

1. ESCRITO NAS CINZAS:

lições aprendidas no Cerrado
brasileiro e no Chaparral
californiano

Eugênia Kelly Luciano Batista

José Eugênio Côrtes Figueira

Evandro Luís Rodrigues

Ramón Perea

Geraldo Wilson Fernandes

O papel do fogo nos ecossistemas

O fogo é um fator-chave em muitos ecossistemas, incluindo campos, savanas e florestas boreais (PAUSAS; KEELEY, 2019), que são coletivamente conhecidos como ecossistemas propensos ao fogo. Em escala local, o fogo pode alterar processos microbiológicos do solo (HUFFMAN; MADRITCH, 2018), matar pragas em plantas, promover a germinação de sementes (ÇATAV *et al.*, 2018), floração e produção de sementes (PILON *et al.*, 2018) e rebrota de plantas (BELLINGHAM; SPARROW, 2000). Como mais frutos são produzidos em áreas queimadas, pode ser que o fogo também tenha um efeito positivo na dispersão de sementes. Quanto maior a disponibilidade de materiais vegetais (recursos), maior o número de animais atraídos para a área, como frugívoros, polinizadores e herbívoros (CARBONE *et al.*, 2019; TUNES *et al.*,

2016; EBY *et al.*, 2014). O fogo tem um forte efeito sobre a composição, dinâmica e evolução das comunidades vegetais, atuando como um forte filtro ambiental. Por exemplo, o fogo pode facilitar a coexistência de árvores e gramíneas (BOND; WOODWARD; MIDGLEY, 2004), criar e manter a estrutura, composição, função e integridade ecológica da paisagem (BOND, 2008; KEELEY; THOMAS PARKER; VASEY, 2016; KNUCKEY; VAN ETTEN; DOHERTY, 2016). Em ecossistemas propensos à queima, o fogo seleciona espécies de plantas capazes de sobreviver, produzir rebrotas, flores, frutos e sementes que sustentam a fauna local. Em escala regional, os incêndios também podem alterar os padrões hidrológicos (RODRIGUES; JACOBI; FIGUEIRA, 2019), afetar a quantidade e a qualidade da água (RUST *et al.*, 2018; RHOADES *et al.*, 2019) e desencadear processos erosivos e de sedimentação (SALIS *et al.*, 2019). Em escala global, as emissões de fogo têm impactos diretos e significativos sobre os ciclos atmosférico e biogeoquímico (YUE *et al.*, 2015).

O fogo proporciona aos ambientes abertos uma “janela de oportunidade” limitada no tempo, que possibilita o desenvolvimento de várias plantas e animais intolerantes à sombra. A disponibilidade desses novos habitats permite a manutenção da biodiversidade, dinâmica e funcionalidade do ecossistema. Para aproveitar os novos habitats criados pelo fogo, muitas espécies herbáceas produzem flores e frutos em poucas semanas (às vezes até horas) após a queima, garantindo o fornecimento abundante de recursos para a fauna local (PILON *et al.*, 2018). Esta estratégia pode conferir algumas vantagens, como o uso rápido dos nutrientes do solo que passam a estar disponíveis no ambiente pós-incêndio, concorrência mínima entre plantas por luz, nutrientes e água, alta disponibilidade de polinizadores e locais mais seguros para o estabelecimento de rebrotas em áreas abertas (PAUSAS; KEELEY, 2019).

O fogo também representa uma força evolutiva capaz de selecionar características fisiológicas, bioquímicas, morfológicas

e comportamentais que permitem que plantas e animais sobrevivam ou se regenerem (MIDGLEY; BOND, 2011; BRUSSEL *et al.*, 2018; PAUSAS; PARR, 2018). Nas plantas que vivem em ecossistemas propensos ao fogo, estes atributos podem: (1) proteger os tecidos vasculares dos danos causados pelo fogo (cascas grossas) (PAUSAS, 2015), (2) favorecer a reprodução após o fogo por estimulação da floração e/ou rebrota (LAMONT; HE; YAN, 2018), (3) garantir que o estabelecimento das mudas aconteça em ambiente favorável após o incêndio através da bradisporia (frutos resistentes ao fogo que protegem as sementes no seu interior) (PAUSAS, 2017; WHELAN, 1995; SCHWILK; ACKERLY, 2001) e estímulo da germinação pelo calor ou fumaça (KEELEY; PAUSAS, 2018), (4) favorecer o ciclo de vida anual (em detrimento dos ciclos de vida perenes), (5) aumentar a flamabilidade (por exemplo, retenção de ramos mortos ou produção de compostos químicos utilizados para atrair polinizadores e deter herbívoros), o que poderia matar plantas vizinhas e permitir que a progênie de indivíduos mais inflamáveis tenha mais sucesso na ocupação de ambientes criados pelo fogo (SCHERTZER; STAVER, 2018).

Estudos têm reconhecido que o fogo também pode influenciar na seleção de vários atributos nos animais, mas esses efeitos ainda são pouco conhecidos (PAUSAS; PARR, 2018). Durante um evento de incêndio, os animais podem fugir, voar, esconder-se no solo e subir em árvores para escapar das chamas e da fumaça densa. Outros, como algumas aves de rapina, aprenderam a se alimentar durante e após o incêndio, já que insetos, répteis, cobras e outros pequenos animais morrem ou agonizam perto da linha de fogo, onde podem ser facilmente apanhados e comidos (GEARY *et al.*, 2019). Um recente estudo etnobiológico baseado em entrevistas com aborígenes australianos sugere que três espécies de aves de rapina espalham fogo, transportando intencionalmente galhos em chamas nos bicos, às vezes de forma cooperativa, para conseguir alimento fácil (BONTA *et al.*, 2017).

Risco e comportamento do fogo

Três fatores devem estar presentes ao mesmo tempo para produzir fogo: oxigênio, calor e combustível (MCGRANAHAN; WONKKA, 2018). Em geral, os incêndios naturais ocorrem em ecossistemas onde há precipitação suficiente para produzir combustível orgânico, condições climáticas secas e ignições frequentes. Em extremos ambientais, como áreas secas, onde a cobertura vegetal descontínua e escassa impede a propagação do fogo, e cenários úmidos, onde o combustível é abundante, mas muitas vezes úmido demais para queimar, as queimadas naturais são raras. Assim, podemos intuitivamente pensar que o posicionamento global de um determinado ecossistema facilita a ocorrência de incêndios. Isto quer dizer que não se esperaria que incêndios ocorressem na floresta tropical úmida. Já nas vegetações sazonalmente secas, as chances de ocorrência de incêndios seriam muito maiores (Figura 1).

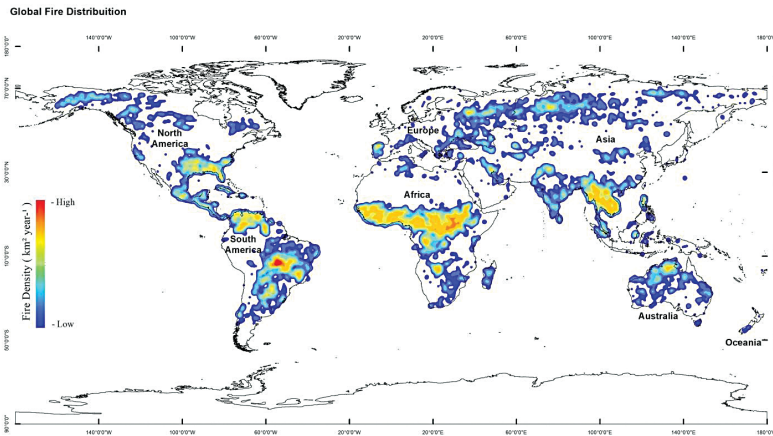


Figura 1 - Distribuição global de focos de calor

Fonte: Elaboração dos próprios autores com base nos dados obtidos a partir dos instrumentos MODIS, a bordo dos satélites Terra e Aqua da NASA.

O processo de combustão passa por três fases: pré-aquecimento, pirólise e combustão em chamas. Durante o pré-aquecimento, a umidade do combustível evapora (a temperaturas acima de 100°C) e volatiliza (a temperaturas acima de 200°C) os compostos que resultam da decomposição térmica da celulose, produzindo sólidos (carvão), líquidos condensáveis e gases. Os gases produzidos combinam com oxigênio e se inflamam a cerca de 300-400°C, dando origem à chama e liberando água, CO, CO₂ e centenas de compostos químicos poluidores inorgânicos e orgânicos. Alguns destes compostos são benéficos para as plantas, pois provocam a germinação das sementes e estimulam a floração, enquanto outros são agressivos (ex.: HCl, HBr, HF, SO₂, NO, NO₂, NO_x, P₂O₅, NH₃, formaldeídos, etc.) ou asfixiantes (ex.: CO, HCN) quando inalados por animais (WAKEFIELD, 2010). O calor gerado pela combustão torna este processo autosustentável e resulta na propagação do fogo. A transferência de calor por condução, radiação, convecção e transporte de partículas incandescentes determinam o “comportamento do fogo”. Este comportamento é descrito pelas características da frente de chama – velocidade de propagação, dimensões, energia liberada – que são determinadas pelas influências e interações individuais do combustível, condições meteorológicas e topografia. A combinação do “comportamento do fogo” com a probabilidade de ocorrência determina o “risco de incêndio” (CHUVIECO *et al.*, 2010).

O termo “risco de incêndio” refere-se à probabilidade de início de incêndio, determinada pela presença e atuação de agentes causadores. Modelos recentes têm avaliado o risco de incêndio utilizando variáveis que representam tanto o “perigo” quanto a “vulnerabilidade ao fogo” (CHUVIECO *et al.*, 2010). O conceito de “perigo” descreve os fatores que afetam a ignição e a propagação. As ignições podem ser naturais ou causadas acidentalmente ou intencionalmente por pessoas em interfaces entre paisagens

naturais e áreas cultivadas ou urbanas, em linhas de transmissão de energia, trilhas e estradas. A propagação, por sua vez, é influenciada pelos tipos de combustível e sua continuidade, pelo teor de umidade em combustível vivo e morto, pelo vento e por características da paisagem como declive, formações rochosas e barreiras vegetais. O conceito de “vulnerabilidade ao fogo” descreve os danos esperados causados pelo comportamento do fogo e pode ser medido pelo tempo de recuperação após o fogo (com base na vegetação), preços das moradias na faixa de transição entre o campo e a cidade, serviços ambientais e valores paisagísticos que podem ser afetados pelo fogo. Embora ainda existam muito mais pesquisas sobre perigo de incêndio do que sobre vulnerabilidade ao fogo, estudos recentes sugerem utilizar uma abordagem integrada para propor uma análise mais robusta das condições de risco de incêndio (CHUVIECO *et al.*, 2012).

O fogo é um processo estruturante que molda os padrões da paisagem, ao mesmo tempo que tem o seu comportamento influenciado por esses padrões e seu próprio histórico (OGLE *et al.*, 2015). O grau em que um processo ecológico é moldado pelo seu próprio histórico pode ser pensado como uma espécie de “memória ecológica” desse processo. No caso do fogo, a presença de memória ecológica no ecossistema permite que um evento de fogo interaja com outro, de modo que o comportamento do fogo num determinado evento seja moldado pelos padrões paisagísticos deixados pelo anterior. Em outras palavras, embora o fogo produza padrões paisagísticos, estes também podem influenciar a dinâmica do fogo, dependendo da frequência com que ocorrem e das taxas de recuperação da vegetação. Quanto mais tempo a vegetação leva para se regenerar, mais tempo leva para queimar novamente e, portanto, maior é a memória ecológica desse ecossistema, conforme observado em florestas onde o tempo entre incêndios sucessivos pode se estender por várias décadas. Por

outro lado, uma regeneração rápida pode caracterizar ecossistemas de memória curta que podem queimar poucos anos após o último evento de fogo, como observado em ambientes campestres de todo o mundo (BATISTA *et al.*, 2018).

