





























ISSN 1678-3921

Journal homepage: www.embrapa.br/pab

For manuscript submission and journal contents,
access: www.scielo.br/pab

Walfrido Moraes Tomas⁽¹⁾ ,
Rodrigo Baggio⁽²⁾ ,
Christian Niel Berlinck⁽³⁾ ,
André Restel Camilo⁽⁴⁾ ,
Catia Nunes da Cunha⁽⁵⁾ ,
Geraldo Damasceno-Junior⁽⁶⁾ ,
Giselda Durigan⁽⁷⁾ ,
Rodrigo Dutra-Silva⁽⁸⁾ ,
Alessandra Fidelis⁽⁹⁾ ,
Letícia Couto Garcia⁽⁶⁾ ,
Heitor Miraglia Herrera⁽¹⁰⁾ ,
Renata Libonati⁽¹¹⁾ ,
José Antonio Marengo⁽¹²⁾ ,
Maxwell da Rosa Oliveira⁽¹³⁾ ,
Gerhard Ernst Overbeck⁽¹⁴⁾ ,
Alexandre de Matos Martins Pereira⁽¹⁵⁾ ,
Valério De Patta Pillar⁽¹⁶⁾ ,
Vânia Regina Pivello⁽¹⁷⁾ ,
Danilo Bandini Ribeiro⁽⁶⁾ ,
José Felipe Ribeiro⁽¹⁸⁾ ,
Alexandre Bonesso Sampaio⁽¹⁹⁾ ,
Antonio dos Santos Junior⁽²⁰⁾ ,
Isabel Belloni Schmidt⁽²¹⁾ ,
Balbina Maria Araújo Soriano⁽¹⁾ ,
Liliani Marília Tiepolo⁽²²⁾ ,
Thiago Philipe de Camargo e Timo⁽²³⁾ ,
Catia Urbanetz⁽¹⁾ ,
Daniel Luis Mascia Vieira⁽²⁴⁾ ,
Bruno Machado Teles Walter⁽²⁴⁾ 

Received August 21, 2023

Accepted March 26, 2024

How to cite

TOMAS, W.M.; BAGGIO, R.; BERLINCK, C.N.; CAMILO, A.R.; CUNHA, C.N. da; DAMASCENO-JUNIOR, G.; DURIGAN, G.; DUTRA-SILVA, R.; FIDELIS, A.; GARCIA, L.C.; HERRERA, H.M.; LIBONATI, R.; MARENGO, J.A.; OLIVEIRA, M. da R.; OVERBECK, G.E.; PEREIRA, A. de M.M.; PILLAR, V.D.P.; PIVELLO, V.R.; RIBEIRO, D.B.; RIBEIRO, J.F.; SAMPAIO, A.B.; SANTOS JUNIOR, A. dos; SCHMIDT, I.B.; SORIANO, B.M.A.; TIEPOLO, L.M.; TIMO, T.P. de C. e; URBANETZ, C.; VIEIRA, D.L.M.; WALTER, B.M.T. Challenges in the conservation and management of legal reserve areas in Brazilian grassland and savanna ecosystems in the face of global climate change. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.59, e03491, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1678-3921.pab2024.v59.03491>.

Desafios na conservação e no manejo de áreas de reserva legal em ecossistemas campestres e savânicos brasileiros frente às mudanças climáticas globais

Resumo – As áreas de reserva legal (ARLs) são parte fundamental da estratégia brasileira de conservação, juntamente com as áreas de preservação permanente. As ARLs são destinadas à manutenção da biodiversidade e podem ser manejadas de forma sustentável. Quando essas áreas abrigam ecossistemas dependentes de fogo e pastejo, como os campos nativos e as savanas, devem ser adotadas práticas de manejo adequadas à sua conservação e ao enfrentamento dos efeitos das mudanças climáticas globais. No entanto, esse assunto ainda é pouco discutido no Brasil, e as políticas públicas não são claras a esse respeito. Este artigo de revisão descreve os ecossistemas campestres e savânicos no Brasil, os aspectos legais relacionados com o manejo das ARLs, os cenários climáticos atuais e futuros, e a relação entre clima e risco de incêndios. Também apresenta uma revisão sobre o uso do fogo e do pastejo em ecossistemas campestres e savânicos, os desafios legais relativos à sua aplicação nas ARLs e o uso de geotecnologias no monitoramento destas práticas. Conclui-se que o pastejo e o fogo, como instrumentos de manejo, são adequados às funções das ARLs, desde que praticados segundo normas legais e cientificamente embasadas para evitar os efeitos negativos do seu uso equivocado.

