTOS, A. C. D.; MONTENEGRO, S. D. R.; FERREIRA, M. C.; BARRADAS, A. C. S. *et al.* Managing fires in a changing world: Fuel and weather determine fire behavior and safety in the neotropical savannas. **Journal of Environmental Management**, 289, n. March, p. 112508-112508, 2021/7// 2021.

SANTOS, F. L. M.; NOGUEIRA, J.; DE SOUZA, R. A. F.; FALLEIRO, R. M. *et al.* Prescribed burning reduces large, high-intensity wildfires and emissions in the brazilian savanna. **Fire**, 4, n. 3, p. 1-21, 2021.

SCHEFFERS, B. R.; EVANS, T. A.; WILLIAMS, S. E.; EDWARDS, D. P. Microhabitats in the tropics buffer temperature in a globally coherent manner. **Biology Letters**, 10, n. 12, p. 20140819-20140819, 2014.

SCHLEICHER, J.; PERES, C. A.; LEADER-WILLIAMS, N. Conservation performance of tropical protected areas: How important is management? **Conservation Letters**, 12, n. 5, p. e12650-e12650, 2019.

SCHMIDT, I. B.; ELOY, L. Fire regime in the Brazilian Savanna: Recent changes, policy and management. **Flora**, 268, n. 61, p. 151613-151613, 2020/7// 2020.

SCHMIDT, I. B.; FONSECA, C. B.; FERREIRA, M. C.; SATO, M. N. Experiências Internacionais de Manejo Integrado do Fogo em Áreas Protegidas – Recomendações para Implementação de Manejo Integrado de Fogo no Cerrado. **Biodiversidade Brasileira**, 6, n. 2, p. 41-54, 2016a.

SCHMIDT, I. B.; FONSECA, C. B.; FERREIRA, M. C.; SATO, M. N. Implementação do Programa Piloto de Manejo Integrado do Fogo em três Unidades de Conservação do Cerrado. **Biodiversidade Brasileira**, 6, n. 2, p. 55-70, 2016b.

SCHMIDT, I. B.; MOURA, L. C.; FERREIRA, M. C.; ELOY, L. *et al.* Fire management in the Brazilian Savanna: first steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology**, in review, n. February, p. x-x, 2018.

SCHMIDT, I. B.; MOURA, L. C.; FERREIRA, M. C.; ELOY, L. *et al.* Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology**, 55, n. 5, p. 2094-2101, 2018.

SCHÜLER, J.; BUSTAMANTE, M. M. C. Spatial planning for restoration in Cerrado: Balancing the trade-offs between conservation and agriculture. **Journal of Applied Ecology**, 2022a.

SCHÜLER, J.; BUSTAMANTE, M. M. C. Spatial planning for restoration in Cerrado: Balancing the trade-offs between conservation and agriculture. **Journal of Applied Ecology**, 59, n. 10, p. 2616-2626, 2022b.

SCHURR, F. M.; PAGEL, J.; CABRAL, J. S.; GROENEVELD, J. *et al.* How to understand species' niches and range dynamics: A demographic research agenda for biogeography. **Journal of Biogeography**, 39, n. 12, p. 2146-2162, 2012.

SCOTT, A. C.; BOWMAN, D. M. J. S.; BOND, W. J.; PYNE, S. J. *et al.* **Fire on Earth : An Introduction**. West Sussex: John Wiley & Sons, Ltd, 2014. 435-435 p. 978-1-119-95357-9.

SCRUCCA, L.; FOP, M.; MURPHY, T. B.; RAFTERY, A. E. mclust 5: clustering, classification and density estimation using Gaussian finite mixture models. **The R Journal**, 8, n. 1, p. 289-317, 2016.

SILVA, P. S.; BASTOS, A.; LIBONATI, R.; RODRIGUES, J. A. *et al.* Impacts of the 1.5 °C global warming target on future burned area in the Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, 446, n. January, p. 193-203, 2019.

SILVA, P. S.; NOGUEIRA, J.; RODRIGUES, J. A.; SANTOS, F. L. M. *et al.* Putting fire on the map of Brazilian savanna ecoregions. **Journal of Environmental Management**, 296, n. February, 2021a.