Nas florestas tropicais, onde o dossel é muito denso e a umidade do ar e do solo é elevada durante todo o ano, o fogo é improvável e as árvores não estão, portanto, adaptadas a ele. Já em florestas sujeitas a fortes estações secas, a ocorrência de fogo é mais provável e pode matar indivíduos arbóreos. Estas florestas, como algumas florestas de coníferas, levam muito tempo para se recuperar porque o recrutamento de árvores depende de sementes e o crescimento é lento, podendo levar várias décadas. Em ambientes campestres, onde as herbáceas e gramíneas crescem vigorosamente e secam rapidamente após um incêndio, o fogo pode ser frequente, e o tempo entre incêndios sucessivos pode ser de dois ou três anos. Entre florestas e campos estão as savanas, que ocorrem em climas tropicais com longas estações secas, e o Chaparral, que ocorre em climas do tipo mediterrânico com uma estação seca extensa e quente. As savanas tornam-se propensas a uma nova queima alguns anos após o último fogo, uma vez que o componente herbáceo se recupera rapidamente. No entanto, o componente arbóreo da savana, de memória longa e sensível ao fogo, se recupera lentamente, mesmo apostando em rebrotas de crescimento rápido que podem permanecer por muito tempo em classes de tamanho dentro do alcance das chamas, onde o fogo pode ser letal. Como consequência, incêndios repetidos, espaçados no tempo o suficiente para permitir uma grande acumulação de gramíneas, resultam em incêndios muito destrutivos, reduzindo a densidade das árvores e favorecendo a expansão de gramíneas inflamáveis.

O fogo pertence a um grupo de processos que se espalha por contágio. Um modelo de dinâmica do fogo aplicado às florestas

boreais canadenses descreveu a propagação do fogo como um processo estocástico de nascimento e morte, semelhante à propagação de uma doença ou crescimento populacional, limitado por cicatrizes de eventos anteriores e influenciado regionalmente por fatores como clima e topografia (ZINCK; PASCUAL; GRIMM, 2011).

Manchas relativamente homogêneas de vegetação queimada são produzidas devido à natureza espacialmente contagiosa do espalhamento do fogo (PETERSON, 2002). Nos primeiros anos (para campos) ou décadas (para florestas) após serem queimados, os locais dentro dessas manchas têm menor probabilidade de queimar e propagar o fogo. Isso porque já foram queimados anteriormente e a cobertura vegetal ainda estaria em processo de regeneração. Posteriormente, grandes volumes de matéria orgânica com uma elevada proporção de biomassa morta/viva podem acumular-se, e a paisagem torna-se propensa a queimar novamente, desencadeando um período cíclico de grandes incêndios, seguido de pequenas ocorrências. Alternativamente, a formação de um mosaico de manchas com diferentes probabilidades de queima e propagação do fogo levará a um período de incêndios de menor extensão. Esta abordagem tem sido aplicada nas novas práticas de gestão do fogo, que tentam introduzir a pirodiversidade na paisagem, a fim de reduzir a probabilidade de grandes incêndios de alta intensidade que podem ser catastróficos para os ecossistemas e vidas humanas (MARTIN; SAPSIS, 1992). Esta abordagem surgiu após as políticas de supressão de fogo (por vezes associadas às gramíneas invasoras pirofíticas) terem contribuído para a homogeneização e aumentos expressivos das cargas de combustível. A pirodiversidade tem sido produzida por meio de queimas prescritas, atualmente utilizadas em alguns dos maiores ecossistemas propensos ao fogo no mundo, como o

Cerrado brasileiro e savanas da África do Sul e Norte da Austrália (SCHMIDT *et al.*, 2018; VAN WILGEN *et al.*, 2014; RUSSELL-SMITH *et al.*, 2013).

O fogo como uma preocupação global: o futuro dos ecossistemas está ameaçado

As evidências de isótopos estáveis mostram que os ecossistemas de gramíneas com metabolismo C4, a formação inflamável mais extensa do mundo, surgiram pela primeira vez entre 8 e 6 milhões de anos atrás (EDWARDS *et al.*, 2010). Desde então, o fogo passou a promover a expansão de gramíneas C4 e retração de ecossistemas florestais através de múltiplos ciclos de feedback positivo que aumentam a aridez e favorecem a ocorrência de novos incêndios (SCHEITER *et al.*, 2012; FEURDEAN; VASILIEV, 2019; BEERLING; OSBORNE, 2006). Embora o fogo seja um componente natural que moldou a evolução das espécies e ecossistemas savânicos durante milhões de anos, os seres humanos têm alterado os padrões da atividade natural do fogo ao: (1) aumentar as emissões de gases de efeito de estufa, o que levou a um aumento da temperatura global, frequência e intensidade das ondas de calor, (2) mudar os tipos de combustível, (3) modificar a estrutura e a continuidade do combustível (por exemplo, a introdução de gramíneas invasoras que aumentam a quantidade e a continuidade dos combustíveis finos), (4) provocar poucas ou muitas ignições, em diferentes estações, e suprimir ativamente os incêndios (BOWMAN *et al.*, 2011). Como resultado, incêndios de grandes extensões e alta severidade estão afetando ecossistemas no mundo todo, impactando a biodiversidade, economias e vidas humanas (Figura 2).

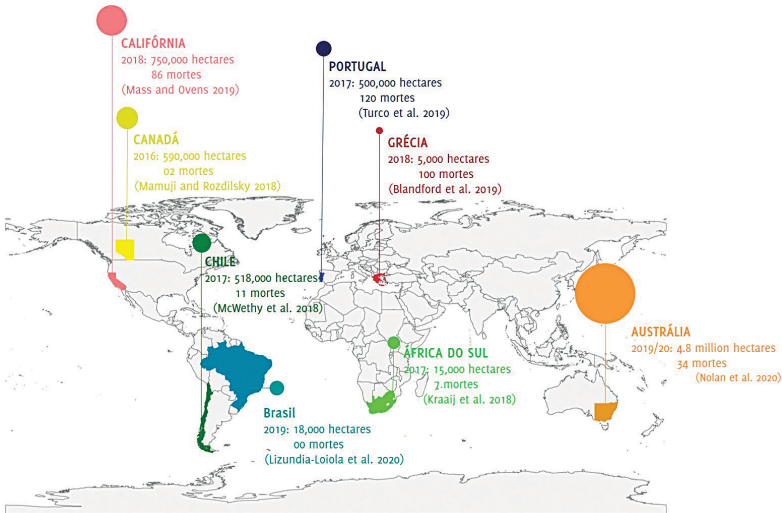


Figura 2 - Incêndios florestais recentes em todo o mundo

Obs.: Estes incêndios sugerem que alterações no regime de fogo causadas pelas mudanças climáticas globais, incluindo incêndios mais frequentes e mais severos (BRADSTOCK, 2010; CLARKE; EVANS, 2019), podem já ser uma realidade. A base de dados combina informações oficiais e fontes científicas. O tamanho do círculo indica a magnitude ou extensão da área queimada.

Fonte: Elaboração dos próprios autores.

É sabido que os padrões atuais de atividade do fogo surgem de propriedades emergentes do clima, da biologia e das influências humanas. Atualmente, as atividades humanas são responsáveis pela maioria das ignições em todo o mundo (BALCH *et al.*, 2017). Para as comunidades rurais, por exemplo, a agricultura continua a ser uma importante fonte de subsistência, e o fogo é uma ferramenta tradicional de baixo custo amplamente utilizada para manejar propriedades e manter pastagens verdes e de alta palatabilidade (BOWMAN *et al.*, 2011). Os incêndios não intencionais, por sua vez, podem começar de várias maneiras, incluindo cigarros, estradas, faíscas ferroviárias, uso de equipamentos, linhas de transmissão de energia, fogueiras e queima de lixo ou detritos (CHUVIECO *et al.*, 2012) (Figura 3). O problema é que,

durante as estações excepcionalmente quentes e secas, estes incêndios podem se espalhar por áreas muito maiores, queimando desde o estrato herbáceo até a copa das árvores em ecossistemas florestais, perdendo o controle e demandando altos custos para as operações de combate.

Além disso, projeções internacionais apontam para secas mais extremas e um aumento geral da aridez global (ASADI ZARCH *et al.*, 2017). Se tudo permanecer estável, isto significa mais evapotranspiração e vegetação mais seca. Muitas regiões florestais podem, assim, experienciar um aumento na atividade do fogo até o ponto em que a recuperação da vegetação se torne inviável e os ecossistemas atinjam limiares de degradação, a partir dos quais ocorre o colapso da vegetação e consequente substituição dos ambientes florestais por ecossistemas savânicos e campestres (BOND; WOODWARD; MIDGLEY, 2004; BOND; KEELEY, 2005; HIROTA *et al.*, 2011). Basicamente, a relação positiva entre temperatura e regime de fogo regional baseia-se em dois pressupostos principais: (1) temperaturas mais elevadas aumentam a evapotranspiração, já que a capacidade da atmosfera de reter umidade aumenta com a temperatura. Isto diminuirá o nível do lençol freático e o teor de umidade do combustível morto, a menos que haja aumentos na precipitação; (2) temperaturas mais quentes também podem estender a estação de fogo. Em resumo, é esperado que o planeta seja submetido a climas mais extremos no futuro. Com base apenas nos aspectos meteorológicos, esperamos incêndios mais frequentes, estações de fogo mais longas, maior intensidade dos incêndios, maior consumo de combustível (ou seja, mais emissões de CO₂ e outros gases de efeito estufa) e maior área queimada (provavelmente com eventos de incêndio cada vez maiores) (Figura 3).

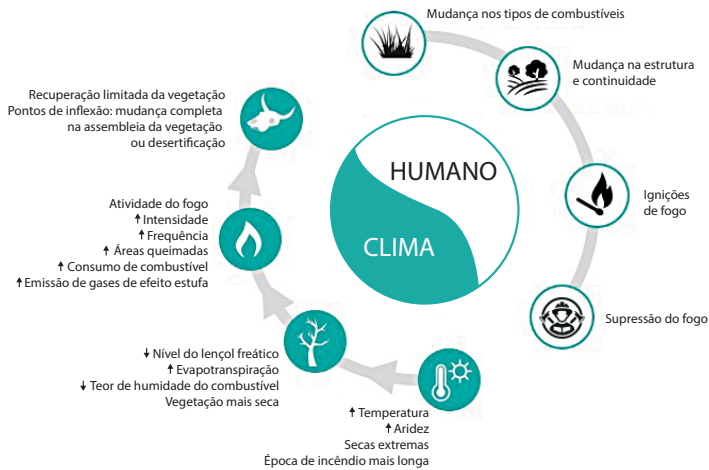


Figura 3 - Fatores de mudança na atividade natural do fogo no mundo: clima e questões humanas

Fonte: Elaboração dos próprios autores.

A região semiárida brasileira, por exemplo, está passando por anos consecutivos de baixa pluviosidade e maior risco de incêndio (MARENGO *et al.*, 2019). Em 2017, incêndios iniciados pela população local saíram do controle e atingiram uma área de vereda (com palmeiras de *Mauritia flexuosa*), espalhando-se rapidamente pela superfície, queimando o estrato herbáceo, arbustos, troncos e copas das palmeiras >10 m de altura (Figura 4). A partir de então, o fogo passou a se propagar abaixo do solo devido às profundas fissuras formadas quando o solo se contraiu com o avanço da estação seca. Estas fissuras permitiram a aeração do solo seco, rico em carbono, que queimou durante oito meses. O fogo espalhou-se lentamente sem chamas superficiais, apenas fumaça, carbonizando as raízes das palmeiras. Centenas de grandes árvores, a maioria com troncos se aproximando ou mesmo com mais de 20 m de altura, caíram (NASA, 2017). Esse incêndio deu início a um processo de sucessão primária lenta,

que depende do ressurgimento do lençol freático, rebrotas das plantas sobreviventes, dispersão de sementes de áreas vizinhas não queimadas, riscos de germinação e crescimento muito lento das palmeiras de *Mauritia*. Este cenário pode ser intensificado pelo aquecimento global, principalmente porque a área está localizada numa região suscetível à desertificação (BRASIL, 2005; TURETSKY; AMIRO; BHATTI, 2004). Geralmente, temperaturas mais elevadas aumentam a evapotranspiração em turfeiras, baixando os níveis do lençol freático e diminuindo o teor de umidade superficial do solo. Quando os solos hidromórficos secam, eles fornecem uma grande quantidade de material combustível para o fogo. Uma vez iniciados, estes incêndios são extremamente difíceis de extinguir. Segundo combatentes brasileiros, os incêndios subterrâneos de turfa podem durar vários anos (R. B. Belo, comunicação pessoal).