Termos para indexação: biodiversidade, biomassa combustível, fogo, incêndio, manejo integrado de fogo, pastejo, uso sustentável.

Introdução

As áreas de reserva legal (ARLs) são definidas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), nº 12.651 de 25 de maio de 2012 (Brasil, 2012), como sendo a porcentagem da propriedade rural que, além das áreas de preservação permanente (APPs), deve, obrigatoriamente, ser mantida com vegetação original ou restaurada. Essa proporção varia de acordo com os diferentes biomas brasileiros, considerados, aqui, como grandes sistemas ecológicos, diferenciados entre si, especialmente, pelo clima, no sentido adotado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2013, 2023).

Na Amazônia Legal, por exemplo, o proprietário rural deve manter as seguintes proporções de vegetação nativa nos diferentes biomas: 80% quando for florestal, 35% quando for Cerrado e 20% quando for área campestre; nas demais regiões do país, esta porcentagem é de 20%, independentemente do tipo de vegetação. Já no bioma Pantanal, a

porcentagem de ARL varia de acordo com a região em que está inserido: no estado de Mato Grosso, dentro dos limites da Amazônia Legal, a proporção a ser mantida é de 35% para áreas de Cerrado e de 80% para áreas de florestas; entretanto, no Mato Grosso do Sul, as ARLs devem compreender 20% da propriedade.

As ARLs mantidas nos diferentes biomas desempenham funções múltiplas, entre as quais se destacam: conservar a biodiversidade, abrigar e proteger a fauna silvestre e a flora nativa, auxiliar na conservação e na reabilitação dos processos ecológicos, e assegurar o uso econômico e sustentável dos recursos naturais do imóvel rural (Metzger et al., 2019). Por terem sido estabelecidas como estratégia de conservação e uso sustentável desde o antigo Código Florestal de 1934 (Metzger et al., 2019), as ARLs constituem um dos pilares da política brasileira de conservação em propriedades privadas no meio rural (Guerra et al., 2020), juntamente com as APPs. As ARLs também estão associadas à função socioambiental das propriedades rurais, estabelecida nos incisos I e II do art. 186 da Constituição Federal do Brasil e cumprida quando são atendidos, simultaneamente, os requisitos de aproveitamento racional e adequado dessas áreas, uso adequado dos recursos naturais disponíveis e preservação do meio ambiente, entre outros.

Apesar disso, a legislação brasileira é pouco clara quanto às práticas de manejo que podem ser adotadas nas ARLs contendo tipos de vegetação natural não florestal, como os ecossistemas savânicos e campestres. Estes sistemas ecológicos são, de modo geral, adaptados e até mesmo dependentes do fogo e da herbivoria (Myers, 2006; Simon et al., 2009; Walter & Ribeiro, 2010; Andersen et al., 2012; Durigan, 2020; Pivello et al., 2021; Fidelis et al., 2022), o que impõe um desafio considerável para seu manejo, visando atingir os objetivos estabelecidos pela legislação.

Em face dos cenários atuais e futuros de mudanças climáticas globais nas diversas regiões do país e, principalmente, nos ecossistemas campestres e savânicos, a adoção de formas adequadas de manejo é um aspecto crucial para a conservação de biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Pivello et al., 2021). Neste contexto, o presente artigo de revisão tem por objetivo proporcionar uma análise panorâmica das características ecológicas dos ecossistemas campestres e savânicos no Brasil, discutir os cenários de mudanças climáticas e os riscos de incêndios, e analisar os

detalhes da legislação vigente nas esferas nacional e subnacional quanto à possibilidade de manejo da biomassa vegetal combustível nas ARLs. O artigo também tem a intenção de divulgar conhecimentos e recomendar estratégias de manejo para essas áreas, com o uso de queimadas prescritas e pastejo, ao se considerar os emergentes e cada vez mais frequentes e intensos fenômenos climáticos extremos.