SILVA, P. S.; NOGUEIRA, J.; RODRIGUES, J. A.; SANTOS, F. L. M. *et al.* Putting fire on the map of Brazilian savanna ecoregions. **Journal of Environmental Management**, 296, n. February, p. 113098, Oct 15 2021b.

SILVA, P. S.; RODRIGUES, J. A.; SANTOS, F. L. M.; PEREIRA, A. A. *et al.* Drivers of Burned Area Patterns in Cerrado: The Case of Matopiba Region. **2020 IEEE Latin American GRSS and ISPRS Remote Sensing Conference, LAGIRS 2020 - Proceedings**, XLII, n. March, p. 542-547, 2020.

SILVA, T. C. D.; CAMPOS, L. Z. D. O.; BALÉE, W.; MEDEIROS, M. F. T. *et al.* Human impact on the abundance of useful species in a protected area of the Brazilian Cerrado by people perception and biological data. **Landscape Research**, 44, n. 1, p. 75-87, 2017.

SIMON, M. F.; GREYER, R.; DE QUEIROZ, L. P.; SKEMA, C. *et al.* Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 106, n. 48, p. 20359-20364, 2009/12// 2009.

SIMON, M. F.; PENNINGTON, T. Evidence for adaptation to fire regimes in the tropical savannas of the Brazilian Cerrado. **International Journal of Plant Sciences**, 173, n. 6, p. 711-723, 2012.

SINERVO, B.; MENDEZ-DE-LA-CRUZ, F.; MILES, D. B.; HEULIN, B. *et al.* Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. **Science**, 328, n. 5980, p. 894-899, May 14 2010.

SINERVO, B.; MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ, F.; MILES, D. B.; HEULIN, B. *et al.* Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. **Science**, 328, n. 5980, p. 894-899, 2010/5// 2010a.

SINERVO, B.; MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ, F.; MILES, D. B.; HEULIN, B. *et al.* Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. **Science (New York, N.Y.)**, 328, n. 5980, p. 894-899, 2010/5// 2010b.

SMITH, A. L.; MICHAEL BULL, C.; DRISCOLL, D. A. Successional specialization in a reptile community cautions against widespread planned burning and complete fire suppression. **Journal of Applied Ecology**, p. n/a-n/a, 2013/6// 2013.

SOUZA, C. M.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L. *et al.* Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, 12, n. 17, p. 2735-2735, 2020.

SOUZA, R. O.; FIEKER, C. Z.; GONÇALVES, M.; BRUNO, S. F. *et al.* Estratégias de integração entre pesquisa e manejo do fogo no Parque Nacional da Serra da Canastra como parte do desenvolvimento de um Programa de Manejo Integrado do Fogo. **Biodiversidade Brasileira**, 6, n. 2, p. 205-219, 2016.

STEARNS, S. C. Life-history tactics: a review of the ideas. **The Quarterly review of biology**, 51, n. 1, p. 3-47, 1976.

STEARNS, S. C. Life history evolution: successes, limitations, and prospects. **Naturwissenschaften**, 87, p. 476-486, 2000.

STEFFEN, W.; GRINEVALD, J.; CRUTZEN, P.; MCNEILL, J. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. **Philosophical transactions. Series A, Mathematical, physical, and engineering sciences**, 369, n. 1938, p. 842-867, 2011.

STEGER, C.; KLEIN, J. A.; REID, R. S.; LAVOREL, S. *et al.* Science with society: Evidence-based guidance for best practices in environmental transdisciplinary work. **Global Environmental Change**, 68, n. December 2020, 2021.

STEPHENS, S. L.; AGEE, J. K.; FULÉ, P. Z.; NORTH, M. P. *et al.* Managing forests and fire in changing climates. **Science**, 342, n. 6154, p. 41-42, 2013.

STEVENS, N.; ERASMUS, B.; ARCHIBLAD, S.; BOND, W. J. Woody encroachment over 70 years in South African savannas: overgrazing, global change or extinction aftershock? **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 371: 20150, p. 1-9, 2016.

STEVENS, N.; LEHMANN, C. E.; MURPHY, B. P.; DURIGAN, G. Savanna woody encroachment is widespread across three continents. **Global Change Biology**, 23, n. 1, p. 235-244, Jan 2017.

STOTT, I.; FRANCO, M.; CARSLAKE, D.; TOWNLEY, S. *et al.* Boom or bust? A comparative analysis of transient population dynamics in plants. **Journal of Ecology**, 98, n. 2, p. 302-311, 2010.

