

O Fogo nas Savanas e seu Impacto na Avifauna: Considerações para uma Melhor Conservação Ambiental

Fire in Savannas and its Impact on Avifauna: Considerations for a Better Environmental Conservation

Bárbara Beatriz da Silva Nunes¹ 

Palavras-chave:

Ecologia do fogo
Biogeografia
Políticas ambientais

Resumo

As savanas são um bioma pirofítico, hotspot de biodiversidade e de relevante importância mundial, ocupando 20% da superfície terrestre. É um bioma que necessita da queima para a manutenção da sua biodiversidade e pirodiversidade, tendo sofrido com a alteração dos regimes de fogo pela ação conjunta direta e indireta de fatores como desmatamento, agropecuária e mudanças climáticas, resultando na perda, degradação e fragmentação de habitats. Tal fato pode gerar impactos para a avifauna, alterando dinâmicas populacionais e sua distribuição na paisagem. Assim, esse trabalho avaliou quais as influências do fogo em populações de avifauna nas savanas, por meio de uma pesquisa bibliográfica. Constatou-se que o fogo impacta a avifauna diretamente ou indiretamente, bem como atuam positivamente ou negativamente, conforme o nicho da espécie avaliada e suas características intrínsecas. O efeito observado dependerá da capacidade de detecção de incêndios, capacidade de locomoção, espécie, hábito, guilda funcional, parâmetros demográficos, disponibilidade de recursos, evolução sucessional pós-distúrbio, habilidade de dispersão e a escala geográfica da área atingida pelo incêndio. Os principais impactos observados para esse clado são os efeitos indiretos, sendo que suas populações mais impactadas negativamente são as ratitas e as que tem baixa capacidade de locomoção. Apesar das muitas lacunas de conhecimento acerca dos efeitos do fogo sobre parâmetros populacionais da avifauna, os estudos que enfocam dinâmicas de comunidades indicam que, no geral, há poucas alterações nos índices de riqueza e abundância. Assim, faz-se necessária uma maior compreensão sobre as consequências do fogo sobre as aves, para subsidiar melhor as ações do Programa de Manejo Integrado do Fogo e a sua ampliação no território brasileiro, em busca de uma gestão ambiental de qualidade, dinâmica e integrada.

Keywords

Fire ecology
Biogeography
Environmental policies

Abstract

Savannas are a pyrophytic biome, a biodiversity hotspot, and have global importance, occupying 20% of the Earth's surface. It is a biome that requires burning to maintain its biodiversity and pyrodiversity. It has suffered from altered fire regimes due to the direct and indirect action of factors such as deforestation, agriculture, cattle ranching, and climate change, resulting in habitat loss, degradation, and fragmentation. This fact can impact the avifauna, changing population dynamics and distribution in the landscape. Thus, through a literature search, this study evaluated the influences of fire on avifauna populations in savannas. It was found that fire impacts avifauna directly or indirectly and acts positively or negatively, according to the niche of the species evaluated and its intrinsic characteristics. The observed effect will depend on the fire detection ability, locomotion capacity, species, habit, functional guild, demographic parameters, resource availability, post-disturbance successional evolution, dispersal ability, and the geographic scale of the area affected by the fire. The main impacts observed for this clade are indirect effects, and its most negatively impacted populations are the ratites and those with poor locomotion ability. Despite the many gaps in knowledge about the impact of fire on the population parameters of avifauna, studies that focus on community dynamics indicate that, in general, there are few changes in richness and abundance indices. Thus, a greater understanding of the consequences of fire on birds is necessary to support better the actions of the Integrated Fire Management Program and its expansion throughout the Brazilian territory in search of quality, dynamic, and integrated environmental management.

¹ Universidade Federal de Uberlândia - UFU, Uberlândia, MG, Brasil. barbaranunes@ufu.br

INTRODUÇÃO

A savana é um bioma constituído por várias fitofisionomias que variam desde campos abertos a formações florestais (COUTINHO, 1978). Ocorre em quatro continentes (América, África, Ásia e Oceania), correspondendo a 20% da superfície terrestre (SCHOLES; HALL, 1996; WALTER et al., 2008). É um bioma pirofítico, tendo evoluído com incêndios naturais nos últimos 4 milhões de anos (SIMON et al., 2009), mais incêndios antropogênicos por, no mínimo, 4.000 anos (PIVELLO, 2011).

A vegetação savânica sofreu pressões que selecionaram plantas tolerantes e adaptadas à herbivoria e ao fogo (COUTINHO, 1979). Nestes ambientes, o fogo é um agente regulador e condicionante ambiental, já que muitas espécies de plantas são dependentes de seus efeitos em diferentes aspectos de seus ciclos de vida (WALTER; RIBEIRO, 2010), sendo, inclusive, necessário para a conservação do bioma (COUTINHO, 1990; MARMORI, 1990).

Alguns estudos evidenciam o fogo como um componente integrante da ecologia trófica de ambientes pirofíticos, embora esse papel usualmente seja negligenciado (BOND; KEELEY, 2005; BOWMAN et al., 2016). Nesta situação, o fogo, tal como os herbívoros, converte moléculas orgânicas complexas em produtos orgânicos e minerais mais simples (BOND; KEELEY, 2005). Assim, o fogo na paisagem é um componente integral das redes alimentares, conectando os regimes de fogo, processos ecológicos e a diversidade biológica em todos os níveis tróficos, inclusive humanos, gerando ecossistemas resilientes e funcionais, ou seja, a pirodiversidade (BOWMAN et al., 2016). Apesar disso, há poucas avaliações neste sentido, dificultando o entendimento sobre sua real importância e impactos neste aspecto.