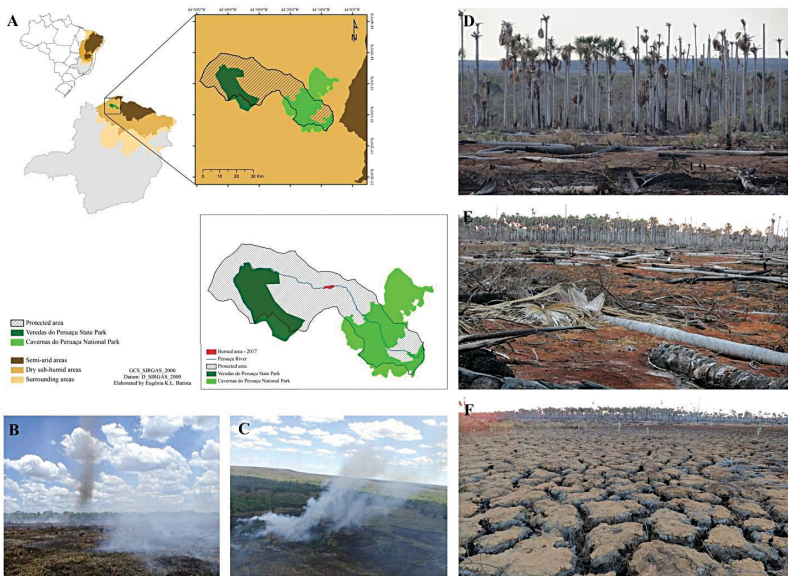


Figura 4 - Incêndio em vereda no Parque Estadual de Veredas do Peruaçu, Cerrado brasileiro (2017)

(A) Localização geográfica da área queimada. Esta área, embora não seja tão expressiva em tamanho, é de importância estratégica para a estabilidade do lençol freático na região, agora em risco de desertificação; (B, C) Incêndios propagaram-se abaixo do solo e queimaram a turfeira durante 8-10 meses, espalhando-se lentamente sem chamas superficiais e carbonizando as raízes das palmeiras; (D, E, F) Uma combinação letal de fogo subterrâneo, que destrói toda a vida e carboniza as raízes das palmeiras de *Mauritia*, e incêndios superficiais que saltam para as copas mataram centenas de árvores que, logo após o fogo, caíram; (F) Detalhe do solo de turfa seco e trincado, por onde o fogo se espalhou subsuperficialmente. Como a capacidade de armazenamento de água dos solos está positivamente relacionada com o conteúdo de matéria orgânica (HUNTINGTON, 2007), a queima do solo subterrâneo pode ter reduzido a capacidade de armazenamento de água, comprometendo a importante função de recarga hídrica deste ecossistema e tornando-o mais vulnerável a futuros incêndios.

Fonte: Fotos A, B, C – Adailton J. Santana; D, E, F – José E. C. Figueira.

Como já mencionado, mudanças no uso do solo e no clima podem criar condições favoráveis para a ocorrência de incêndios onde seriam improváveis. Assim, várias frentes de fogo em áreas de savana e desmatadas, vizinhas à Floresta Amazônica, se uniram em um grande incêndio que queimou de 1,1 a 1,4 milhão de hectares em Roraima durante o “El Niño” em 1997-1998 (PUEYO *et al.*, 2010). Em 2019, enormes incêndios florestais espalharam-se pelo mundo, queimando desde o Chaparral californiano e a Austrália, até as florestas tropicais amazônicas. Na Austrália, o clima seco e os ventos fortes espalham incêndios criminosos rapidamente pelas paisagens savânicas inflamáveis e florestas de *Eucalyptus*. Cerca de 5 milhões de hectares foram queimados, e meio bilhão de animais, incluindo cangurus, ornitorrincos e coalas, morreram ou estão ameaçados pela perda de habitat (NOLAN *et al.*, 2020). Na Amazônia, imagens de satélite associaram centenas de frentes de fogo com áreas desmatadas ligadas ao comércio ilegal de madeira, invasões de terras e agronegócio. Essas áreas desmatadas criam um microclima de baixa umidade, permitem a invasão de gramíneas, de seres humanos carregando caixas de fósforos e que, assim, colocam o fogo dentro da floresta

tropical, cada vez mais perto de seu núcleo úmido e chuvoso onde, em circunstâncias naturais, o fogo não ocorreria, causando mortalidade em massa de árvores (ESCOBAR, 2019; AMIGO, 2020).

A ameaça dos regimes de fogo alterados

O aumento da frequência dos incêndios tem implicações importantes na dinâmica da vegetação. Além de estimular o ciclo gramíneas/fogo (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992), o fogo pode eliminar espécies lenhosas e sensíveis, promovendo a criação e a manutenção de paisagens abertas (RATAJCZAK *et al.*, 2014; ACCATINO *et al.*, 2016). Cada vez que uma planta perde as partes aéreas, há uma imediata redução no tamanho do indivíduo e um retrocesso para uma fase de vida mais jovem – as rebrotas (Figura 5A), deixando-o ainda mais vulnerável aos incêndios subsequentes (GRADY; HOFFMANN, 2012). Se os intervalos entre incêndios sucessivos forem menores do que o tempo necessário para que as rebrotas atinjam a altura de escape das chamas, os indivíduos permanecerão presos em “armadilhas de fogo”, com tamanhos reduzidos e em estado não-reprodutivo (HOFFMANN *et al.*, 2009). Como resultado, a capacidade do ecossistema de fornecer recursos para polinizadores, predadores e dispersores de sementes permanecerá consideravelmente reduzida. Além disso, a queima frequente da biomassa leva a uma redução prolongada da capacidade fotossintética (Figura 5B), de modo que, em algum momento, torna-se energeticamente impossível reabastecer os órgãos de armazenamento no curto espaço de tempo entre incêndios sucessivos (ENRIGHT *et al.*, 2011). Assim, mesmo as espécies mais tolerantes ao fogo também podem sucumbir quando sujeitas a incêndios muito frequentes.

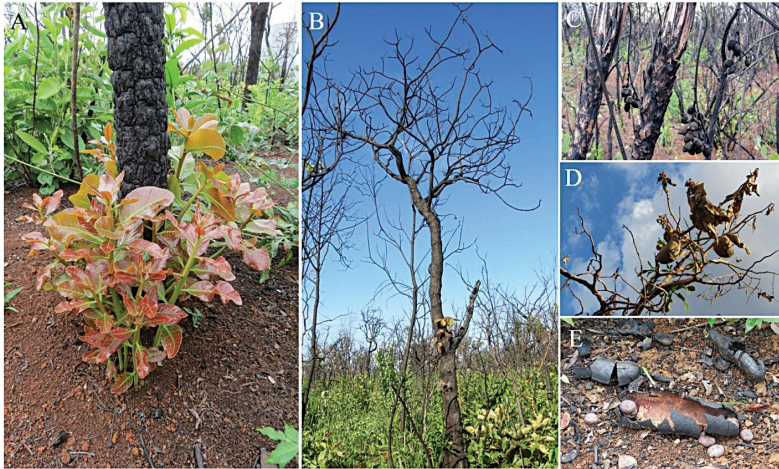


Figura 5 - Efeitos do fogo na flora do Cerrado

(A) As rebrotas basais frágeis de uma árvore cuja casca não era suficientemente espessa para isolá-la das altas temperaturas de um incêndio de estação seca no Cerrado. (B) Uma forte redução na área fotossintética de algumas espécies arbóreas, como essa *Caryocar brasiliensis* (Caryocaraceae), cujo dossel foi reduzido pelo mesmo fogo. Note que as rebrotas surgiram no tronco grosso, mas não nos ramos finos que eram mais suscetíveis a danos por calor durante a queima. (C) Frutos da palmeira *Syagrus flexuosa* (Arecaceae) completa ou parcialmente carbonizada. (D) Frutos de *Solanum lycocarpum* (Solanaceae), seca e danificada pela transferência de calor sem carbonização. Esses últimos frutos servem como alimento para o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), o maior canídeo da América do Sul, citado como quase ameaçado no IUCN Red List (2015). E) Frutos carbonizados de *Hymenaea stigonocarpa* Mart.

Obs.: A, B, C, D, E: Área de Preservação do Centro de Instrução e Adaptação da Aeronáutica da Força Aérea Brasileira em Lagoa Santa, MG; F: Parque Estadual do Rio Preto, Diamantina.

Fonte: Fotos de José E. C. Figueira.

Incêndios frequentes podem promover mudanças na composição da comunidade vegetal, favorecendo plantas capazes de rebrotar em detrimento daquelas que dependem exclusivamente de suas sementes para se restabelecer (*obligate seeders*). Essas espécies são particularmente suscetíveis ao declínio populacional e à extinção local porque os indivíduos maduros são na sua maioria mortos pelo fogo, e a regeneração depende exclusivamente do

banco de sementes. Se um segundo fogo ocorrer antes que os indivíduos atinjam a maturidade reprodutiva, a permanência da espécie no local pode ser ameaçada (BURROWS; WARDELL-JOHNSON; WARD, 2008). “Incêndios frequentes também podem levar espécies monocárpicas estimuladas pelo fogo ao declínio populacional através da exaustão do banco de sementes e mortalidade de indivíduos reprodutivos.” (FIGUEIRA *et al.*, 2016). Por outro lado, em algumas espécies policárpicas, tais como a arbustiva *Miconia stenostachya* (Melastomataceae), o fogo triplicou o número de caules nas plantas queimadas, devido à energia armazenada nos órgãos subterrâneos e à capacidade fotossintética nas folhas dos caules em crescimento. Como resultado, houve um aumento no número de flores, frutos e sementes que alimentam pelo menos 14 espécies de aves frugívoras em uma paisagem do Cerrado (RIBEIRO, 2007).

Por outro lado, incêndios de alta intensidade, que costumam ocorrer no final da estação seca, podem matar sementes viáveis e destruir gemas, dificultando o estabelecimento de novos indivíduos e retardando a recuperação das áreas queimadas. Estes incêndios também podem aumentar significativamente a mortalidade da fauna devido à maior intensidade e velocidade de espalhamento das chamas. Incêndios tardios e intensos podem ser especialmente danosos se coincidirem com o período reprodutivo da fauna, uma vez que os animais jovens são menos capazes de escapar ou de se proteger das chamas. Nas plantas, os incêndios intensos causam mortalidade em massa, perda das partes aéreas (*topkill*) e redução imediata do sucesso reprodutivo na medida em que destroem flores e frutos, interrompem o ciclo reprodutivo e forçam a reprodução vegetativa (Figura 5C, D).

A extensão dos incêndios também pode ter implicações ecológicas significativas. A homogeneização dos históricos de fogo através de grandes áreas pode levar à perda de espécies por longos períodos (FUHLENDORF *et al.*, 2006), uma vez que a

paisagem se torna incapaz de garantir recursos para as espécies de todos os estágios sucessionais (BRIANI *et al.*, 2004; KELLY *et al.*, 2012; LINDENMAYER *et al.*, 2016). Além disso, a recolonização das áreas queimadas por espécies com baixa capacidade de dispersão pode ser mais difícil quando grandes áreas são atingidas, pois se torna necessário que indivíduos de áreas próximas atravessem habitats inóspitos recentemente queimados (MENDONÇA *et al.*, 2015). Ademais, se os incêndios forem tão grandes que impossibilitem a fuga de um determinado animal para refúgios ou áreas não queimadas, essa espécie poderá experimentar um declínio populacional significativo no local (LAWES *et al.*, 2015). Animais de locomoção restrita, incapazes de voar ou com pequenos territórios ou áreas de vida podem ser atingidos pelas chamas durante incêndios de superfície com propagação rápida, típicos de ambientes campestres (FRIZZO *et al.*, 2011; KOPROSKI *et al.*, 2006). Entretanto, incêndios de grande extensão podem ser especialmente prejudiciais para populações pequenas e isoladas de pequenos mamíferos, causando mortalidade direta, aumento da exposição a predadores (LEAHY *et al.*, 2015) e destruição de áreas de refúgio. Mesmo aquelas espécies de pequenos mamíferos que vivem em tocas ou cavidades rochosas podem diminuir em abundância após um incêndio, demonstrando a importância dos efeitos indiretos do fogo (especialmente incêndios de grandes proporções e baixa heterogeneidade em diferentes escalas espaciais) (LAWES *et al.*, 2015). Alguns impactos de regimes de fogo alterados sobre as espécies e ecossistemas estão resumidos na Figura 6.



Figura 6 - Impactos dos regimes de fogo alterados, cada vez mais extensos, frequentes e intensos

Fonte: Elaboração dos próprios autores.