STOTT, I.; HODGSON, D. J.; TOWNLEY, S. Popdemo: An R package for population demography using projection matrix analysis. **Methods in Ecology and Evolution**, 3, n. 5, p. 797-802, 2012.

- STOTT, I.; TOWNLEY, S.; HODGSON, D. J. A framework for studying transient dynamics of population projection matrix models. **Ecology Letters**, 14, n. 9, p. 959-970, 2011.
- SUGGITT, A. J.; GILLINGHAM, P. K.; HILL, J. K.; HUNTLEY, B. *et al.* Habitat microclimates drive fine-scale variation in extreme temperatures. **Oikos**, 120, n. 1, p. 1-8, 2011.
- SUTHERLAND, W. J.; ADAMS, W. M.; ARONSON, R. B.; AVELING, R. *et al.* One hundred questions of importance to the conservation of global biological diversity. **Conservation Biology**, 23, n. 3, p. 557-567, 2009.
- SUTHERLAND, W. J.; FRECKLETON, R. P.; GODFRAY, H. C. J.; BEISSINGER, S. R. *et al.* Identification of 100 fundamental ecological questions. **Journal of Ecology**, 101, n. 1, p. 58-67, 2013.
- SWAN, M.; CHRISTIE, F.; SITTERS, H.; YORK, A. *et al.* Predicting faunal fire responses in heterogeneous landscapes: The role of habitat structure. **Ecological Applications**, 25, n. 8, p. 2293-2305, 2015.
- SYPHARD, A. D.; KEELEY, J. E. Mapping fire regime ecoregions in California. **International Journal of Wildland Fire**, 29, n. 7, p. 595-595, 2020.
- TAYLOR, R. S.; WATSON, S. J.; NIMMO, D. G.; KELLY, L. T. *et al.* Landscape-scale effects of fire on bird assemblages: does pyrodiversity beget biodiversity? **Diversity and Distributions**, 18, n. 5, p. 519-529, 2012/5// 2012.
- TENAN, S.; PRADEL, R.; TAVECCHIA, G.; IGUAL, J. M. *et al.* Hierarchical modelling of population growth rate from individual capture-recapture data. **Methods in Ecology and Evolution**, 5, n. 7, p. 606-614, 2014.
- TILMAN, D.; CLARK, M.; WILLIAMS, D. R.; KIMMEL, K. *et al.* Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. **Nature**, 546, n. 7656, p. 73-81, 2017.
- TONKIN, J. D.; BOGAN, M. T.; BONADA, N.; RIOS-TOUMA, B. *et al.* Seasonality and predictability shape temporal species diversity. **Ecology**, 98, n. 5, p. 1201-1216, 2017.
- URBAN, M. C.; BOCEDI, G.; HENDRY, A. P.; MIHOUB, J. B. *et al.* Improving the forecast for biodiversity under climate change. **Science**, 353, n. 6304, 2016.
- VALENTINE, L. E.; SCHWARZKOPF, L. Effects of weed-management burning on reptile assemblages in Australian tropical savannas. **Conservation biology**, 23, p. 103-113, 2009.

VALLADARES, F.; MATESANZ, S.; GUILHAUMON, F.; ARAÚJO, M. B. *et al.* The effects of phenotypic plasticity and local adaptation on forecasts of species range shifts under climate change. **Ecology Letters**, 17, n. 11, p. 1351-1364, 2014.

VAN SLUYS, M. Food habits of the lizard *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) in southeastern Brazil. **Journal of Herpetology**, 27, n. 3, p. 347-351, 1993.

VAN SLUYS, M. Home Range of the Saxicolous Lizard *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) in Southeastern Brazil. **Copeia**, 1997, n. 3, p. 623-628, 1997.

VAN SLUYS, M. Population dynamics of the saxicolous lizard *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) in a seasonal habitat of Southeastern Brazil. **Herpetologica**, 56, n. 1, p. 55-62, 2000.

VAN SLUYS, M.; HENDERSON, R. W. The reproductive cycle of *Tropidurus itambere* (Sauria: Tropiduridae) in Southeastern Brazil. **Journal of Herpetology**, 27, n. 1, p. 28-32, 1993.