Os ecossistemas pirofíticos naturalmente apresentam regimes de fogo específicos, ou seja, características relacionadas ao padrão de fogo apresentado no tempo e espaço, como: tipo de combustível consumido e padrões de propagação do fogo (superfície, solo ou copa); intensidade (temperatura); gravidade (mortalidade); sazonalidade; além de frequência (BOND; KEELEY, 2005). Durante a estação seca, os focos são usualmente de origem antropogênica e se propagam facilmente pela vegetação, podendo atingir grandes áreas e ser de maior intensidade conforme a maior presença de material combustível e condições climáticas (COLLINSON, 1988). Já os incêndios naturais ocorrem em decorrência de

raios nos períodos de transição entre as estações seca e chuvosa (RAMOS-NETO; PIVELLO, 2000). Nessas ocasiões, como a serrapilheira está úmida, o fogo tem dificuldades de se espalhar, sendo, portanto, de curta duração.

Sabe-se que a presença de gramíneas é um fator preponderante na vegetação em termos de propagação das chamas (SCHMIDT; ELOY, 2020; SIMPSON et al., 2022). Neste contexto, destaca-se que, como as formações florestais savânicas não possuem a camada contínua de gramíneas recobrando o solo, essas fitofisionomias raramente são atingidas por incêndios naturais de grande escala (HOFFMANN et al., 2009). Portanto, tais plantas não evoluíram com o fogo e apresentam alta mortalidade quando atingidas por incêndios antropogênicos (FRANCO et al., 2014).

Além das características intrínsecas de cada localidade e fitofisionomia, as mudanças climáticas têm alterado drasticamente o regime de fogo, resultando em incêndios florestais mais frequentes e que atingem áreas maiores em determinados anos (SCHMIDT; ELOY, 2020). Na ação de eventos como o *El Niño*, as estações secas têm sido mais longas, levando, conseqüentemente, a estações de fogo mais prolongadas (ALVARADO et al., 2017; ARCHIBALD et al., 2013), com o aumento médio de 33 dias nos últimos 35 anos (JOLLY et al., 2015). Portanto, faz-se necessária a implantação de políticas e ações de gestão para ajudar a prevenir danos ambientais, de saúde humana e danos econômicos causados por incêndios (JOLLY et al., 2015).

Outro fator de relevância para a alteração do regime de fogo nas savanas foi a expansão e desenvolvimento da fronteira agrícola, bem como as conseqüências ambientais da transformação da paisagem natural para a paisagem humanizada. No Brasil, a expansão da fronteira agrícola foi um fator responsável pelo desmatamento da vegetação do Cerrado, resultando na perda de quase metade da vegetação original (SCHMIDT; ELOY, 2020).

Aliada à questão do desmatamento, a expansão da fronteira agrícola também foi responsável pela introdução intercontinental de espécies africanas, como o capim-colômbio *Panicum maximum* Jacq. e o capim-braquiária *Urochloa* sp. e *Brachiaria* sp., já que essas gramíneas são consideradas mais produtivas que as espécies naturais (DUTRA E SILVA; BARBOSA, 2020). Estas espécies são, em média, mais altas em estatura, possuem maior área foliar e têm menor razão carbono-nitrogênio que as gramíneas australianas e sul-

americanas (JARDINE et al., 2020), colaborando com um maior acúmulo de matéria orgânica sobre o solo e o aumento da combustibilidade e conectividade, alterando regimes de fogo naturais (GORGONE-BARBOSA et al., 2015; MCGRANAHAN et al., 2013; SETTERFIELD et al., 2010; SIMPSON et al., 2022).

As políticas de fogo zero foram implantadas globalmente em savanas e resultaram no aumento da disponibilidade de serrapilheira seca distribuída continuamente sobre a paisagem, favorecendo mega incêndios (FIDELIS et al., 2018). Esse processo ocorre, pois, a supressão do fogo leva à substituição, a longo prazo, de campos abertos por florestas (STEVENS et al., 2017), que são mais propensas a incêndios de grande intensidade e duração (SCHMIDT; ELOY, 2020). É importante ressaltar que os focos também podem atingir Matas de Galeria e Ciliares, fitofisionomias sensíveis ao fogo, causando uma grande mortalidade de árvores adultas (FRANCO et al., 2014; SCHMIDT et al., 2018; SCHMIDT; ELOY, 2020; WALTER; RIBEIRO, 2010). Assim, os incêndios frequentes favorecem as gramíneas em relação às lenhosas, convertendo essas áreas em fitofisionomias mais abertas (MOREIRA, 2000), fato condizente com a teoria dos estados estáveis alternativos (DUBLIN et al. 1990; JACKSON, 2003).

Considerando a problemática das políticas de fogo zero, foi instaurado o Programa de Manejo Integrado do Fogo em unidades de conservação federais e em terras indígenas brasileiras. Embora este programa estimule a pirodiversidade, a maior parte do Cerrado está concentrada em áreas privadas, sujeitas à coordenação estadual (SCHMIDT; ELOY, 2020), o que impõe entraves à sua plena atuação.