Essas diferentes questões são abordadas nas seis seguintes seções deste artigo, que apresentam: 1. uma descrição geral dos ecossistemas campestres e savânicos no Brasil; 2. os aspectos do manejo das ARLs de acordo com a LPVN; 3. os cenários climáticos atuais, a relação entre clima e risco de incêndio, e as perspectivas futuras frente às mudanças climáticas globais; 4. um panorama geral do manejo por meio do uso do fogo e do pastejo em ecossistemas campestres e savânicos; 5. um panorama geral da legislação nacional e subnacional relativas ao uso do fogo e do pastejo em ARLs; e 6. o uso de geotecnologias no monitoramento dos efeitos do manejo por essas práticas e na prevenção de incêndios.

1. Ecossistemas campestres e savânicos

Campos e savanas são, muitas vezes, considerados, conjuntamente, como ecossistemas abertos ou gramíneos (*open or grassy ecosystems*, respectivamente) devido ao seu estrato herbáceo contínuo, composto por gramíneas, outras herbáceas, subarbustos e, eventualmente, arbustos esparsos (Ribeiro & Walter, 2008; Gibson, 2009; Pivello, 2011; Baggio et al., 2021; Overbeck et al., 2022). O estrato herbáceo determina a dinâmica desses ecossistemas já que compõem a maior parte da biomassa que serve de combustível para o fogo natural ou de origem antrópica, enquanto as gramíneas servem de forragem para animais pastadores. Especificamente nas savanas, também há o característico estrato arbustivo-arbóreo, ainda que descontínuo, cujas espécies vegetais, em diversas situações, constituem alimento para os herbívoros.

Os ecossistemas campestres e savânicos são ricos em biodiversidade. O Cerrado, por exemplo, o é considerado a savana mais biodiversa do mundo, cuja flora apresenta adaptações ao fogo, que evoluíram no período da expansão dos ecossistemas dominados por gramíneas C₄, no Mioceno tardio e no início do Plioceno (Simon et al., 2009). Já o Pantanal, apesar

de ser relativamente pobre em endemismos, é a área úmida mais rica em espécies de aves no mundo (Tubelis & Tomas, 2003). Além disso, os campos do Pampa correspondem a pouco mais de 2% do território brasileiro, mas abrigam cerca de 9% da biodiversidade conhecida no país (Andrade et al., 2023). Conforme Coutinho (1978b), a diversidade de ambientes existente no gradiente de vegetações mais abertas (campestres) para as mais fechadas (savanas e cerradão) contribuiu para essa alta diversidade biológica.

Originalmente, os ecossistemas abertos cobriam aproximadamente 27% da superfície terrestre do Brasil (Overbeck et al., 2022), estando presentes em todos os biomas do país. No total, 6,17% do Brasil ainda são cobertos por ambientes campestres (525.208,4 km²) e 13,47% por ambientes savânicos (1.147.183 km²), distribuídos em todos os biomas (Tabela 1 e Figura 1). Na Amazônia, por exemplo, os enclaves de ambientes savânicos e campestres naturais se distribuem em manchas isoladas, totalizando aproximadamente 43.000 km² na região do Lavrado de Roraima (Barbosa et al., 2007; Morais & Carvalho, 2015; Carvalho & Morais, 2020), 15.453 km² no Pará (Overbeck et al., 2022), de 10.000 a 13.000 km² ao longo da costa do Amapá (Carvalho & Mustin, 2017; Borghetti et al., 2019; Overbeck et al., 2022), 35.000 km² no estado do Amazonas e 12.000 km² em Rondônia (MapBiomias, 2023). No entanto, nos biomas Cerrado e Pampa, uma parte considerável dos ecossistemas abertos nativos já foram convertidos em terras para uso alternativo do solo, principalmente para agricultura, pecuária e florestas plantadas (Alencar et al., 2020; Bolfe et al.,

2023), o que reduz a proporção de campos nativos no Pampa e de campos e savanas no Cerrado (Tabela 1).