VÁZQUEZ-VARELA, C.; MARTÍNEZ-NAVARRO, J. M.; ABAD-GONZÁLEZ, L. Traditional Fire Knowledge: A Thematic Synthesis Approach. **Fire**, 5, n. 2, 2022.

VEHTARI, A.; GELMAN, A.; GABRY, J. Practical Bayesian model evaluation using leave-one-out cross-validation and WAIC. **Statistics and Computing**, 27, n. 5, p. 1413-1432, 2016.

VIEIRA, G. H. C.; MESQUITA, D. O.; PÉRES JR, A. K.; KITAYAMA, K. *et al.* *Micrablepharus atticolus* (NCN). Natural History. **Herpetological Review**, 31, n. 4, p. 241-242, 2000.

VINTON, A. C.; GASCOIGNE, S. J. L.; SEPIL, I.; SALGUERO-GOMEZ, R. Plasticity's role in adaptive evolution depends on environmental change components. **Trends in Ecology & Evolution**, 37, n. 12, p. 1067-1078, Dec 2022.

VITT, L. J. An Introduction to the Ecology of Cerrado Lizards. **Journal of Herpetology**, 25, n. 1, p. 79-90, Mar 1991. Article.

VITT, L. J.; BLACKBURN, D. G. Ecology and life-history of the viviparous lizard *Mabuya bistriata* (Scincidae) in the Brazilian Amazon. **Copeia**, n. 4, p. 916-927, Dec 13 1991. Article.

VITT, L. J.; CALDWELL, J. P. Ecological Observations on Cerrado Lizards in Rondônia , Brazil. **Journal of Herpetology**, 27, n. 1, p. 46-52, 1993a.

VITT, L. J.; CALDWELL, J. P. Ecological observations on Cerrado lizards in Rondônia, Brazil. **Journal of Herpetology**, 27, n. 1, p. 46-52, 1993b.

VITT, L. J.; CALDWELL, J. P. **Herpetology: An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles**. Fourth ed. London: Academic Press, 2014. 757-757 p. 978-0-12-386919-7.

VITT, L. J.; ZANI, P. A.; LIMA, A. C. M. Heliotherms in tropical rain forest: The ecology of *Kentropyx calcarata* (Teiidae) and *Mabuya nigropunctata* (Scincidae) in the Curua-Una of Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 13, p. 199-220, Mar 1997. Article.

VUCETICH, J. A.; BRUSKOTTER, J. T.; VAN EEDEN, L. M.; MACDONALD, E. A. How scholars prioritize the competing values of conservation and sustainability. **Biological Conservation**, 257, n. June 2020, p. 109126-109126, 2021.

WALTHER, G.-R. R.; POST, E.; CONVEY, P.; MENZEL, A. *et al.* Ecological responses to recent climate change. **Nature**, 416, n. 6879, p. 389-395, 2002.

WARD, D. E.; HARDY, C. C. Smoke emissions from wildland fires. **Environment International**, 17, n. 2-3, p. 117-134, 1991.

WARD, D. E.; SUSOTT, R. A.; KAUFFMAN, J. B.; BABBIT, R. E. *et al.* Smoke and Fire Characteristics for Cerrado and Deforestation Burns in Brazil- BASE-B Experiment. **Journal of Geophysical Research**, 97, n. D13, p. 14601-14619, 1992.

WARD, M.; TULLOCH, A. I. T.; RADFORD, J. Q.; WILLIAMS, B. A. *et al.* Impact of 2019–2020 mega-fires on Australian fauna habitat. **Nature Ecology & Evolution**, 4, n. 10, p. 1321-1326, 2020/10// 2020.

WELCH, J. R. Learning to Hunt by Tending the Fire: Xavante Youth, Ethnoecology, and Ceremony in Central Brazil. **Journal of Ethnobiology**, 35, n. 1, p. 183-208, 2015.

WELCH, J. R.; BRONDÍZIO, E. S.; HETRICK, S. S.; COIMBRA, C. E. A. Indigenous burning as conservation practice: Neotropical savanna recovery amid agribusiness deforestation in Central Brazil. **PLoS ONE**, 8, n. 12, 2013.