Diante das mudanças esperadas na atividade global do fogo, o manejo preventivo com a intenção de proteger vidas humanas e ecossistemas propensos à queima será um grande desafio para os gestores do mundo todo. Assim, para demonstrar que a implementação de políticas consistentes de manejo do fogo não

é uma tarefa trivial independentemente do contexto regional, apresentamos dois estudos de caso: o Cerrado brasileiro e o Chaparral da Califórnia, duas regiões geograficamente distantes com comunidades vegetais diferentes, mas que são igualmente moldadas pelo fogo.

O fogo no Cerrado brasileiro

O Cerrado está localizado no Planalto Central do Brasil e é o segundo maior bioma do país em área, superado apenas pela Floresta Amazônica. É um complexo de vegetação que tem relações ecológicas e fisionômicas com outras savanas na América e em continentes como África e Austrália (Figura 7). O Cerrado originalmente cobria cerca de 2 milhões de km², representando cerca de 25% do país (DURIGAN; RATTER, 2016).

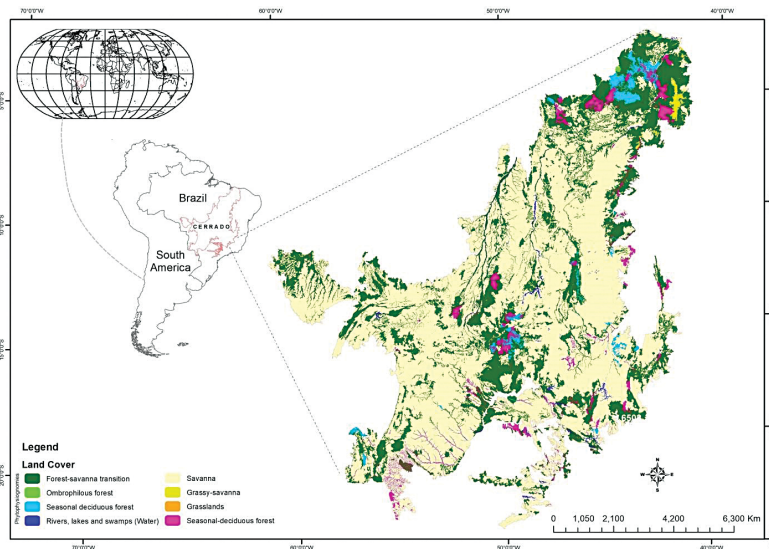


Figura 7 - Mapa de localização do Cerrado brasileiro e dos principais tipos de vegetação, variando entre florestas, savanas e campos

Fonte: Elaboração dos próprios autores com base nos dados obtidos no MapBio-mas ([201-]).

O Cerrado compreende um mosaico de tipos de vegetação, formando um gradiente estrutural de campos, savanas e florestas (RIZZINI, 1992; COUTINHO, 2006). As florestas são ambientes com predominância de espécies arbóreas, onde é formado um dossel, seja ele contínuo ou descontínuo. As savanas são ambientes caracterizados por árvores e arbustos espalhados por uma camada de vegetação rasteira, sem a formação de um dossel contínuo. Os campos, por sua vez, são ambientes com predominância de espécies herbáceas ou gramíneas e alguns poucos arbustos (Figura 8).

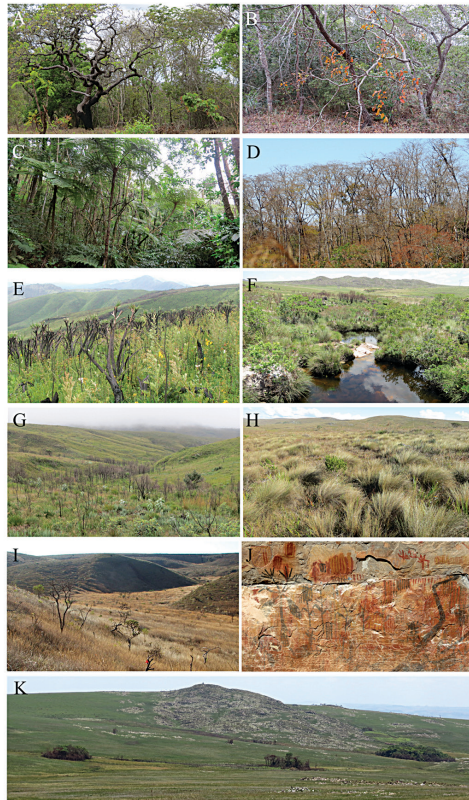


Figura 8 - Tipos de vegetação do Cerrado brasileiro

(A) Savana arborizada (Parque Estadual do Sumidouro); (B) Savanas. Observe a continuidade do combustível fino entre o nível do solo e o dossel (Parque Estadual do Rio Preto); (C) Samambaias arborescentes sensíveis ao fogo (*Cyatheaceae*) em uma mata de galeria (Parque Estadual da Serra do Rola-Moça); (D) Mata seca associada a solos calcários (Parque Estadual do Sumidouro); (E) Herbáceas provenientes de rebrota e germinação de sementes três meses após um incêndio de alta intensidade em um campo rupestre sobre canga. Observe os pseudotroncos carbonizados da *Velozziaceae* resistente ao fogo (Parque Estadual da Serra do Rola-Moça); (F) Nascente do rio São Francisco em um campo rupestre sobre arenito (Parque Nacional da Serra da Canastra); (G) Vegetação ripária sensível ao fogo inserida em ambientes predominantemente campestres (Parque Estadual da Serra do Cipó); (H) Campos limpos (Parque Estadual da Serra do Cipó); (I) Área protegida invadida pelo capim-gordura altamente inflamável (*Melinis minutiflora*) (Parque Estadual da Serra do Rola-Moça); (J) Evidência da presença humana há milhares de anos em uma fronteira entre o Cerrado e a Caatinga (bioma semiárido brasileiro). As pinturas negras podem ter sido feitas com carvão vegetal, indicando o uso de fogo (Parque Nacional Cavernas do Peruaçu); (K) Manchas de floresta sensível ao fogo inseridas em campos limpos altamente inflamáveis (Parque Nacional da Serra da Canastra).

Fonte: Fotos de José E. C. Figueira.

Como as savanas em outras regiões do mundo, o Cerrado é altamente inflamável durante a estação seca e, portanto, normalmente sujeito a incêndio. Apesar de uma variedade de fatores ambientais, como a disponibilidade de nutrientes e água no solo, também influenciar na estrutura da paisagem, o fogo desempenha um papel importante na manutenção do gradiente de biomassa nos diferentes tipos de vegetação. Regimes de fogo de alta frequência podem intensificar o feedback entre o fogo e gramíneas invasoras, criando paisagens altamente inflamáveis. Por outro lado, a supressão do fogo resulta em mudanças nos tipos de vegetação, com adensamento de árvores em savanas e campos nativos. O fogo é, portanto, um fator crucial para a manutenção da estrutura, biodiversidade e funcionamento do Cerrado, bem como de outros ecossistemas campestres e savânicos (VELDMAN *et al.*, 2015). Além disso, o Cerrado tem uma precipitação média entre 800 e 2.000 mm e uma estação seca muito forte durante o inverno (RATTER; RIBEIRO; BRIDGEWATER, 1997). Esse cenário permite o acúmulo significativo de biomassa combustível durante o verão chuvoso, que estará seca e disponível para queima na estação seca.

A maioria das espécies vegetais do Cerrado exibe uma série de adaptações associadas ao fogo (GIGNOUX; CLOBERT; MENAUT, 1997; SIMON; PENNINGTON, 2012), que começaram a surgir ~ 4 milhões de anos atrás, coincidindo com a expansão regional do bioma savânico e dominância de gramíneas com metabolismo C4. Essas adaptações incluem a alocação de biomassa para órgãos subterrâneos, além da capacidade de rebrota (Figura 9A), casca grossa que isola os tecidos vasculares do calor (Figura 9C), e estratégias fenológicas e reprodutivas, incluindo maturidade precoce e floração induzida pelo fogo (SIMON; PENNINGTON, 2012; PAUSAS; RIBEIRO, 2017). *Andira humilis* é possivelmente um exemplo extremo de adaptação ao fogo. Essa espécie é endêmica do Cerrado, onde evoluiu para uma forma de vida subarborescente que espalha uma rede de ramos lenhosos pelo subsolo. No entanto, seus ancestrais vieram da Floresta Amazônica, onde esse gênero é representado por grandes árvores (SIMON; PENNINGTON, 2012) (Figura 9B). Muitas outras espécies que habitam o Cerrado podem adotar essa estratégia extrema de serem espécies subterrâneas. Castro e Kauffman (1998) estimam que mais do que 71% da fitomassa viva (raízes + biomassa acima do solo) no Cerrado é encontrada abaixo do solo. À luz dessa e de outras adaptações, Fernandes *et al.* (2018) chamam o Cerrado de “vegetação de cabeça para baixo”.

Algumas árvores brasileiras e africanas até crescem abaixo do solo, onde a proteção contra o fogo é maior, exceto por suas folhas, flores e frutos que são expostos acima da superfície (WARMING, 1908). Elas são conhecidas como “árvores subterrâneas” e podem ser consideradas marcadores de savanas mantidas pelo fogo que ocorrem em climas adequados para florestas. *Jacaranda decurrens* é uma árvore subterrânea do Cerrado. A idade de um indivíduo com 22m de diâmetro foi estimada em 3.801 anos de idade, tornando-a uma das árvores neotropicais mais antigas, cujo tamanho e longevidade podem ser, pelo menos parcialmente, uma consequência de sua forma de vida subterrânea (ALVES

et al., 2013). O Cerrado abriga várias espécies de plantas com esta forma de vida peculiar.



Figura 9 - Adaptações ao fogo encontradas na flora do Cerrado

(A) Regeneração basal após a morte da parte aérea (*topkill*) (Parque Nacional da Serra da Canastra); (B) Detalhe de uma planta subterrânea do Cerrado, provavelmente *Andira humilis*, cuja haste horizontal ampla foi parcialmente escavada. Esta planta estava crescendo vigorosamente em torno da base de troncos carbonizados de outras espécies de árvores (Parque Estadual do Rio Preto, Diamantina); (C) Casca espessa que protege os tecidos vasculares (Parque Nacional da Serra da Canastra); (D) A floração de *S. flexuosa* apenas três meses após o incêndio, indicando um suprimento de néctar e frutos pouco afetado pelo fogo (Área de preservação do Centro de Instrução e Adaptação da Aeronáutica da Força Aérea Brasileira em Lagoa Santa, MG).

Fonte: Fotos A, C – Eugênia K. L. Batista; B, D – José E. C. Figueira.

Diante dos efeitos negativos dos incêndios nos ecossistemas sensíveis, gestores têm praticado a supressão total do fogo por várias décadas no Cerrado brasileiro (DURIGAN; RATTER, 2016). Como consequência, um acúmulo exagerado de material combustível leva a incêndios mais severos, aumentando o risco à biodiversidade, além de maiores emissões de gases de efeito estufa e custos de combate. As consequências de incêndios de grande extensão podem ser particularmente negativas em paisagens fragmentadas, onde o habitat como um todo pode ser

queimado simultaneamente, impedindo que os animais escapem para refúgios (locais não queimados) e eliminando todas as fontes de alimentos dos consumidores primários. Outro componente perigoso de políticas de supressão é a proibição do uso do fogo para o manejo da terra em propriedades rurais. Essa proibição leva a conflitos entre os proprietários de terras e as agências ambientais do governo com o aumento do número de ignições intencionais no final da estação seca. O resultado geral de todo esse cenário são incêndios cada vez maiores, mais frequentes, intensos e severos, aos quais as espécies de Cerrado podem não estar totalmente adaptadas.

Existe uma tendência global de substituição das políticas de supressão total do fogo (RUSSELL-SMITH, 2016; VAN WILGEN *et al.*, 2014). Nos últimos anos, técnicas inovadoras e alternativas têm permitido grandes avanços no manejo do fogo, e entender como as ideias e práticas evoluíram em outros países deve nos ajudar a evitar muitos erros cometidos no passado.

Sob essa nova perspectiva, as políticas e práticas de manejo do fogo no Cerrado foram revisadas e uma abordagem mais integrada e adaptativa foi recentemente implementada. O Manejo Integrado do Fogo (MIF) é uma abordagem que permite tratar os problemas e questões colocadas pelos incêndios no contexto dos ambientes naturais e sistemas socioeconômicos nos quais eles ocorrem. Essa abordagem é uma alternativa econômica para prevenir danos causados por incêndios e manter regimes de fogo desejáveis, com foco na integridade ecológica, no funcionamento de ecossistemas e nas demandas de comunidades locais.