De acordo com Overbeck et al. (2022), dois processos fundamentais têm contribuído para a evolução e a manutenção dos ecossistemas campestres e savânicos: o fogo e o pastejo. Outros autores acrescentam que o fogo e o pastejo são fatores responsáveis pela grande variedade de fisionomias desses ecossistemas, que, muitas vezes, ocorrem em mosaicos ou gradientes (Pivello & Coutinho, 1996; Oliveira & Pillar, 2004; Pillar et al., 2009; Pivello, 2011; Blanco et al., 2014). No entanto, os efeitos desses manejos variam, como observado para os diferentes biomas brasileiros.

Na Caatinga, a maior parte dos ecossistemas não são considerados fogo dependentes (Pivello et al., 2021), e as florestas são prejudicadas por esse tipo de manejo. Contudo, em outros biomas, o fogo pode ter um papel relevante na sua dinâmica e na sua biodiversidade. Esse é o caso dos enclaves de savana na Amazônia (Carvalho & Mustin, 2017) e na Caatinga (Costa et al., 2004; Oliveira et al., 2019), bem como dos enclaves de savana e dos campos nos biomas Amazônia e Mata Atlântica (Pivello et al., 2021), já ricos em biodiversidade, e dos ecossistemas abertos do Cerrado (Coutinho, 1990; Moreira, 2000; Pivello, 2011; Oliveras et al., 2013; Durigan, 2020).

No Cerrado, o fogo ocorre em ciclos de 3–6 anos (Pivello et al., 2021), sendo causado principalmente por raios no início da época chuvosa (Ramos-Neto & Pivello, 2000), geralmente em baixa intensidade e consumindo rapidamente o estrato herbáceo (Rissi et al., 2017). Esses eventos de fogo propiciam a ciclagem dos nutrientes que estavam retidos na vegetação seca, além de estimularem o rebrote dos capins, a floração e a formação de frutos e sementes (Coutinho, 1977; Zironi et al., 2021; Zupo et al., 2021; Fidelis et al., 2022).

No Pantanal, as queimas, juntamente com as cheias sazonais, são fundamentais para a definição das comunidades vegetais e da paisagem (Damasceno-Junior et al., 2021a). Neste bioma, muitos dos campos e das savanas são influenciados pelos pulsos de inundação anual, o que gera um ecossistema dinâmico, com alternância previsível de fases alagadas e secas (Cunha & Junk, 2010; Girard, 2010; Junk et al., 2010). Por determinar a produtividade da vegetação, o próprio regime hidrológico influencia, também, a dinâmica do fogo. Assim, esses dois fatores agem em sintonia

Tabela 1. Área e porcentagem de ambientes campestres e savânicos nativos remanescentes nos diferentes biomas brasileiros, conforme o MapBiomias (2023).

Bioma	Campestre		Savânico	
	km ² (1)	%	km ² (2)	%
Amazônia	163.552,0	0,24	20.868,2	0,31
Caatinga	37.275,2	4,41	0,0	0,0
Cerrado	165.042,1	8,10	605.135,7	29,72
Mata Atlântica	28.035,5	2,53	12.320,8	1,11
Pampa	63.434,5	35,59	0,0	0,0
Pantanal	67.869,1	48,48	32.410,7	23,15

⁽¹⁾Inclui campos inundáveis, representados pelos códigos 11 e 12 da classificação de MapBiomias (2023). ⁽²⁾Código 4 da classificação de MapBiomias (2023).