Há vários estudos realizados nas savanas que buscaram verificar a influência do fogo sobre a flora (COUTINHO, 1990; FRANCO et al., 2014; MOREIRA, 2000; SCHMIDT; ELOY, 2020; SCHMIDT et al., 2018; STEVENS et al., 2017; WALTER; RIBEIRO, 2010). No entanto, poucos tiveram como meta verificar seus efeitos sobre a fauna e, quando o fazem, objetivam os efeitos sobre as comunidades como um todo (ANTUNES, 2005; FRIZZO et al., 2011; GANEY et al., 1996; NOVOA et al., 2021; OLIVEIRA, 2013; WATSON, 2012). Além disso, as mudanças no regime de fogo em decorrência das mudanças climáticas e as consequências das alterações da paisagem pelo uso da terra fazem com que seja crucial avaliar as especificidades dos efeitos dos regimes de fogo sobre a

biodiversidade (ALVARADO et al., 2017; ARCHIBALD et al., 2013; JOLLY et al., 2015).

As espécies savânicas tiveram a necessidade de se adaptar aos novos cenários e regimes de fogo, respondendo de diversas formas às mudanças no ambiente (ANTUNES, 2005; BAESSE, 2015; FIDELIS; PIVELLO, 2011; HANSBAUER et al., 2008; MOORMAN et al., 2012). Assim, compreender como os processos populacionais são afetados pelo fogo em ambientes pirofíticos é importante para a gestão de espécies nesse bioma (BROWN et al., 2013), uma vez que avalia fatores como: suscetibilidade das populações à extinção (NORRIS, 2004); efeitos potencialmente adversos da queima (BANKS et al., 2011); e qual seria o regime de fogo apropriado (DRISCOLL et al., 2010).

As aves são conhecidas por serem animais dinâmicos, de grande resiliência, de alta mobilidade e por apresentarem um alto grau de sensibilidade às condições ambientais, respondendo rapidamente às mudanças (BAESSE, 2015). Também são consideradas bons modelos para a compreensão dos efeitos da perda de hábitat e fragmentação (BOSCOLO; METZGER, 2011), visto que mais de 80% das espécies de aves em risco de extinção são altamente impactadas por esses fatores (HILTON-TAYLOR, 2000). As aves apresentam diferentes tipos de hábitos de vida e reações à perturbação ambiental (ROLSTAD, 1991), sendo também utilizadas como espécies guarda-chuva, auxiliando na conservação de outras espécies (LAMBECK, 1997).

Assim sendo, o objetivo deste artigo será discorrer sobre como o fogo tem impactado e influenciado as populações de aves nas savanas. Este é um estudo de grande relevância na medida que busca elucidar como espécies de aves em diferentes grupos funcionais e nichos ecológicos respondem ao impacto do fogo.

IMPACTOS DO FOGO SOBRE AVES EM SAVANAS

Os incêndios florestais e as práticas de uso da terra como a limpeza de vegetação, desmatamento e agropecuária resultam em perda de hábitat das espécies naturais, bem como na fragmentação e degradação do ambiente, alterando a dinâmica populacional das espécies e sua distribuição (FAHRIG; MERRIAM, 1994; PULLIAM; DANIELSON, 1991). Por sua vez, populações fragmentadas e isoladas são mais propensas à extinção por

processos estocásticos intrínsecos, como variabilidade demográfica ou eventos ambientais como o fogo (HARRISON; TAYLOR, 1997; WITH; KING, 2001).

A tolerância de cada espécie às modificações no ambiente varia conforme sua capacidade de modificar e ampliar seu nicho, ajustando-se às novas condições de hábitat (ANTUNES, 2005; BAESSE, 2015). Os atributos de hábitat que formam a complexidade estrutural do ambiente são essenciais para que determinadas guildas permaneçam em locais alterados (WUNDERLE, 1997). Espera-se, ainda, que espécies que explorem a mesma classe de recursos de modo semelhante também respondam de maneira análoga à mesma perturbação (NOVOA et al., 2021). Assim, o efeito do fogo sobre as aves passa pelas alterações nos atributos de hábitat, pois estas irão determinar como as aves responderão às novas condições ambientais (GANEY et al., 1996), tendo efeitos diretos e indiretos sobre esses animais.

Efeitos diretos

Como efeito direto do fogo há a redução do tamanho populacional das aves, seja pela exposição ao calor ou fumaça extremos (BANKS et al., 2011; BROOKER, 1998; SANDERFOOT et al., 2021). A fumaça também pode persistir na atmosfera, impactando uma escala espacial muito maior do que a área queimada, tanto pela deterioração da qualidade do ar quanto pela degradação da visibilidade (SANDERFOOT et al., 2021).

As aves são consideradas animais de grande locomoção, podendo fugir das chamas com certa facilidade, embora essa capacidade varie conforme a espécie, o hábito, o hábitat em que vivem, sua guilda funcional, bem como por atributos individuais, como idade, morfologia e saúde (ROLSTAD, 1991). Seu sistema respiratório complexo pode ser influenciado negativamente se exposto à fumaça, pois sofre envenenamento por monóxido de carbono e danos térmicos e químicos, deixando-o mais susceptível a doenças respiratórias (NIMMO et al., 2021).

Uma população de aves em risco de extinção e que possua pouca mobilidade, como das espécies ratitas, possui uma maior probabilidade de ser impactada pela mortalidade de espécimes (BROWN et al., 2013). Caso o impacto seja grande e haja uma redução populacional acentuada, essa população passa, então, a sofrer os efeitos negativos do efeito Allee pela dificuldade em encontrar parceiros ou na alimentação

cooperativa pela baixa densidade (KRAMER et al., 2009).