Em 2014, como parte de um projeto piloto, os gestores da Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins (EESGT) e Parque Estadual do Jalapão (PEJ) executaram o primeiro Plano de Manejo Integrado do Fogo com queimas prescritas. Depois disso, o custo por hectare caiu de mais de US\$ 1,62/ha para pouco mais de US\$ 0,30/ha, resultando em economias significativas para os

cofres públicos. Além disso, através dessas ações de prevenção, os gestores reduziram as áreas afetadas pelos incêndios de aproximadamente 304 mil ha em 2010 para 52 mil ha em 2018, de modo que o maior incêndio não ultrapassou 3 mil ha (Figura 10). No geral, embora muitas questões ecológicas ainda precisem ser discutidas e avaliadas, os resultados preliminares sugerem que as ações preventivas não apenas custam menos, requerem menos esforço humano e recursos materiais, mas também resultam em padrões de regime de fogo consistentes com os objetivos de conservação da biodiversidade.

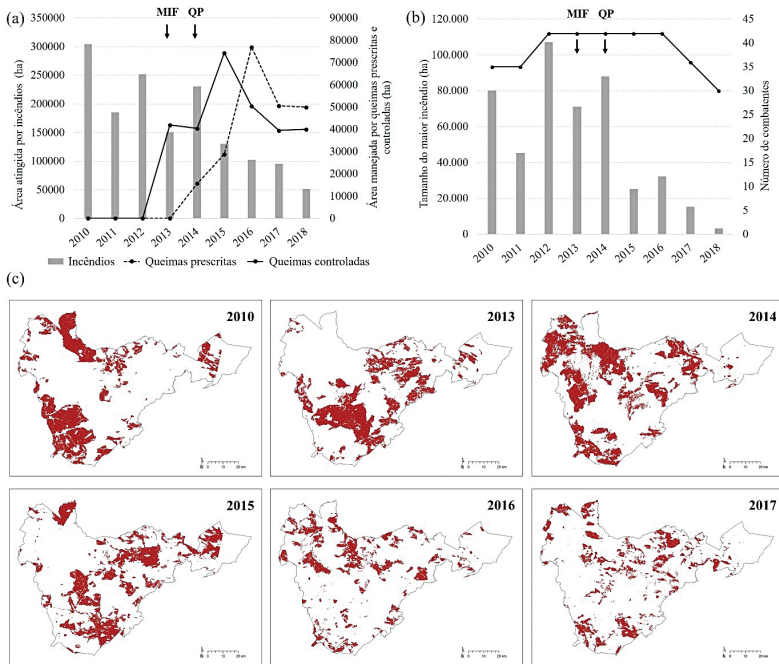


Figura 10 - Resultados preliminares do MIF na EESGT e PEJ

Obs.: A partir de 2014, tanto a área queimada anualmente por incêndios intensos quanto o tamanho de cada evento de fogo foram reduzidos.

Fonte: Elaboração dos próprios autores utilizando cicatrizes de fogo em resolução de 30 m disponíveis no portal do INPE.

Fogo no Chaparral da Califórnia

O Chaparral é uma importante formação vegetal mediterrânea, amplamente distribuída na costa Oeste dos Estados Unidos (Figura 11). Trata-se de uma vegetação perene com predominância de arbustos lenhosos e esclerófilos (Figura 12), mantida por secas sazonais e composta tanto por plantas com habilidade de rebrota, quanto por plantas exclusivamente dependentes de sementes (KEELEY; DAVIS, 2007; MOONEY; ZAVALETA, 2016). A abundância relativa dessas plantas depende da frequência do fogo, de modo que as espécies com habilidade de rebrota são favorecidas onde o fogo é mais frequente. Em algumas áreas, onde o fogo é suprimido, a comunidade arbustiva dá lugar a florestas de carvalhos (Figura 13).

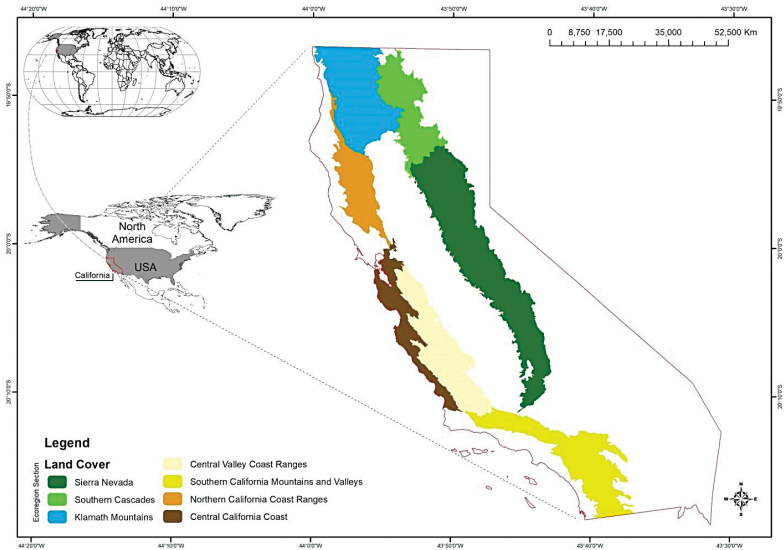


Figura 11 - Mapa de localização do Chaparral da Califórnia e classificação da vegetação existente

Fonte: Elaboração dos próprios autores com base nos dados obtidos em USGS ([201-]).

Várias espécies de plantas do Chaparral estão bem adaptadas ao fogo e são capazes de se regenerar após a queima, seja por meio de rebrotas, seja por meio da germinação estimulada pelos sinais relacionados ao fogo (KEELEY; ZEDLER, 1978). Como o Chaparral está localizado em terrenos íngremes e altitudes médias, os efeitos pós-fogo podem ser extremamente danosos, causando perda substancial de solo e nutrientes por meio de inundações e fluxo de detritos (BARRO; CONARD, 1991).



Figura 12 - Sopé oriental das montanhas de Santa Cruz (Califórnia, EUA)

Obs.: O Chaparral ocorre no lado cismontano das cadeias montanhosas costeiras do Noroeste da Califórnia até o Centro-Sul do Oregon, principalmente em altitudes entre 300 e 1.500 m.

Fonte: Foto de Ramón Perea.

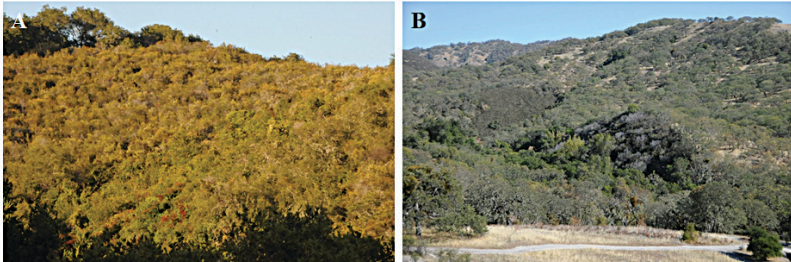


Figura 13 - Vegetação do Chaparral

(A) O Chaparral é formado por uma vegetação densa de arbustos perenes e esclerófilos (à esquerda, Chaparral no sopé das montanhas de Santa Cruz, Califórnia); (B) A paisagem onde o Chaparral está inserido é composta por um mosaico de diferentes tipos de vegetação (florestas de carvalhos, campos, matagais e matas ciliares). Na imagem o Chaparral localizado nas encostas íngremes (secas) do sul (montanhas de Santa Lúcia, Carmel) (Califórnia, EUA).

Fonte: Fotos de Ramón Perea.

O Chaparral contém mais de 100 espécies de arbustos, mas cada local geralmente abriga apenas algumas. Uma espécie arbustiva característica, conhecida como chamise ou *greasewood*, *Adenostoma fasciculatum* (Rosaceae), é comum e dominante em muitas áreas do Chaparral, sendo relativamente bem adaptada ao fogo devido à capacidade de produzir rebrotas após a queima (Figura 14). Além disso, dois gêneros de arbustos – *Arctostaphylos* (Ericaceae) e *Ceanothus* (Rhamnaceae) – estão amplamente distribuídos pelo Chaparral e se tornaram componentes importantes dessas comunidades (Figura 15). Em altitudes elevadas, as espécies de *Adenostoma* desaparecem e o Chaparral se transforma em um mosaico de florestas perenes de coníferas (Figura 15). Curiosamente, os carvalhos arbustivos (*Quercus spp.*, Fagaceae), que dependem exclusivamente de sementes e em geral preferem florestas maduras que permanecem por muito tempo sem queimar, também têm várias espécies (conhecidas como “chapparros” em espanhol) restritas ao Chaparral, uma formação vegetal que queima com uma frequência relativamente maior (Figura 16).



Figura 14 - Inflorescência de chamise (*Adenostoma fasciculatum*) em Baja California (México)

Obs.: Chamise é um componente importante da comunidade vegetal no Chaparral. É um arbusto que exerce um papel crucial no controle da erosão na medida em que retém o solo e facilita o estabelecimento de outras plantas no local. Chamise é adaptada ao fogo e responde com rebrotamento vigoroso após a queima.

Fonte: Foto de Ramón Perea.



Figura 15 - Chaparral dominado por arbustos de manzanita (*Arctostaphylos spp.*) na Sierra Nevada (EUA)

Obs.: Em áreas mais ao norte e em altitudes mais elevadas, o Chaparral é geralmente caracterizado por mosaicos com florestas de coníferas.

Fonte: Foto de Ramón Perea.

Os arbustos do Chaparral normalmente variam de 1 a 5 m de altura e formam um dossel fechado denso, abaixo do qual quantidades substanciais de biomassa morta se acumulam. O combustível acumulado e as altas temperaturas favorecem a ignição e, uma vez iniciado o fogo, o dossel fechado do Chaparral e o material subjacente fomentam o espalhamento de grandes incêndios de copa. O intervalo de retorno do fogo natural no Chaparral é de 30 a 150 anos ou mais, o que significa que, quando um fogo acontece, grandes áreas são atingidas, frequentemente deixando para trás uma paisagem cinzenta. Hoje, há mais fogo do que o ecossistema do Chaparral consegue tolerar. Queimas prescritas frequentes ou incêndios ocorrendo em intervalos menores que 20 anos podem reduzir a biodiversidade devido à perda de espécies sensíveis ao fogo e consequente alteração na composição das comunidades vegetais. Se o Chaparral não tiver tempo suficiente para reabastecer o banco de sementes do solo, acumular a biomassa necessária para produzir incêndios quentes o suficiente para estimular a germinação ou fornecer às espécies que rebrotam tempo suficiente para restaurar o suprimento de energia armazenada em estruturas subterrâneas (lignotuber, por exemplo), a comunidade vegetal poderá ser completamente alterada. Quando espécies dependentes de sementes, como a maioria das espécies de *Ceanothus*, são atingidas pelo fogo em intervalos curtos de tempo, por exemplo, suas populações são frequentemente dizimadas, levando a uma diminuição da diversidade e dominância de espécies com habilidade de rebrota (KEELEY; THOMAS PARKER; VASEY, 2016). Assim, o Chaparral é naturalmente caracterizado por uma vegetação densa e propensa a incêndios pouco frequentes e de alta intensidade.

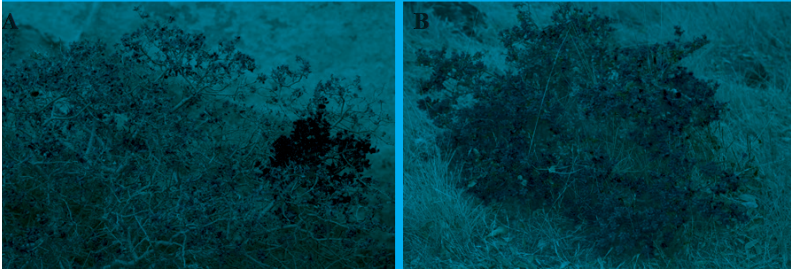


Figura 16 - Espécies típicas do Chaparral californiano

Obs.: O termo “chaparral” vem da palavra espanhola “chaparro”, que significa uma planta baixa e perene como as mostradas nas figuras: (A) *Quercus cornelius-mulleri* do Sul da Califórnia; (B) *Quercus durata* ocorre no Chaparral de chamises (Jasper Ridge, Norte da Califórnia). Trata-se de uma vegetação do tipo mediterrâneo muito semelhante à encontrada na Península Ibérica, que provavelmente inspirou os primeiros espanhóis que chegaram à Califórnia.