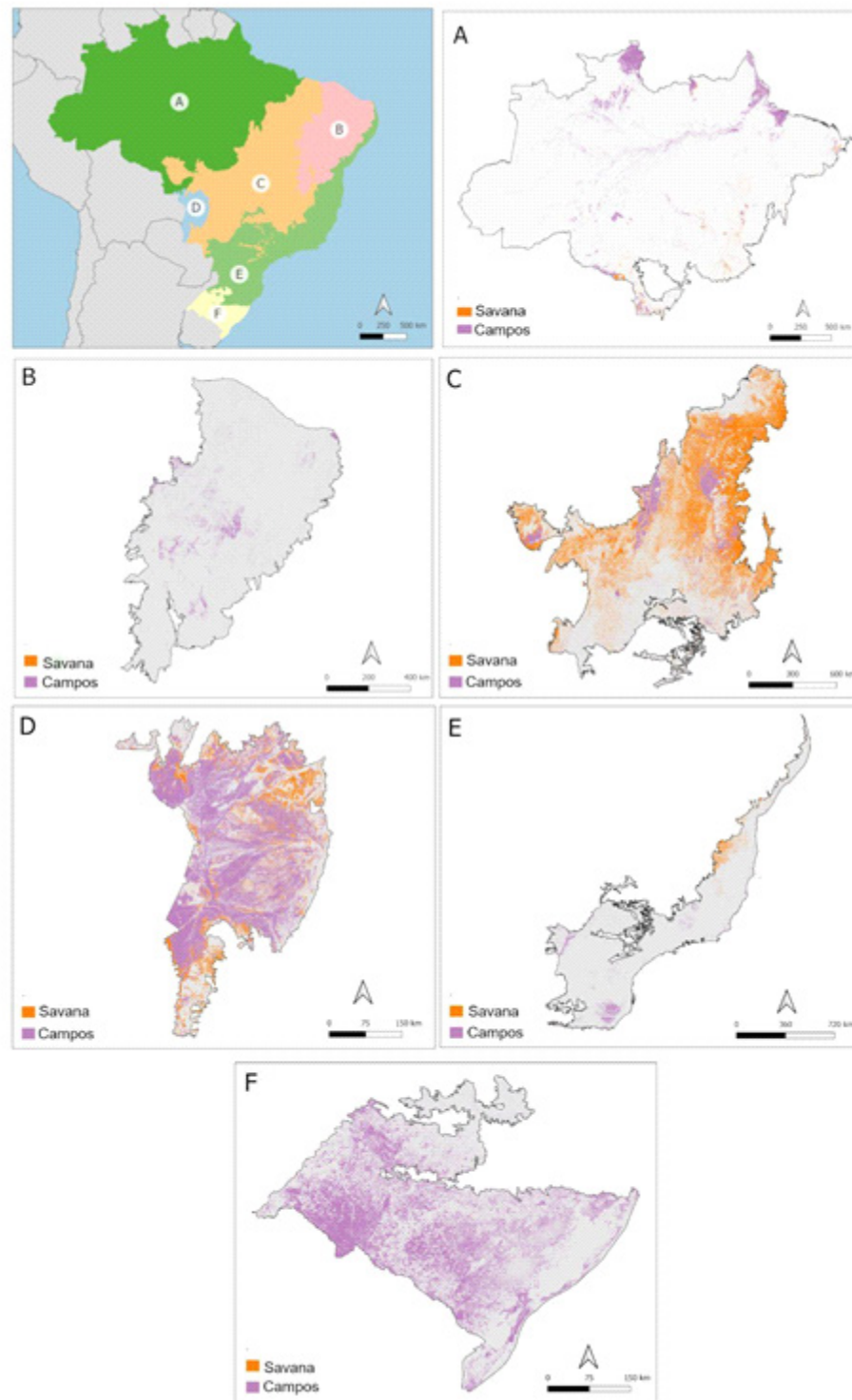


Figura 1. Ecossistemas campestres e savânicos remanescentes nos diferentes biomas do Brasil: A, Amazônia; B, Caatinga; C, Cerrado; D, Pantanal; E, Mata Atlântica; e F, Pampa.

Fonte: IBGE (2023) e MapBiomias (2023).

para manter os ecossistemas de campos e savanas no Pantanal (Poser & Nogueira, 2004; Ivory et al., 2019; Damasceno-Junior et al., 2021a; Moraes et al., 2022). Como o Pantanal, outras grandes planícies de inundação, como aquelas ao longo dos rios Araguaia (no estados de Mato Grosso, Goiás e Tocantins), das Mortes (Mato Grosso), Guaporé (Mato Grosso e Rondônia) e Paraná (Paraná, São Paulo e Mato Grosso do Sul), apresentam extensas formações campestres sazonais e savanas inundáveis, onde tanto a água quanto o fogo são fatores definidores da dinâmica dos ecossistemas e da estrutura das paisagens (Marimon & Lima, 2001; Martins et al., 2006).