Apesar dos diversos impactos negativos, há consequências diretas positivas para as aves. Um estudo sobre o impacto do fogo sobre o sucesso reprodutivo da coruja-buraqueira *Athene cunicularia* Molina, 1782 no Cerrado brasileiro, indicou que o manejo do fogo oferece condições adequadas para essa espécie (TUBELIS; DELITTI, 2010). Conforme os autores, isto ocorre por essa coruja utilizar ninhos de cupins para refúgio e nidificação, bem como para evitar áreas com capim alto, pois esse tipo de vegetação interfere em seu forrageamento e vigilância contra predadores.

Durigan et al. (2020), em seu estudo sobre a perda líquida de diversidade de espécies após queimadas prescritas no Cerrado brasileiro, demonstraram que há ausência de alterações líquidas na abundância total e de decréscimos acentuados na riqueza. Segundo os autores, isto pode ser reflexo da combinação de vários fatores, como o uso de retiros subterrâneos, falta de efeitos diretos do fogo e hábitos insetívoros e granívoros. Estas guildas alimentares apresentam baixa mortalidade, pois são beneficiadas pela floração maciça e a produção de sementes pós-fogo, uma vez que atraem insetos e representam um aumento considerável de recursos alimentares para aves nesses ambientes (FRIZZO et al., 2011).

Efeitos indiretos

Os incêndios promovem mudanças espaciais e temporais nos recursos, que fragmentam o hábitat e alteram sua adequação para as espécies (BANKS et al., 2011; BROOKER, 1998), aumentando o isolamento das populações (BOSCOLO; METZGER, 2011; BROWN et al., 2009), forçando-as sobreviver em populações menores, circundadas por matrizes inóspitas e a se movimentarem com maior frequência entre áreas (PORTER, 1999).

A recuperação de uma população atingida por um dado distúrbio será influenciada por diversos fatores, tais como: parâmetros demográficos dos sobreviventes (BROOKER, 1998), disponibilidade de recursos (MURPHY; LEHNHAUSEN, 1998), evolução sucessional pós-distúrbio, habilidade de dispersão das espécies e a escala geográfica da área atingida pelo fogo e sua fragmentação ambiental (BROOKER, 1998; WATSON et al., 2012). Queimas graves e com redução populacional acentuada podem causar gargalos no tamanho da população, acarretando perdas de diversidade genética, endogamia, acúmulo e expressão de alelos deletérios, bem como a

subsequente redução da viabilidade populacional (BROWN et al., 2013; CHARLESWORTH; CHARLESWORTH, 1999).

Aves que possuem hábitos sedentários, ratitas e que voam de modo deficiente são altamente sensíveis a distúrbios ambientais (BROWN et al., 2013). A carriça-emu-mallee *Stipiturus mallee* Campbell, 1908, por exemplo, é uma espécie cujos atributos provavelmente limitam a sua capacidade de dispersar e recolonizar, tornando-a particularmente vulnerável às mudanças ambientais (BROWN et al., 2009; HIGGINS et al., 2001). Assim, Brown et al. (2009; 2013) relatam que a ocorrência de grandes incêndios florestais na Austrália (>10.000 ha) e a expansão do desmatamento e agricultura ocasionaram um gargalo gênico e declínio no tamanho efetivo da população dessa espécie, motivando a declaração desse pássaro como em extinção segundo os critérios da IUCN.

Davis et al. (2000) estudaram a reintrodução de fogo em áreas florestais para restauração das savanas e relatam que a frequência de observação de aves associadas a áreas frequentemente queimadas foi o dobro das espécies associadas a áreas com pouca frequência ou ausência de queima. Ainda neste estudo, os autores observaram que houve uma tendência geral de declínio das espécies insetívoras, particularmente as que se alimentam na região superior da copa (folhas e espaço aéreo), aumento das espécies onívoras, particularmente as de solo e copa inferior, bem como o aumento de parasitas de ninhada. Em contrapartida, algumas espécies que utilizam árvores mortas em pé, como os pica-paus, mesmo sendo insetívoros, foram impactados de modo favorável.

Outro possível impacto dos incêndios é o favorecimento da circulação de animais pela paisagem atraídos por manchas de vegetação que rebrotam vigorosamente, como aves e mamíferos (HENRIQUES et al., 2000). Assim, aumenta-se a movimentação e dispersão para ambientes mais favoráveis em resposta às alterações drásticas do ambiente e heterogeneidade espaço-temporal (MOORTER et al., 2013), norteadas por mudanças na disponibilidade de recursos (CHARNOV et al., 1976), risco de predação (MITCHELL; LIMA, 2002) ou relações intraespecíficas que impulsionam a evolução do movimento (MOORTER et al., 2013).

Os movimentos extraterritoriais muitas vezes exigem viagens por habitats desconhecidos e/ou de baixa qualidade, juntamente com a ameaça de predadores e coespecíficos (YOUNG; MONFORT, 2009).

Vários estudos sugerem que movimentos extraterritoriais podem gerar a perda de condição corporal e altos custos de sobrevivência (RIDLEY et al., 2008; WALTERS et al., 1992), pois as aves possuem fortes ritmos circadianos de atividade, sono, temperatura corporal, dentre outros (HELLER, 1988). Além disso, os custos associados aos movimentos podem impedir que os indivíduos acompanhem as mudanças na disponibilidade de recursos, resultando em compensações entre benefícios e custos dos movimentos (MOORTER et al., 2013).