Fonte: Fotos de Ramón Perea.

Como mencionado acima, a rebrota é a principal estratégia de regeneração nos ecossistemas de Chaparral (MORENO; OECHTEL, 1991). Os herbívoros podem desempenhar um papel importante no controle do estabelecimento de mudas pós-fogo no Chaparral e florestas de carvalho adjacentes (MORENO; OECHTEL, 1991). Populações de ungulados selvagens (Figura 17), por exemplo, podem limitar a regeneração de plantas lenhosas, principalmente carvalhos e arbustos (LÓPEZ-SÁNCHEZ *et al.*, 2014; PEREA; LÓPEZ-SÁNCHEZ; DIRZO, 2017). Inclusive, em muitos matagais do mediterrâneo similares ao Chaparral no Sul da Espanha, os gestores usam o gado como uma ferramenta para reduzir o combustível, evitar incêndios florestais extensos e reduzir o risco de fogo (ROBLES *et al.*, 2009). Essa prática de manejo pode ser útil para diminuir incêndios letais no Chaparral e em áreas urbanas na proximidade. Para fazer isso, políticas agrícolas devem ser apoiadas pelos governos locais e regionais com o objetivo promover a criação extensiva de gado, principalmente de ovinos e caprinos, que são bem mais adaptados para se alimentar de plantas lenhosas.



Figura 17 - Herbívoros que influenciam a regeneração pós-fogo no Chaparral

(A) Ungulados selvagens, como o veado-mula (*Odocoileus hemionus*), são os principais herbívoros que habitam o Chaparral. Eles, juntamente com os ungulados domésticos (gado) e os roedores, como o esquilo à direita (B), criam descon- tinuidades no combustível, inibindo incêndios de copa, típicos do Chaparral e que normalmente afetam áreas vizinhas altamente povoadas da Califórnia.

Fonte: Fotos de Ramón Perea.

O Chaparral requer fogo para o crescimento e a diversificação das plantas. A diversidade de espécies vegetais é tipicamente mais alta nos primeiros dois anos após o fogo, e grande parte dessa diversidade é devida às espécies com germinação estimulada pela fumaça, que em circunstâncias normais, são extremamente raras ou incomuns (exemplo, *Emmenanthe penduliflora*, *Phacelia brachyloba* e *Ehrendorferia chrysantha*). As sementes de espécies de *Arctostaphylos* também são estimuladas a germinar por compostos químicos encontrados na fumaça e na madeira carbonizada. Por outro lado, as espécies de *Ceanothus* requerem calor para modificar o revestimento das sementes e permitir que a água chegue ao embrião. Após 10 a 15 anos, o perfil da vegetação retorna ao “normal”, de modo que a diversidade de plantas é reduzida e todas essas espécies efêmeras se tornam presentes apenas no banco de sementes do solo. No entanto, a baixa umidade do ar, o estresse causado pela seca e pelas altas temperaturas tornam o Chaparral altamente inflamável em qualquer idade e capaz de se recuperar novamente a qualquer momento. Assim

como no Cerrado brasileiro, embora o fogo seja um componente natural do ecossistema, a alta frequência pode afetar negativamente a biodiversidade. Para que o Chaparral alcance sua integridade ecológica máxima, é necessário que haja queimadas em intervalos acima do limiar mínimo de 30 a 40 anos (HALSEY; KEELEY, 2016).

A influência humana tem sido uma das principais causas de incêndios florestais em larga escala devido a dois mecanismos principais: ignições antrópicas e manejo de fogo. As atividades humanas respondem por aproximadamente 85% de todas as ignições na Califórnia, que aumentaram progressivamente com o crescimento do desenvolvimento urbano e com a expansão de gramíneas não nativas altamente inflamáveis (SYPHARD; BRENNAN; KEELEY, 2018; UNDERWOOD; KLINGER; BROOKS, 2019). Combinados, o aumento das ignições e a expansão das gramíneas podem levar a um ciclo de feedback positivo, no qual as gramíneas promovem o fogo que, em intervalos curtos, elimina o componente arbustivo e aumenta a cobertura de gramíneas. Os seres humanos também aumentaram a duração da estação de fogo, estendendo-a até os meses de primavera, outono e inverno (BALCH *et al.*, 2017).

Durante décadas, o manejo do combustível a nível de paisagem tem sido utilizado para limitar o tamanho dos grandes incêndios. Essa percepção está profundamente enraizada no paradigma de que pequenos incêndios superficiais de baixa intensidade / severidade são naturais e grandes incêndios de copa com alta intensidade / severidade não são. No entanto, é importante destacar que, ao contrário do Cerrado brasileiro, a supressão do fogo no Chaparral não promove o acúmulo de quantidades excessivas de biomassa combustível. Portanto, a supressão do fogo pode ser crucial para a manutenção da integridade ecológica desse ecossistema. Mas, infelizmente, os matagais nas áreas próximas às regiões metropolitanas de San Diego, de Los Angeles e

de Santa Barbara têm sido submetidos a mais incêndios do que seria o esperado pelo histórico de regime de fogo, ameaçando a resiliência dos ecossistemas de Chaparral (SAFFORD; VAN DE WATER, 2014). De toda forma, à medida que as evidências se acumulam, a percepção de adequabilidade dos pequenos incêndios superficiais de baixa intensidade / severidade tem sido superada. No Chaparral californiano, o regime de fogo natural é caracterizado por incêndios de copa, pouco frequentes e de grande extensão e intensidade.

Conclusões

Embora seja um componente natural de muitos ecossistemas terrestres ao redor do mundo, os padrões da atividade natural do fogo têm sido fortemente alterados pelos seres humanos de várias maneiras. Essas mudanças nos regimes de fogo podem causar grandes danos à biodiversidade, prejuízos aos cofres públicos e perda de vidas humanas. Para minimizar os impactos desses regimes alterados de fogo, gestores, formuladores de políticas públicas e pesquisadores têm revisado paradigmas e considerado opções alternativas de manejo apropriadas ao contexto de cada ecossistema.

No Cerrado, incêndios naturais são causados por raios, e os intervalos entre queimas sucessivas, embora variem de acordo com os tipos de vegetação, podem ser mais curtos se comparados ao Chaparral, onde se espera que os incêndios naturais ocorram entre 30 e 150 anos ou mais. Portanto, mesmo que os dois ecossistemas sejam adaptados ao fogo, eles não podem ser manejados com base nos mesmos pressupostos. Para controlar os efeitos prejudiciais dos regimes de fogo alterados nos dois ecossistemas, é obrigatório primeiro reduzir o número de ignições humanas. No Cerrado brasileiro, isso tem sido feito por meio de um manejo integrado do fogo, onde comunidades tradicionais e

proprietários rurais são convidados a participar de todas as etapas do planejamento e execução de atividades, compartilhando conhecimentos tradicionais e participando dos processos de tomada de decisão. No entanto, a ausência de políticas consistentes relacionadas à posse da terra gera conflitos sociais, o que aumenta o número de ignições e atrasos no cumprimento das metas do manejo.

Tanto no Chaparral da Califórnia, quanto no Cerrado brasileiro, os gestores têm usado queimadas prescritas para evitar incêndios florestais de alta intensidade e grande extensão. Essa perspectiva faz sentido para o Cerrado, um ambiente extremamente heterogêneo, cujo intervalo de fogo é naturalmente mais curto, com queimas de pequena e baixa intensidade ocorrendo após a estação chuvosa, quando a vegetação apresenta maior teor de umidade. Nesse caso, as queimas prescritas podem simular os regimes naturais de fogo, se planejados adequadamente. Por outro lado, no Chaparral da Califórnia, um ecossistema naturalmente propenso a incêndios florestais pouco frequentes e de alta intensidade, a supressão do fogo por longos períodos parece ser a alternativa mais razoável. Nesse sentido, no Chaparral, queimas prescritas regulares podem não simular os regimes naturais de fogo e acabar expondo as espécies locais a condições para as quais não estão devidamente adaptadas.

Embora muitas lições já tenham sido aprendidas, várias questões ainda permanecem sem resposta. Quais são os intervalos de fogo ideais para cada ecossistema? Quais indicadores devem ser monitorados para fornecer respostas sobre a eficácia das ações de manejo? Estamos realmente preparados para enfrentar os novos regimes de fogo em tempos de mudanças climáticas? Nossas estratégias de manejo atuais serão eficazes para conter o aumento esperado de incêndios catastróficos e proteger pessoas e ecossistemas? O que deve ser repensado ou melhorado? Além disso, que tipo de trabalho colaborativo e comparativo

Cerrado-Chaparral devemos propor? Como podemos melhorar nossa percepção sobre a importância e os impactos do fogo? Responder a essas e outras perguntas nos permitiria avançar com a implementação de políticas mais consistentes e estratégias mais eficazes de manejo do fogo em todo o mundo.

Referências

ACCATINO, F. *et al.* Trees, Grass, and Fire in Humid Savannas –The Importance of Life History Traits and Spatial Processes. *Ecological Modelling*, v. 320, p. 135-144, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.09.014>. Acesso em: 22 ago. 2020.

ALVES, R. J. V. *et al.* Longevity of the Brazilian Underground Tree Jacaranda Decurrens Cham. *An. Acad. Bras. Ciênc.* [on-line], v. 85, n. 2, p. 671-678, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0001-37652013005000038>. Acesso em: 22 ago. 2020.

AMIGO, I. When Will the Amazon Hit a Tipping Point? *Nature*, 25 Feb. 2020. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/d41586-020-00508-4>. Acesso em: 3 mar. 2020.

ASADI ZARCH, M. A. *et al.* Future Aridity under Conditions of Global Climate Change. *Journal of Hydrology*, v. 554, p. 451-469, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.08.043>. Acesso em: 22 ago. 2020.

BALCH, J. K. *et al.* Human-Started Wildfires Expand the Fire Niche across the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 114, n. 11, p. 2946-2951, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1617394114>. Acesso em: 22 ago. 2020.

BATISTA, E. K. L. *et al.* An Evaluation of Contemporary Savanna Fire Regimes in the Canastra National Park, Brazil: Outcomes of Fire Suppression Policies. *Journal of Environmental Management*, v. 205, p. 40-49, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.053>. Acesso em: 22 ago. 2020.

BEERLING, D. J.; OSBORNE, C. P. The Origin of the Savanna Biome. *Global Change Biology*, v. 12, n. 11, p. 2023-2031, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01239.x>. Acesso em: 22 ago. 2020.

BELLINGHAM, P. J.; SPARROW, A. D. Resprouting as a Life History Strategy in Woody Plant Communities. *Oikos*, v. 89, n. 2, p. 409-416, 2000.

Disponível em: <http://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.890224.x>. Acesso em: 22 ago. 2020.

BRADSTOCK, R. A. A Biogeographic Model of Fire Regimes in Australia: Current and Future Implications. *Global Ecology and Biogeography*, v. 19, n. 2, p. 145-158, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00512.x>. Acesso em: 22 ago. 2020.

BRIANI, D. C. *et al.* Post-fire Succession of Small Mammals in the Cerrado of Brasil. *Biodivers. Conserv.*, v. 13, p. 1023-1037, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000014467.27138.0b>. Acesso em: 22 ago. 2020.

BOND, W. J. What Limits Trees in C4 Grasslands and Savannas? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 39, n. 1, p. 641-659, 2008. Disponível em: <http://doi.org/10.1146/Annurev.Ecolsys.39.110707.173411>. Acesso em: 22 ago. 2020.

BOND, W. J.; KEELEY, J. Fire as a Global ‘Herbivore’: The Ecology and Evolution of Flammable Ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 20, n. 7, p. 387-94, 2005. Disponível em: <http://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>. Acesso em: 22 ago. 2020.

BOND, W. J.; WOODWARD, F. I.; MIDGLEY, G. F. The Global Distribution of Ecosystems in a World without Fire. *New Phytologist*, v. 165, n. 2, p. 525-538, 2004. Disponível em: <http://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01252.x>. Acesso em: 22 ago. 2020.

BONTA M. *et al.* Intentional Fire-Spreading by “Firehawk” Raptors in Northern Australia. *Journal of Ethnobiology*, v. 37, p. 700-718, 2017.

BOWMAN, D. M. J. S. *et al.* The Human Dimension of Fire Regimes on Earth. *Journal of Biogeography*, v. 38, n. 12, p. 2223-2236, 2011. Disponível em: <http://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02595.x>. Acesso em: 22 ago. 2020.