Na região Sul do Brasil, onde a sazonalidade é menos definida pelo regime de chuvas, mas influenciada pela temperatura, os ecossistemas campestres recebem o nome genérico de “Campos Sulinos” e incluem o bioma Pampa e os campos dos planaltos no sul do bioma Mata Atlântica (Behling et al., 2009; Hasenack et al., 2023). Sem uma estação seca longa e devido à coexistência de gramíneas tropicais (C₄) e hibernais (C₃), esses ecossistemas, que abrigavam grandes herbívoros nativos até a sua extinção no final do Pleistoceno/início do Holoceno (Lopes et al., 2020), apresentam excelente aptidão para o pastejo e a criação de gado. Essas atividades apresentam, até hoje, relevância econômica na região e podem contribuir para a manutenção da alta biodiversidade desses ecossistemas (Andrade et al., 2023).

Os remanescentes de campos de altitude nos planaltos do Paraná, de Santa Catarina e do Rio Grande do Sul ocorrem em mosaicos com as florestas com Araucárias e são originários de períodos mais frios e secos (Behling & Pillar, 2007), mantidos até os dias atuais pela ação de herbívoros, principalmente de gado bovino (Nabinger et al., 2009; Baggio et al., 2021), bem como pelas queimadas usadas no manejo pastoril.

Entre os ecossistemas abertos brasileiros, os campos rupestres (edáficos) e os campos de altitude (Vasconcelos, 2011; Zappi et al., 2017, 2019) são, ambos, considerados resilientes ao fogo (Le Stradic et al., 2018; Fernandes et al., 2020b; Silveira, 2021). Os chamados campos rupestres apresentam alta riqueza em espécies e altíssimo grau de endemismo, sendo encontrados em altitudes acima de 800 m sobre substratos rochosos ou arenosos, pobres em nutrientes, com origens geológicas diferenciadas (Silveira et al.,

2016). As variações das características do solo são o principal fator responsável pela formação de manchas campestres dominadas por espécies gramínoideas, outras herbáceas ou trechos contendo subarbustos, arbustos e até arvoretas, mas sempre entremeados pelos típicos afloramentos rochosos (Fernandes et al., 2020a). Na cadeia montanhosa do Espinhaço, Harley (1995) observou que os campos rupestres ocorrem: na porção meridional, no bioma Mata Atlântica, em Minas Gerais; na porção média, no bioma Cerrado; e na porção setentrional, na Caatinga, na Bahia. Overbeck et al. (2022) só não registraram campos rupestres no bioma Pampa.

Os campos de altitude estão inseridos nas áreas altas da Mata Atlântica e nas serras do Mar e da Mantiqueira, onde não apresentam uma região nuclear de distribuição, mas ocupam áreas disjuntas, separadas por vales florestados, planaltos e bacias hidrográficas (Caiafa & Silva, 2005; Vasconcelos, 2011). Segundo Vasconcelos (2011), esses campos geralmente estão situados acima de 1.500 m de altitude e são associados a rochas ígneas ou metamórficas, como granito e gnaisse, dentre outras. Embora parcialmente localizados em áreas menos elevadas, os campos nos planaltos da região também são considerados como campos de altitude por alguns autores (Longhi-Wagner et al., 2012). Para efeitos legais, de acordo com a Lei nº 11.428/2006 (Brasil, 2008), esses campos ocorrem no bioma Mata Atlântica, desde 400 m de altitude em algumas regiões do país, como mostrado em mapa do IBGE (2012). A vegetação se expressa em mosaicos, cuja fisionomia mais comum encontrada nos platôs, que podem ser extensos, compõe-se de arbustos inseridos em uma matriz de touceiras de gramíneas e gramínoideas, com ervas esparsas e pteridófitas (Safford, 1999).