Em vertebrados, o estresse causado por perturbações ambientais ou ameaças elevam seus níveis de glicorticóides, o que contribui substancialmente para os custos do movimento extraterritorial (BALM, 1999; YOUNG; MONFORT, 2009). A ativação aguda de curto prazo dessa resposta fisiológica auxilia na sobrevivência ao liberar recursos para respostas a interações agonísticas, como luta ou fuga, porém, a longo prazo, esse mecanismo compromete a aptidão por meio de seus diversos efeitos negativos na saúde, como a interrupção de crescimento, comprometimento da reprodução e queda na imunidade (BALM, 1999).

As escalas de movimentos variam entre as espécies, entre espécimes ou em um mesmo indivíduo ao longo do tempo, assim como os movimentos são tipicamente categorizados em grupos funcionais distintos, variando de movimentos frequentes de forrageamento em pequena escala a incomuns migrações ou dispersão em grande escala (FRYXELL et al., 2008; NATHAN et al., 2008). Alguns estudos indicam que aves migratórias podem ser mais resistentes a distúrbios do que as aves residentes (IBARRA, 2017; LYNCH; WHIGHAM, 1995). Inclusive, observou-se que houve uma maior densidade de aves migratórias nos locais mais perturbados, sugerindo que florestas queimadas podem atuar como habitat para essas aves (NOVOA et al., 2021).

Algumas espécies de aves conseguem utilizar os mosaicos de fragmentos como complemento de habitat, ou seja, como áreas alternativas de obtenção de recursos (SIQUEIRA et al., 2013; TUBELIS et al., 2004). Por outro lado, os mosaicos podem constituir uma barreira para outras aves (ANTUNES, 2005). O uso favorável desses mosaicos de habitat como suplementos é maior em áreas de vegetação mais densa e entre espécies onívoras, insetívoras e frugívoras (OLIVEIRA, 2013; SIQUEIRA et al., 2013), as quais são atraídas por manchas de vegetação de rebrotam

vigorosamente (HENRIQUES *et al.*, 2000) e fornecem locais de forrageamento e nidificação (NOVOA *et al.*, 2021).

Novoa *et al.* (2021) verificaram que aves granívoras foram beneficiadas pelo maior acesso às sementes de plantas herbáceas colonizadoras, bem como as espécies de guildas que forrageiam espécies arbustivas foram beneficiadas pela redução da cobertura arbórea e aumento do volume dos arbustos após incêndios. Já a densidade de usuários de árvores de grande porte e generalistas de perfil vertical foi maior em áreas levemente e moderadamente perturbadas, enquanto usuários de sub-bosque estão associados positivamente à uma maior densidade desse estrato arbóreo e, portanto, negativamente à perturbação por queimas (NOVOA *et al.*, 2021).

As aves geralmente apresentam alta mobilidade e grandes áreas de vida, o que as permitem perceber florestas fragmentadas de maneira refinada, bem como abranger vários de seus fragmentos em sua área de vida funcional (ROLSTAD, 1991). O fogo, tal como a fragmentação de paisagem pelo desmatamento, isola fragmentos de hábitat. Essa fragmentação pode ou não ser temporária dependendo do tipo de regime de fogo e da pirodiversidade local, e pode subdividir populações de aves em demos isolados, as quais entrariam em uma dinâmica de metapopulação (ROLSTAD, 1991). Conforme o autor, embora metapopulações sejam pouco documentadas em aves, provavelmente é uma característica comum de populações confinadas a florestas fragmentadas 'hierárquicas'.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O fogo pode impactar as aves de forma direta ou indireta, ocasionando a mortalidade e redução de sobrevivência de espécimes ou modificando as dinâmicas populacionais locais; bem como pode impactar positiva ou negativamente, conforme o nicho da espécie avaliada. O efeito observado dependerá da capacidade de detecção de incêndios, capacidade de locomoção, espécie, hábito, guilda funcional, parâmetros demográficos, disponibilidade de recursos, evolução sucessional pós-distúrbio, habilidade de dispersão e a escala geográfica da área atingida pelo incêndio.

Os principais impactos observados para esse clado são os efeitos indiretos, pois afetam o *fitness* dos indivíduos, a dinâmica populacional das espécies e a sua distribuição na paisagem, deixando-as mais propensas à extinção por processos estocásticos intrínsecos ou

extrínsecos. No geral, suas populações mais impactadas negativamente são as ratitas e as que tem baixa capacidade de locomoção.

Há muitas lacunas de conhecimento acerca dos efeitos do fogo sobre parâmetros populacionais da avifauna, como a sobrevivência, tamanho populacional e reprodução. Em geral, os estudos disponíveis enfocam dinâmicas de comunidades, sendo que, em ambientes pirofíticos, há poucas alterações nos índices de riqueza e abundância. Assim, faz-se necessária uma maior compreensão sobre as consequências do fogo sobre as aves, em busca de uma gestão ambiental de qualidade, dinâmica e integrada.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Uberlândia, pelo apoio ao desenvolvimento desta pesquisa (Política Nacional de Desenvolvimento de Pessoas/Edital PROGEP nº 5/2021, processo nº 23117.030449/2022-12). À professora Dra. Natália Oliveira Leiner pelo estímulo à discussão e desenvolvimento deste estudo. Ao professor Dr. Márcio Rosa, à pós-doutoranda Letícia Paiva de Matos, ao Dr. Alex Rodrigues Gomes e à doutoranda Vanda Aparecida Costa por auxiliarem as revisões deste texto. A Abner Marcelino Silva e ao Professor Dr. Guilherme Malafaia pela tradução deste artigo para o inglês.