BRASIL. *Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca – PAN-Brasil*. Brasília: Edições MMA, 2005.

BRUSSEL, T. *et al.* Community-Level Functional Interactions with Fire Track Long-Term Structural Development and Fire Adaptation. *Journal of Vegetation Science*, v. 29, n. 3, p. 450-458, 2018. Disponível em: <http://doi.org/10.1111/jvs.12654>. Acesso em: 22 ago. 2020.

BURROWS, N. D.; WARDELL-JOHNSON, G.; WARD, B. Post-Fire Juvenile Period of Plants in South-West Australian Forests and Implications for Management. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, v. 91, p. 163-174, 2008.

CARBONE, L. M. *et al.* A Global Synthesis of Fire Effects on Pollinators. *Global Ecology and Biogeography*, v. 28, n. 10, p. 1487-1498, 2019. Disponível em: <http://doi.org/10.1111/geb.12939>. Acesso em: 22 ago. 2020.

CASTRO E. A.; KAUFFMAN, J. B. Ecosystem Structure in the Brazilian Cerrado: A Vegetation Gradient of Aboveground Biomass, Root Mass and Consumption by Fire. *Journal of Tropical Ecology*, v. 14, p. 263-283, 1988.

ÇATAV, Ş. S. *et al.* Effect of Fire-Derived Chemicals on Germination and Seedling Growth in Mediterranean Plant Species. *Basic and Applied Ecology*, v. 30, p. 65-75, 2018. Disponível em: <http://doi.org/10.1016/j.baae.2018.05.005>. Acesso em: 22 ago. 2020.

CHUVIECO, E. Development of a Framework for Fire Risk Assessment Using Remote Sensing and Geographic Information System Technologies. *Ecological Modelling*, v. 221, n. 1, p. 46-58, 2010. Disponível em: <http://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.11.017>. Acesso em: 22 ago. 2020.

CHUVIECO, E. *et al.* Integrating Geospatial Information into Fire Risk Assessment. *International Journal of Wildland Fire*, v. 23, n. 5, p. 606-619, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/WF12052>. Acesso em: 22 ago. 2020.

CLARKE, H.; EVANS, J. P. Exploring the Future Change Space for Fire Weather in Southeast Australia. *Theoretical and Applied Climatology*, v. 136, n. 1, p. 513-527, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2507-4>. Acesso em: 23 ago. 2020.

COUTINHO, L. M. O conceito de Bioma. *Acta Botânica Brasilica*, v. 20, n. 1, p. 13-23, 2006.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 23, p. 63-87, 1992.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The Need for a Consistent Fire Policy for Cerrado Conservation. *Journal of Applied Ecology*, v. 53, n. 1, p. 11-15, 2016. Disponível em: <http://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>. Acesso em: 23 ago. 2020.

EBY, S. L. *et al.* The Effect of Fire on Habitat Selection of Mammalian Herbivores: The Role of Body Size and Vegetation Characteristics. *Journal of Animal Ecology*, v. 83, n. 5, p. 1196-1205, 2014. Disponível em: <http://doi.org/10.1111/1365-2656.12221>. Acesso em: 23 ago. 2020.

ESCOBAR, H. There's No Doubt That Brazil's Fires Are Linked to Deforestation, Scientists Say. *Science*, 26 Aug. 2019. Disponível em: <https://www>.

sciencemag.org/news/2019/08/theres-no-doubt-brazils-fires-are-caused-deforestation-scientists-say. Acesso em: 3 mar. 2020.

GEARY, W. L. *et al.* Predator Responses to Fire: A Global Systematic Review and Meta-Analysis. *Journal of Animal Ecology*, v. 89, n. 4, p. 955-971, 2019. Disponível em: <http://doi.org/10.1111/1365-2656.13153>. Acesso em: 23 ago. 2020.

EDWARDS, E. J. *et al.* The Origins of C4 Grasslands: Integrating Evolutionary and Ecosystem Science. *Science*, v. 328, n. 5978, p. 587-591, 2010. Disponível em: <http://doi.org/10.1126/science.1177216>. Acesso em: 23 ago. 2020.

ENRIGHT, N. J. *et al.* Fire Interval Effects on Persistence of Resprouter Species in Mediterranean-type Shrublands. *Plant Ecology*, v. 212, n. 12, p. 2071-2083, 2011. Disponível em: <http://doi.org/10.1007/s11258-011-9970-7>. Acesso em: 23 ago. 2020.

FEURDEAN, A.; VASILIEV, I. The Contribution of Fire to the Late Miocene Spread of Grasslands in Eastern Eurasia (Black Sea Region). *Scientific Reports*, v. 9, n. 6750, p. 1-7, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43094-w>. Acesso em: 23 ago. 2020.

FIGUEIRA, J. E. C. *et al.* Fire in Rupestrian Grasslands: Plant Response and Management. In: FERNANDES, G. W. (ed.). *Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil*. [S. l.]: Springer, 2016. p. 415-448. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_18. Acesso em: 23 ago. 2020.

FRIZZO, T. L. M. *et al.* Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. *Oecologia Australis*, v. 15, n. 2, p. 365-379, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1502.13>. Acesso em: 23 ago. 2020.

FUHLENDORF, S. D. *et al.* Should Heterogeneity Be the Basis for Conservation? Grassland Bird Response to Fire and Grazing. *Ecological Applications*, v. 16, n. 5, p. 1706-1716, 2006. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1706:SHBTBF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1706:SHBTBF]2.0.CO;2). Acesso em: 23 ago. 2020.

GIGNOUX, J.; CLOBERT, J.; MENAUT, J. C. Alternative Fire Resistance Strategies in Savanna Trees. *Oecologia*, v. 110, n. 4, p. 576-583, 1997.

GRADY, J. M.; HOFFMANN, W. A. Caught in a Fire Trap: Recurring Fire Creates Stable Size Equilibria in Woody Resprouters. *Ecology*, v. 93, n. 9, p. 2052-2060, 2012. Disponível em: <http://doi.org/10.1890/12-0354.1>. Acesso em: 23 ago. 2020.

HALSEY, R. W.; KEELEY, J. E. *Conservation Issues: California Chaparral*. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. [S. l.]: Elsevier Publications, Inc, 2016.

HIROTA M. *et al.* Global Resilience of Tropical Forest and Savanna to Critical Transitions. *Science*, v. 334, n. 6053, p. 232-235, 2011. Disponível em: <http://doi.org/10.1126/science.1210657>. Acesso em: 23 ago. 2020.

HOFFMANN, W. A. *et al.* Tree Topkill, Not Mortality, Governs the Dynamics of Alternate Stable States at Savanna-Forest Boundaries under Frequent Fire in Central Brazil. *Ecology*, v. 90, p. 1326-1337, 2009. <https://doi.org/10.1890/08-0741.1>.

HUFFMAN, M. S.; MADRITCH, M. D. Soil Microbial Response Following Wildfires in Thermic Oak-Pine Forests. *Biology and Fertility of Soils*, v. 54, p. 985-997, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00374-018-1322-5>. Acesso em: 23 ago. 2020.

HUNTINGTON, T. G. Available Water Capacity and Soil Organic Matter. *In: ENCYCLOPEDIA of Soil Science*. 2nd ed. New York: Taylor and Francis, 2007. p. 139-143.

IUCN RED LIST. The IUCN Red List of Threatened Species. 2015. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/4819/88135664>. Acesso em: 3 mar. 2020.

KEELEY, J. E.; ZEDLER, P. H. Reproduction of Chaparral Shrubs after Fire: A Comparison of Sprouting and Seeding Strategies. *American Midland Naturalist*, v. 99, n. 1, p. 142-161, 1978.

KEELEY, J. E.; DAVIS, F. W. Chaparral. *In: BARBOUR, M. G.; KEELEWOLF, T.; SCHOENHERR, A. A. (ed.). Terrestrial Vegetation of California*. California: University of California Press, 2007. p. 339-366.

KEELEY, J. E.; PAUSAS, J. G. Evolution of “Smoke” Induced Seed Germination in Pyroendemic Plants. *South African Journal of Botany*, v. 115, p. 251-255, 2018. Disponível em: <http://doi.org/10.1016/j.sajb.2016.07.012>. Acesso em: 23 ago. 2020.

KEELEY, J. E.; THOMAS PARKER, V.; VASEY, M. C. Resprouting and seeding hypotheses: a test of the gap-dependent model using resprouting and obligate seeding subspecies of *Arctostaphylos*. *Plant Ecology*, v. 217, n. 6, p. 743-750, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0551-z>. Acesso em: 23 ago. 2020.

KELLY, L. T. *et al.* Managing Fire Mosaics for Small Mammal Conservation: A Landscape Perspective. *Journal of Applied Ecology*, v. 49, n. 2, p. 412-421,

2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02124.x>. Acesso em: 23 ago. 2020.

KNUCKEY, C. G.; VAN ETTEN, E. J. B.; DOHERTY, T. S. Effects of Long-Term Fire Exclusion and Frequent Fire on Plant Community Composition: A Case Study from Semi-Arid Shrublands. *Austral Ecology*, v. 41, n. 8, p. 964-975, 2016. Disponível em: <http://doi.org/10.1111/aec.12388>. Acesso em: 23 ago. 2020.

KOPROSKI, L. *et al.* Impactos do fogo sobre serpentes (Squamata) no Parque Nacional de Ilha Grande (PR/MS), Brasil. *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da Unipar*, v. 9, n. 2, p. 129-133, 2006. Disponível em: <https://revistas.unipar.br/index.php/veterinaria/article/view/355>. Acesso em: 24 ago. 2020.

KRAAIJ, T. *et al.* An Assessment of Climate, Weather, and Fuel Factors Influencing a Large, Destructive Wildfire in the Knysna Region, South Africa. *Fire Ecology*, v. 14, n. 4, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s42408-018-0001-0>. Acesso em: 24 ago. 2020.

LAMONT, B. B.; HE, T.; YAN, Z. Evolutionary History of Fire-Stimulated Resprouting, Flowering, Seed Release and Germination. *Biological Reviews*, v. 94, n. 3, p. 903-928, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/brv.12483>. Acesso em: 24 ago. 2020.

LAWES, M. J. *et al.* Small Mammals Decline with Increasing Fire Extent in Northern Australia: Evidence from Long-Term Monitoring in Kakadu National Park. *International Journal of Wildland Fire*, v. 24, n. 5, p. 712-722, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/WF14163>. Acesso em: 24 ago. 2020.

LEAHY, L. *et al.* Amplified Predation after Fire Suppresses Rodent Populations in Australia's Tropical Savannas. *Wildlife Research*, v. 42, n. 8, 705-716, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/WR15011>. Acesso em: 24 ago. 2020.

LINDENMAYER, D. B. *et al.* Temporal Trends in Mammal Responses to Fire Reveals the Complex Effects of Fire Regime Attributes. *Ecological Applications*, v. 26, n. 2, p. 557-573, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/15-0575>. Acesso em: 24 ago. 2020.

LIZUNDIA-LOIOLA, J. *et al.* Temporal Anomalies in Burned Area Trends: Satellite Estimations of the Amazonian 2019 Fire Crisis. *Remote Sensing*, v. 12, n. 1, p. 1-8, 2020.