Contrastivamente, as áreas campestres no bioma Mata Atlântica ocorrem em baixas altitudes nas planícies aluviais do rio Paraná, já perdidas, em grande parte, pela implantação de usinas hidrelétricas. Resta apenas um trecho entre o Lago de Itaipu, à jusante, e a usina hidrelétrica Sergio Motta, à montante, constituído de campos inundáveis (Agostinho et al., 2004; Osório & Rodrigues, 2021; Schmitz et al., 2023). Estas áreas úmidas campestres são frequentemente sujeitas a incêndios, que incidem, inclusive, sobre áreas protegidas, como o Parque Nacional de Ilha Grande e o Parque Estadual das Várzeas do Rio

Ivinhema (Koproski et al., 2004, 2006; Tiepolo et al., 2004, 2010).

2. O manejo das ARLs de acordo com a LPVN

A LPVN, no art. 3º, inciso III (Brasil, 2012), define reserva legal como a área no interior de uma propriedade ou posse rural, cujos limites são fixados nos termos do art. 12, tendo como funções: promover a conservação da biodiversidade, abrigar e proteger a fauna silvestre e da flora nativa, auxiliar na conservação e na reabilitação dos processos ecológicos das áreas, e garantir o uso econômico e sustentável dos recursos naturais do imóvel rural.

Portanto, toda e qualquer atividade, planejamento e decisão referente à reserva legal deve visar atingir os objetivos definidos pela legislação, o que inclui as necessidades específicas do produtor rural, desde que compatíveis com a conservação dessa área conforme a própria LPVN. No capítulo IV (Da Área de Reserva Legal), na seção I, essa lei delimita a ARL, cuja vegetação nativa deve ser mantida como indicado na seção II (Do Regime de Proteção da Reserva Legal), no art. 17, o qual também permite a exploração da reserva legal de modo econômico e por meio de manejo sustentável, no § 1º (Brasil, 2012).

Nos arts. 20, 21, 23 e 24 da LPVN (Brasil, 2012), são explicitadas as formas passíveis de manejo da vegetação florestal e de uso e exploração dos recursos florestais, mas, referem-se, exclusivamente, à exploração de produtos madeireiros e não madeireiros, como frutos, cipós, folhas e sementes, listados no art. 21. Apesar do *caput* da LPVN anunciar que a lei trata da proteção da vegetação nativa – o que se pressupõe que abrangeria todos os tipos de formações vegetacionais –, os tipos de vegetação não florestal, como campos ou savanas, não são tratados ou sequer mencionados, o que indica que há, na LPVN, um viés de terminologia florestal, comum e arraigado na legislação brasileira. Desta forma, a LPVN omite possibilidades de uso sustentável das ARL com vegetação não florestal, como, por exemplo, por meio do pastejo. No entanto, diferentes tipos de vegetação não florestal são comuns nos biomas predominantemente savânicos e campestres brasileiros, como o Cerrado, o Pampa e o Pantanal (Figura 1 e Tabela 1), sendo, também, encontrados, em menor proporção, nos biomas florestais da Mata Atlântica e da Amazônia (Borghetti et al., 2019, 2023; MapBiomias, 2023).

Embora não se refira explicitamente a outros tipos de vegetação que eventualmente ocorram dentro das ARLs, uma vez que seu foco é no manejo florestal, a LPVN indica claramente, no art. 22, que as funções das ARLs são manter a vegetação nativa e a diversidade de espécies. Nos incisos I, II e III do mesmo artigo (Brasil, 2012), define as seguintes premissas para o manejo florestal das ARLs, respectivamente: manter a caracterização da cobertura vegetal e conservar a vegetação nativa, manter a diversidade de espécies e manejar espécies exóticas por meio de medidas que favoreçam a regeneração de espécies da área.

Entretanto, as formas de se manter as funções das ARLs ainda não são bem estabelecidas quando se trata de ecossistemas campestres e savânicos, especialmente frente aos cenários de mudanças climáticas, aos processos de invasão biológica e ao consequente aumento no risco de incêndios, bem como aos seus impactos sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos dessas áreas.