FINANCIAMENTO

Este trabalho foi desenvolvido com o apoio da UFU (Política Nacional de Desenvolvimento de Pessoas/Edital PROGEP nº 5/2021, processo nº 23117.030449/2022-12).

REFERÊNCIAS

- ALVARADO, S.T. *et al.* Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian cerrado savanna: Tracking long-term fire regimes using remote sensing. **Ecol. Indic.**, v.78, p.270-281, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.037>
- ANTUNES, A.Z. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, v.13, n.1, p.47-61, 2005.

- ARCHIBALD, S. et al. Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. **PNAS**, v.110, p.6442-6447, 2013. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211466110>
- BAESSE, C.Q. **Aves como bioindicadoras da qualidade ambiental em fragmentos florestais do Cerrado**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) – Uberlândia: UFU. 2015.
- BALM, P.H.M. **Stress physiology in animals**. Sheffield: Sheffield Academic Press, 1999.
- BANKS, S.C. et al. Starting points for small mammal population recovery after wildfire: recolonisation or residual populations? **Oikos**, v.120, p.26–37, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18765.x>
- BOND, W.J.; KEELEY, J.E. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. **TREE**, v.20, n.7, p.387-394, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>
- BOSCOLO, D.; METZGER, J.P. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, v.34, p.1018-1029, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06763.x>
- BOWMAN, D.M.J.S. et al. Pyrodiversity is the coupling of biodiversity and fire regimes in food webs. **Phil. Trans. R. Soc. B**, v.371, n.20150169, 2016. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0169>
- BROOKER, M.J. Fire and birds in Western Australian heathland. **Emu**, v.98, p.276–287, 1998. <https://doi.org/10.1071/MU98039>
- BROWN, S. et al. Fire is a key element in the landscape-scale habitat requirements and global population status of a threatened bird: The Mallee Emu-wren (*Stipiturus mallee*). **Biol. Conserv.**, v.142, p.432–445, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.11.005>
- BROWN, S.M. et al. Limited population structure, genetic drift and bottlenecks characterise an endangered bird species in a dynamic, fire-prone ecosystem. **PLoS One**, v.8, n.4, e59732, 2013. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059732>
- CHARLESWORTH, B.; CHARLESWORTH, D. The genetic basis of inbreeding depression. **Genet. Res.**, v.74, p.329–340, 1999. <https://doi.org/10.1017/S0016672399004152>
- CHARNOV, E.L. et al. Ecological implications of resource depression. **Am. Nat.**, v.110, p.247–259, 1976. <https://doi.org/10.1086/283062>
- COLLINSON, A.S. **Introduction to world vegetation**. 2 ed. London: Unwin Hyman Ltd, 1988. https://doi.org/10.1007/978-94-015-3935-7_15
- COUTINHO, L.M. O conceito de cerrado. **Rev. Bras. Bot.**, v.1, p.17-23, 1978.
- COUTINHO, L.M. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. III – a precipitação atmosférica de nutrientes minerais. **Rev. Bras. Bot.**, v. 2, p.29-101, 1979.
- COUTINHO, L.M. O cerrado e a ecologia do fogo. **Ciência Hoje**, v. 12, n. 68, p. 22-30, 1990.
- DAVIS, M.A. et al. Restoring Savanna Using Fire: Impact on the Breeding Bird Community. **Restor. Ecol.**, v.8, n.1, p.30–40, 2000. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80005.x>
- DRISCOLL, D.A. et al. Fire management for biodiversity conservation: key research questions and our capacity to answer them. **Biol. Conserv.**, v.143, p.1928–1939, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.026>
- DUBLIN, H.T. et al. Elephants and fire as causes of multiple states in Serengeti-Mara woodlands. **J. Animal Ecol.**, v.59, p. 1147-1164, 1990. <https://doi.org/10.2307/5037>
- DURIGAN, G. et al. No net loss of species diversity after prescribed fires in the Brazilian savanna. **Front. For. Glob. Change**, v.3, art.13, 2020. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00013>
- DUTRA E SILVA, S.; BARBOSA, A.S. Paisagens e fronteiras do Cerrado: ciência, biodiversidade e expansão agrícola nos chapadões centrais do Brasil. **Estudos Ibero-Americanos**, v.46, n.1, e34028, 2020. <https://doi.org/10.15448/1980-864X.2020.1.34028>
- FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conserv. Biol.**, v.8, p.50-59, 1994. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08010050.x>
- FIDELIS, A. et al. The year 2017: Megafires and management in the Cerrado. **Fire**, v.1, n.49, 2018. <https://doi.org/10.3390/fire1030049>
- FIDELIS, A.; PIVELLO, V. R. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? **Biodivers. Bras.**, ano I, n. 2, p.12-25, 2011. Disponível em: <https://revistaelectronica.icmbio.gov.br/BioBR/article/view/102/103>. Acesso: 01 out., 2019.
- FRANCO, A.C. et al. Cerrado vegetation and global change: the role of functional types, resource availability and disturbance in regulating plant community responses to rising CO₂ levels and climate warming. **Teor. Exp. Plant Physiol.**, v.26, p.19-38, 2014. <https://doi.org/10.1007/s40626-014-0002-6>
- FRIZZO, T.L. et al. Uma revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do