WHITEHOUSE-TEDD, K.; ABELL, J.; DUNN, A. K. Evaluation of the use of psychometric scales in human–wildlife interaction research to determine attitudes and tolerance toward wildlife. **Conservation Biology**, 35, n. 2, p. 533-547, 2021.

WHITMAN, E.; PARISIEN, M.-A.; HOLSINGER, L. M.; PARK, J. *et al.* A method for creating a burn severity atlas: an example from Alberta, Canada. **International Journal of Wildland Fire**, 2020.

WHYTE, A. **Guidelines for fields studies in environmental perception**. Paris: UNESCO Eolss Publishers, 1977. 118-118 p. 92-3-101483-8.

WIENS, J. J. Climate-Related Local Extinctions Are Already Widespread among Plant and Animal Species. **PLoS Biology**, n. December, p. 1-18, 2016.

WILLIAMS, B. A.; SHOO, L. P.; WILSON, K. A.; BEYER, H. L. Optimising the spatial planning of prescribed burns to achieve multiple objectives in a fire-dependent ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, 54, n. 6, p. 1699-1709, 2017.

WILLIAMS, R. J.; GILL, A. M.; MOORE, P. H. R. Seasonal changes in fire behaviour in a tropical savanna in Northern Australia. **International Journal of Wildland Fire**, 8, n. 4, 1998.

WILSON, K. A.; CARWARDINE, J.; POSSINGHAM, H. P. Setting conservation priorities. **Annals of the New York Academy of Sciences**, 1162, p. 237-264, 2009.

WOLF, K. D.; HIGUERA, P. E.; DAVIS, K. T.; DOBROWSKI, S. Z. Wildfire impacts on forest microclimate vary with biophysical context. **Ecosphere**, 12, n. 5, 2021.

WOOD, S. N.; GOUDE, Y.; SHAW, S. Generalized additive models for large data sets. **Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)**, 64, n. 1, p. 139-155, 2015/1// 2015.

WOOD, S. N.; LI, Z.; SHADDICK, G.; AUGUSTIN, N. H. Generalized additive models for gigadata: Modeling the U.K. black smoke network daily data. **Journal of the American Statistical Association**, 112, n. 519, p. 1199-1210, 2017/7// 2017.

WOODS, H. A.; DILLON, M. E.; PINCEBOURDE, S. The roles of microclimatic diversity and of behavior in mediating the responses of ectotherms to climate change. **Journal of Thermal Biology**, 54, p. 86-97, 2015.

WRIGHT, M. N.; ZIEGLER, A. ranger: A fast implementation of Random Forests for high dimensional data in C++ and R. **Journal of Statistical Software**, 77, n. 1, 2017.

XIAO, C.; FENG, Z.; LI, P. Active fires show an increasing elevation trend in the tropical highlands. **Global Change Biology**, 28, n. 8, p. 2790-2803, Apr 2022.

YOUNG, H. S.; MCCAULEY, D. J.; GALETTI, M.; DIRZO, R. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 47, n. 1, p. annurev-054142, 2016.

ZALASIEWICZ, J.; WILLIAMS, M.; HAYWOOD, A.; ELLIS, M. The Anthropocene: a new epoch of geological time? **Philosophical transactions. Series A, Mathematical, physical, and engineering sciences**, 369, n. 1938, p. 835-841, 2011.

ZHAO, J.; CAO, Y.; YU, L.; LIU, X. *et al.* Future global conflict risk hotspots between biodiversity conservation and food security: 10 countries and 7 Biodiversity Hotspots. **Global Ecology and Conservation**, 34, p. e02036, 2022/4// 2022.

ZIMIN, A.; ZIMIN, S. V.; SHINE, R.; AVILA, L. *et al.* A global analysis of viviparity in squamates highlights its prevalence in cold climates. **Global Ecology and Biogeography**, 31, n. 12, p. 2437-2452, 2022.

ZIRONDI, H. L.; OOI, M. K. J.; FIDELIS, A. Fire-triggered flowering is the dominant post-fire strategy in a tropical savanna. **Journal of Vegetation Science**, 32, n. 2, p. 1-11, 2021.

ZMIGROD, L.; EISENBERG, I. W.; BISSETT, P. G.; ROBBINS, T. W. *et al.* The cognitive and perceptual correlates of ideological attitudes: A data-driven approach. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 376, n. 1822, p. 20200424, 2021/4// 2021.