LÓPEZ-SÁNCHEZ A. *et al.* Effects of Cattle Management on Oak Regeneration in Northern Californian Mediterranean Oak Woodlands. *PLOS*

- ONE, v. 9, n. 8, p. 1-9, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105472>. Acesso em: 24 ago. 2020.
- MCGRANAHAN, D. A.; WONKKA, C. L. Wildland Fire Science Literacy: Education, Creation, and Application. *Fire*, v. 1, n. 3, p. 1-8, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/fire1030052>. Acesso em: 24 ago. 2020.
- MCWETHY, D. B. *et al.* Landscape Drivers of Recent Fire Activity (2001-2017) in South-Central Chile. *PLOS ONE*, v. 13, n. 8, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201195>. Acesso em: 24 ago. 2020.
- MAMUJI, A. A.; ROZDILSKY, J. L. Wildfire as an Increasingly Common Natural Disaster Facing Canada: Understanding the 2016 Fort McMurray Wildfire. *Nat Hazards*, v. 98, p. 163-180, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11069-018-3488-4>. Acesso em: 24 ago. 2020.
- MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomass). [201-]. Disponível em: https://mapbiomas.org/downloads_collections-1-2?cama_set_language=pt-BR. Acesso em: 22 ago. 2020.
- MARENCO, J. A. *et al.* Increase Risk of Drought in the Semiarid Lands of Northeast Brazil Due to Regional Warming above 4 °C. In: NOBRE, C.; MARENCO, J.; SOARES, W. (ed.). *Climate Change Risks in Brazil*. [S. l.]: Springer, 2019. p. 181-200. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-92881-4_7. Acesso em: 24 ago. 2020.
- MARTIN, R. E.; SAPSIS, D. B. Fires as Agents of Biodiversity: Pyrodiversity Promotes Biodiversity. In: SYMPOSIUM ON BIODIVERSITY IN NORTHWESTERN CALIFORNIA, 28-30 Oct. 1991, Santa Rosa, California. *Proceedings* [...]. Berkeley, CA: Wildland Resources Centre, University of California, 1992. p. 150-157.
- MASS, C. F.; OVENS, D. The Northern California Wildfires of 8–9 October 2017: The Role of a Major Downslope Wind Event. *Bulletin of the American Meteorological Society*, v. 100, n. 2, p. 235-256, 2019.
- MENDONÇA, A. F. *et al.* Effects of an Extensive Fire on Arboreal Small Mammal Populations in a Neotropical Savanna Woodland. *Journal of Mammalogy*, v. 96, n. 5, p. 368-379, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv038>. Acesso em: 24 ago. 2020.
- MIDGLEY, J.; BOND, W. Pushing Back in Time: The Role of Fire in Plant Evolution. *New Phytologist*, v. 191, n. 1, p. 5-7, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03760.x>. Acesso em: 24 ago. 2020.

MOONEY, H.; ZAVALETA, E. *Ecosystems of California: Threats & Responses*. Supplement for Decision-Making. California: University of California Press, 2016.

MORENO, J. M.; OECHEL, W. C. Fire Intensity and Herbivory Effects on Postfire Resprouting of *Adenostoma Fasciculatum* in Southern California Chaparral. *Oecologia*, v. 85, n. 3, p. 429-433, 1991.

NASA. Earth Observatory. *Palm Swamp Fire no Brasil*. 2017. Disponível em: <https://earthobservatory.nasa.gov/images/90890/palm-swamp-fire-in-brazil>. Acesso em: 14 set. 2020.

NOLAN, R. H. *et al.* Causes and Consequences of Eastern Australia's 2019-20 Season of Mega Fires. *Global Change Biology*, v. 26, n. 3, p. 1039-1041, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.14987>. Acesso em: 24 ago. 2020.

OGLE, K. *et al.* Quantifying ecological memory in plant and ecosystem processes. *Ecology Letters*, v. 18, n. 3, p. 221-235, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ele.12399>. Acesso em: 24 ago. 2020.

PAUSAS, J. G. Bark Thickness and Fire Regime. *Functional Ecology*, v. 29, n. 3, p. 315-327, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12372>. Acesso em: 24 ago. 2020.

PAUSAS, J. G. Homage to L. M. Coutinho: Fire Adaptations in Cerrado Plants. *International Journal of Wildland Fire*, v. 26, n. 3, p. 249-251, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1071/WF17017>. Acesso em: 24 ago. 2020.

PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E. Wildfires as an Ecosystem Service. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 17, n. 5, p. 289-295, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/fee.2044>

PAUSAS, J. G.; PARR, C. L. Towards an Understanding of the Evolutionary Role of Fire in Animals. *Evolutionary Ecology*, v. 32, n. 2-3, p. 113-125, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10682-018-9927-6>. Acesso em: 24 ago. 2020.

PAUSAS, J. G.; RIBEIRO, E. Fire and Plant Diversity at the Global Scale. *Global Ecology and Biogeography*, v. 26, n. 8, p. 889-897, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/geb.12596>. Acesso em: 24 ago. 2020.

PEREA, R.; LÓPEZ-SÁNCHEZ, A.; DIRZO, R. Differential Tree Recruitment in Californian Oak Savannas: Are Evergreen Oaks Replacing Deciduous Oaks? *Forest Ecology and Management*, v. 399, p. 1-8, 2017.

PETERSON, G. D. Contagious Disturbance, Ecological Memory, and the Emergence of Landscape Pattern. *Ecosystems*, v. 5, n. 4, p. 329-338, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0077-1>. Acesso em: 24 ago. 2020.

PILON, N. A. L. *et al.* Quantifying the Short-Term Flowering after Fire in Some Plant Communities of a Cerrado Grassland. *Plant Ecology & Diversity*, v. 11, n. 3, p. 259-266, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1517396>. Acesso em: 24 ago. 2020.

PUEYO, S. *et al.* Testing for Criticality in Ecosystem Dynamics: The Case of Amazonian Rainforest and Savanna Fire. *Ecology Letters*, v. 13, p. 793-802, 2010.

RATAJCZAK, Z. *et al.* Fire Dynamics Distinguish Grasslands, Shrublands and Woodlands as Alternative Attractors in the Central Great Plains of North America. *Journal of Ecology*, v. 102, n. 6, p. 1374-1385, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12311>. Acesso em: 24 ago. 2020.

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. *Annals of Botany*, v. 80, n. 3, p. 223-230, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1006/anbo.1997.0469>. Acesso em: 24 ago. 2020.

RHOADES, C. C. *et al.* The Influence of Wildfire on Water Quality and Watershed Processes: New Insights and Remaining Challenges. *International Journal of Wildland Fire*, v. 28, n. 10, p. 721-725, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1071/WFv28n10_FO. Acesso em: 24 ago. 2020.

RIBEIRO, M. C. *Sobrevivência pós-fogo de Miconia stenostachya DC. (Melastomataceae) em cerrado, Serra do Cipó – Minas Gerais/Brasil e seu potencial uso em restauração ecológica.* 2007. 138 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

RIZZINI, C. T. *Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos.* 2. ed. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 1992.

ROBLES, A. B. *et al.* Role of Livestock Grazing in Sustainable Use, Fire Prevention and Naturalization of Marginal Ecosystems of Southeastern Spain. In: RIGUEIRO-RODRÓGUEZ, A.; MCADAM, J.; MOSQUERA-LOSADA, M. R. (ed.). *Agroforestry in Europe: Current Status and Future Prospects.* Dordrecht, Netherlands: Springer, 2009. p. 211-231.

RODRIGUES, E. L.; JACOBI, C. M.; FIGUEIRA, J. E. C. Wildfires and Their Impact on the Water Supply of a Large Neotropical Metropolis: A Simulation Approach. *Science of The Total Environment*, v. 651(Pt 1), p. 1261-1271, Feb. 2019. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.289.

RUSSELL-SMITH, J. Fire Management Business in Australia's Tropical Savannas: Lighting the Way for a New Ecosystem Services Model for the North? *Ecological Management Restoration*, v. 17, n. 1, p. 4-7, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/emr.12201>. Acesso em: 24 ago. 2020.

RUSSELL-SMITH, J. *et al.* Managing Fire Regimes in North Australian Savannas: Applying Aboriginal Approaches to Contemporary Global Problems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 11, n. s1, p. e55-e63, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/120251>. Acesso em: 24 ago. 2020.

RUST, A. J. *et al.* Post-Fire Water-Quality Response in the Western United States. *International Journal of Wildland Fire*, v. 27, n. 3, p. 203-216, 2018. Disponível em: <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1071/WF17115>. Acesso em: 22 ago. 2020.

SAFFORD, H. D.; VAN DE WATER, K. M. *Using Fire Return Interval Departure (FRID) Analysis to Map Spatial and Temporal Changes in Fire Frequency on National Forest Lands in California*. Res. Pap. PSW-RP-266. Albany, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, 2014.

SALIS, M. *et al.* Coupling Wildfire Spread and Erosion Models to Quantify Post-Fire Erosion Before and After Fuel Treatments. *International Journal of Wildland Fire*, v. 28, n. 9, p. 687-703, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/WF19034>. Acesso em: 24 ago. 2020.

SCHEITER, S. *et al.* Fire and Fire-Adapted Vegetation Promoted C4 Expansion in the Late Miocene. *New Phytologist*, v. 195, n. 3, p. 653-666, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04202.x>. Acesso em: 24 ago. 2020.

SCHERTZER, E.; STAVER, A. C. Fire Spread and the Issue of Community-Level Selection in the Evolution of Flammability. *Journal of the Royal Society Interface*, v. 15, p. 1-11, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1098/rsif.2018.0444>. Acesso em: 24 ago. 2020.

SCHMIDT, I. B. *et al.* Fire Management in the Brazilian Savanna: First Steps and the Way Forward. *Journal of Applied Ecology*, v. 55, n. 5, p. 2094-2101, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13118>. Acesso em: 24 ago. 2020.

SCHWILK, D. W.; ACKERLY, D. D. Flammability and Serotiny as Strategies: Correlated Evolution in Pines. *Oikos*, v. 94, n. 2, p. 326-336, 2001.

SIMON, M. F.; PENNINGTON, T. Evidence for Adaptation to Fire Regimes in the Tropical Savannas of the Brazilian Cerrado. *International Journal of Plant Sciences*, v. 173, n. 6, p. 711-723, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1086/665973>. Acesso em: 24 ago. 2020.

SYPHARD, A. D.; BRENNAN, T. J.; KEELEY, J. E. Chaparral Landscape Conversion in Southern California. In: UNDERWOOD, E. *et al.* (ed.). *Valuing Chaparral: Ecological, Socio-Economic, and Management Perspectives*. Cham, Switzerland: Springer, 2018.

TUNES, P. *et al.* Does Fire Affect the Temporal Pattern of Trophic Resource Supply to Pollinators and Seed-Dispersing Frugivores in a Brazilian Savanna Community? *Plant Ecology*, v. 218, n. 3, p. 345-357, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0695-5>. Acesso em: 24 ago. 2020.

TURCO, M. *et al.* Climate Drivers of the 2017 Devastating Fires in Portugal. *Scientific Reports*, v. 9, n. 13886, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50281-2>. Acesso em: 24 ago. 2020.

TURETSKY, M. R.; AMIRO, B.; BHATTI, J. Peatland Burning and its Relationship to Fire Weather in Western Canada. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 18, n. 4, p. 1-9, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2004GB002222>. Acesso em: 24 ago. 2020.

UNDERWOOD, E. C.; KLINGER, R. C.; BROOKS, M. L. Effects of invasive plants on fire regimes and postfire vegetation diversity in an arid ecosystem. *Ecology and Evolution*, v. 9, n. 22, p. 12421-12435, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ece3.5650>. Acesso em: 23 ago. 2020.

USGS – U.S. Geological Survey. USGS Land Cover. [201-]. Disponível em: <https://www.sciencebase.gov/>. Acesso em: 22 ago. 2020.

VAN WILGEN, B. W. *et al.* The Ongoing Development of a Pragmatic and Adaptive Fire Management Policy in a Large African Savanna Protected Area. *Journal of Environmental Management*, v. 132, p. 358-368, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.003>. Acesso em: 24 ago. 2020.

VELDMAN, J. W. *et al.* Where Tree Planting and Forest Expansion are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience*, v. 65, n. 10, p. 1011-1018, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/biosci/biv118>. Acesso em: 23 ago. 2020.

WAKEFIELD, J. C. A Toxicological Review of the Products of Combustion. Didcot: Health Protection Agency, 2010.

WARMING, E. *Lagoa Santa*: contribuição para a geographia phytobiologica. Belo Horizonte Imprensa Oficial do Estado de Minas Gerais, 1908.

WHELAN, R. J. *The Ecology of Fire*. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

YUE, C. *et al.* Modelling the Role of Fires in the Terrestrial Carbon Balance by Incorporating SPITFIRE into the Global Vegetation Model ORCHIDEE – Part 2: Carbon Emissions and the Role of Fires in the Global Carbon Balance. *Geoscientific Model Development*, v. 8, n. 5, p. 1321-1338, 2015.

ZINCK, R. D.; PASCUAL, M.; GRIMM, V. Understanding Shifts in Wildfire Regimes as Emergent Threshold Phenomena. *The American Naturalist*, v. 178, n. 6, p. 149-161, 2011.

(Agradecemos ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro. Também agradecemos ao capitão Felipe de Moura Ribeiro e ao comandante brigadeiro Mário Sérgio Rodrigues da Costa da Força Aérea Brasileira pelo acesso a estudos na área de preservação do Centro de Instrução e Adaptação da Aeronáutica da Força Aérea Brasileira em Lagoa Santa, MG.)