- Brasil. **Oecol. Aust.**, v.15, p.365–379, 2011. <https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1502.13>
- FRYXELL, J.M. et al. Multiple movement modes by large herbivores at multiple spatiotemporal scales. **PNAS**, v.105, p.19114–19119, 2008. <https://doi.org/10.1073/pnas.0801737105>
- GANEY, J.L., et al. Effects of fire on birds in Madrean forests and woodlands. In: FFOLIOTT, P.F. et al. **Effects of fire on Madrean Province Ecosystems: a symposium proceedings**. Colorado: U.S. Forest Service, 1996. p.146-154.
- GORGONE-BARBOSA, E. et al. How can an invasive grass affect fire behavior in a tropical savanna? A community and individual plant level approach. **Biol. Invasions**, v.17, p.423–431, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0740-z>
- HARRISON, S.; TAYLOR, A.D. Empirical evidence for metapopulation dynamics. In: HANSKI, I.; GILIPIN, M.E. **Metapopulation Biology, Ecology, Genetics and Evolution**. Sydney: Academic Press, 1997. p. 27–42. <https://doi.org/10.1016/B978-012323445-2/50004-3>
- HANSBAUER, M. et al. Comparative range use by three Atlantic Forest understorey bird species in relation to forest fragmentation. **J. Trop. Ecol.**, v. 24, p. 291-299, 2008. <https://doi.org/10.1017/S0266467408005002>
- HELLER, H.C. Sleep, hypometabolism, and torpor in birds. In: BECH, C.; REINERTSEN, R.E. **Physiology of cold adaptation in birds**. Boston: Springer, 1988. v. 173. (NATO ASI Series). p. 231 – 245. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-0031-2_25
- HENRIQUES, R. et al. Changes in small mammal populations after fire in a patch of unburned cerrado in Central Brazil. **Mammalia**, v.64, p.173–185, 2000. <https://doi.org/10.1515/mamm.2000.64.2.173>
- HIGGINS, P.J. et al. **Handbook of Australian, New Zealand and Antarctic birds**. Melbourne: Oxford University Press, 2001. v.5.
- HILTON-TAYLOR, C. **IUCN Red List of Threatened Species**. Cambridge: IUCN, 2000.
- HOFFMANN, W.A. et al. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna–forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology**, v.90, p.1326-1337, 2009. <https://doi.org/10.1890/08-0741.1>
- IBARRA, J.T. Seasonal dynamics of avian guilds inside and outside core protected areas in an Andean Biosphere Reserve of southern Chile. **Bird Study**, v.64, n.3, p.410-420, 2017. <https://doi.org/10.1080/00063657.2017.1368447>
- JACKSON, L.J. Macrophyte-dominated and turbid states of shallow lakes: evidence from Alberta Lakes. **Ecosystem** v.6, p.213-223, 2003. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0001-3>
- JARDINE, E.C. et al. The global distribution of grass functional traits within grassy biomes. **J. Biogeogr.**, v.47, p.553–565, 2020. <https://doi.org/10.1111/jbi.13764>
- JOLLY, W.M. et al. Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. **Nat. Commun.**, v.6, n.7537, 2015. <https://doi.org/10.1038/ncomms8537>
- KRAMER, A.M. et al. The evidence for Allee effects. **Popul. Ecol.**, v.51, p.341–354, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10144-009-0152-6>
- LAMBECK, R.J. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. **Conserv. Biol.**, v.11, p.849-856, 1997. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96319.x>
- LYNCH, J.F.; WHIGHAM, D.F. The role of habitat disturbance in the ecology of overwintering migratory birds in the Yucatan Peninsula. In: SADER, S.; WILSON, M.; ESTRADA, A. **Conservation of neotropical migratory birds in Mexico**. Orono: Maine Agricultural and Forest Experiment Station, 1995. p. 199-214.
- MARMORI, M. O fogo na justa medida. **Ciência Hoje**, v.12, n.68, p. 68, 1990.
- MCGRANAHAN, D.A. et al. An invasive grass increases live fuel proportion and reduces fire spread in a simulated grassland. **Ecosystems**, v.16, p.158–169, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9605-4>
- MITCHELL, W.A.; LIMA, S.L. Predator-prey shell games: large-scale movement and its implications for decision-making by prey. **Oikos**, v.99, p.249–259, 2002. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.990205.x>
- MOORMAN, C. E. et al. Arthropod abundance and seasonal bird use of bottomland forest harvest gaps. **Wilson J. Ornith.**, v. 124, p. 31-39, 2012. <https://doi.org/10.1676/11-020.1>
- MOORTER, B.V. et al. Understanding scales of movement: animals ride waves and ripples of environmental change. **J. Anim. Ecol.**, v.82, p.770–780, 2013. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12045>
- MOREIRA, A.G. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **J. Biogeogr.**, v.27, p.1021-1029, 2000. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00422.x>

- MURPHY, E.C.; LEHNHAUSEN, W.A. Density and foraging ecology of woodpeckers following a stand-replacement fire. **J. Wildl. Manage.**, v.62, p.1359–1372, 1998. <https://doi.org/10.2307/3802002>
- NATHAN, R. et al. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. **PNAS**, v.105, p.19052–19059, 2008. <https://doi.org/10.1073/pnas.0800375105>
- NIMMO, D.G. et al. Welcome to the Pyrocene: animal survival in the age of megafire. **Glob Change Biol.**, v.00, p.1–10, 2021. <https://doi.org/10.32942/OSF.IO/46ZGD>
- NORRIS, K. Managing threatened species: the ecological toolbox, evolutionary theory and declining-population paradigm. **J. Appl. Ecol.**, v.41, p.413–426, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00910.x>
- NOVOA, F.J. et al. Fire regimes shape biodiversity: responses of avian guilds to burned forests in Andean temperate ecosystems of southern Chile. **Avian Conserv. Ecol.**, v.16, n.2, art.22, 2021. <https://doi.org/10.5751/ACE-01999-160222>
- OLIVEIRA, R.D.A. **Efeitos da fragmentação de habitat nas comunidades de aves do Cerrado**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Brasília: UnB. 2013.
- PIVELLO, V.R. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecol.**, v.7, p.24-39, 2011. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0701024>
- PORTER, A.H. Refugees from lost habitat and reorganization of genetic population structure. **Conserv. Biol.**, v.13, p.850–859, 1999. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98308.x>
- PULLIAM, H.R.; DANIELSON, B.J. Sources, sinks and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. **Am. Nat.**, v.137, p.S50–S66, 1991. <https://doi.org/10.1086/285139>
- RAMOS-NETO, M.B.; PIVELLO, V.R. Lightning fires in a brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environ. Manage.**, v.26, n.6, p.675-684, 2000. <https://doi.org/10.1007/s002670010124>
- RIDLEY, A.R. et al. The cost of being alone: the fate of floaters in a population of cooperatively breeding pied babblers *Turdoides bicolor*. **J. Avian Biol.**, v.39, p.389–392, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.0908-8857.2008.04479.x>
- ROLSTAD, J. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. **Biol. J. Linn. Soc. Lond.**, v.42, p.149-163, 1991. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-284120-0.50013-9>
- SANDERFOOT, O.V. et al. A review of the effects of wildfire smoke on the health and behavior of wildlife. **Environ. Res. Lett.**, v.16, 123003, 2021. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac30f6>
- SCHMIDT, I.B.; ELOY, L. Fire regime in the brazilian savanna: recent changes, policy and management. **Flora**, v.268, p.1-16, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151613>
- SCHMIDT, I.B. et al. Fire management in the brazilian savanna: first steps and the way forward. **J. Appl. Ecol.**, v.55, p.2094–2101, 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13118>
- SCHOLES, R.J.; HALL, D.O. The carbon budget of tropical savannas, woodlands and grasslands. **SCOPE**, v.56, p.69-100, 1996.
- SETTERFIELD, S.A. et al. Turning up the heat: the impacts of *Andropogon gayanus* (gamba grass) invasion on fire behaviour in northern australian savannas. **Divers. Distrib.**, v.16, p.854–886, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00688.x>
- SIMON, M.F. et al. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **PNAS**, v.106, p.20359-20364, 2009. <https://doi.org/10.1073/pnas.0903410106>
- SIMPSON, K.J. et al. Savanna fire regimes depend on grass trait diversity. **TREE**, v.37, n.9, p.749-758, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.04.010>
- SIQUEIRA, M.N. et al. Geografia e ecologia da paisagem: pontos para discussão. **Soc. Nat.**, v.25, n.3, p.557-566, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1982-45132013000300009>
- STEVENS, N. et al. Savanna woody encroachment is widespread across three continents. **Glob. Chang. Biol.**, v.23, p.235–244, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13409>
- TUBELIS, D.P.; DELITTI, W.B.C. Fire management and the nesting of *Athene cunicularia* (Aves, Strigidae) in grasslands in central cerrado, Brazil. **Biota Neotrop.**, v.10, n.2, p.93-101, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000200012>
- TUBELIS, D.P. et al. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. **Biol. Conserv.**, v.118, p.353-364, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.09.014>
- WALTER, B.M.T.; RIBEIRO, J.F. Diversidade fitofisionômica e o papel do fogo no bioma

- Cerrado. In: MIRANDA, H.S. **Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado**: resultados do Projeto Fogo. Brasília: IBAMA, 2010. p. 59-76.
- WALTER, B.M.T. et al. O conceito de savana e de seu componente Cerrado. In: SANO, S.M. et al. **Cerrado**: ecologia e flora. Brasília: IBAMA, 2008. v 1. p.19-45.
- WALTERS, J.R. et al. Delayed dispersal and reproduction as a life-history tactic in cooperative breeders—fitness calculations from redcockaded woodpeckers. **Am. Nat.**, v.139, p.623–643, 1992. <https://doi.org/10.1086/285347>
- WATSON, S.J. et al. The influence of unburnt patches and distance from refuges on post-fire bird communities. **Anim. Conserv.**, v.15, p.499–507, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00542.x>
- WITH, K.A.; KING, A.W. Analysis of landscape sources and sinks: the effect of spatial pattern on avian demography. **Biol. Conserv.**, v.100, p.75–88, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00209-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00209-3)
- WUNDERLE, J.M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **For. Ecol. Manag.**, v.99, n.1-2, p.223-235, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00208-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00208-9)
- YOUNG, A.J.; MONFORT, S.L. Stress and the costs of extra-territorial movement in a social carnivore. **Biol. Lett.**, v.5, p.439–441, 2009. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0032>

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Bárbara Beatriz da Silva Nunes concebeu e desenvolveu a pesquisa apresentada.



Este é um artigo de acesso aberto distribuído nos termos da Licença de Atribuição Creative Commons, que permite o uso irrestrito, distribuição e reprodução em qualquer meio, desde que o trabalho original seja devidamente citado.