3. Cenários de mudanças climáticas e o risco de incêndios

3.1. Clima presente

As mudanças climáticas estão alterando drasticamente a frequência, a duração e a gravidade de eventos extremos, como secas e ondas de calor, os quais apresentam um novo desafio aos setores ambiental e socioeconômico brasileiros relacionados às queimadas e aos incêndios florestais (Libonati et al., 2022b). De acordo com o Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (PBMCM, 2014), entre 1901 e 2012, foi observada tendência de aumento de temperatura na maior parte do Brasil, com os maiores aumentos de $> 1,75^{\circ}\text{C}$ sendo registrados na região central do país. Em diversas regiões, houve aumento no número de dias secos consecutivos, especialmente nas porções sul da região Norte, nas partes norte e oeste da região Nordeste, no Centro-Oeste e no Sudeste (Santos et al., 2020; Regoto et al., 2021; IPCC, 2022), além de aumento no número de dias com temperaturas máximas extremas, sobretudo nas regiões Centro-Oeste, Norte e Nordeste. No sul da Amazônia, no norte e no centro do Cerrado (Tocantins e Goiás), e na região Nordeste, há tendências de clima mais seco, principalmente no verão e no outono. Portanto, o número de dias em regime de

ondas de calor tem aumentado significativamente em todas as regiões do país desde 1980 (Geirinhas et al., 2018; Santos et al., 2024), embora haja exceções, como no Pampa, localizado na região Sul, onde há tendência de aumento na precipitação, com redução de dias secos consecutivos, principalmente na primavera (Regoto et al., 2021). Além da sua maior frequência, duração e extensão nas áreas afetadas, esses fenômenos climáticos têm, cada vez mais, ocorrido de maneira simultânea a outros eventos extremos, como secas, principalmente nas regiões Nordeste e Sudeste e nos biomas Amazônia e Pantanal (Libonati et al., 2022a, 2022b; Marengo et al., 2022a, 2022b).

No Cerrado, por exemplo, houve aumento de 2,2 a 4,0°C nas temperaturas máximas e de 2,2 a 2,8°C nas temperaturas mínimas entre 1961 e 2019, com redução de 15% na umidade relativa (Hofmann et al., 2021).

No Pantanal, Libonati et al. (2022a) relataram aumento de 0,76°C por década na temperatura máxima, o que resultou em aumento de aproximadamente 3°C desde 1980. Além disso, a porcentagem anual da área do Pantanal em regime de ondas de calor aumentou nas últimas quatro décadas, tendo atingido seu valor máximo de 45% em 2020 (Libonati et al., 2022a). Déficit prolongados de chuva têm sido observados na região pantaneira desde 2000, com os últimos três anos tendo culminado em secas extremas (Marengo et al., 2021; Thielen et al., 2021). De acordo com Getirana et al. (2021), a seca prolongada, iniciada em meados de 2018, propagou-se para diversas regiões do Centro-Sul do Brasil, culminando, em 2021, em uma seca severa nessa parte do país.

Na região Sudeste, vem sendo observado aumento de temperatura nos campos de altitude da Mata Atlântica, bem como aumento no número e na severidade de ondas de calor e secas (Geirinhas et al., 2018, 2021; Cunha et al., 2019). No Pampa, as tendências de aumento de temperatura são mais fortes no inverno, com aumento das temperaturas noturnas em todas as estações do ano (Marengo & Camargo, 2008).

Na Amazônia, tendências de aumento de temperatura são observadas em toda a região, em particular na parte sul, central e nordeste, à taxa de 0,5°C por década para o período de 1979–2012 (Jiménez-Muñoz et al., 2013), com aumento na frequência de dias quentes e ondas de calor (Geirinhas et al., 2018; Regoto et al., 2021). Associado ao aumento de temperatura, também há relatos do aumento na frequência e na intensidade de

secas e inundações (Coelho et al., 2012; Marengo & Espinoza, 2016; Espinoza et al., 2022). De 2000 a 2015, a frequência de secas na Amazônia foi quase três vezes maior do que a incidência decadal do último século, o que representa grande ameaça aos seus ecossistemas florestais (Panisset et al., 2018). Estudos recentes indicam que as ondas de calor e secas têm ocorrido de forma simultânea nessa região (Costa et al., 2022; Libonati et al., 2022b).

Todos estes cenários estabelecem condições facilitadoras de grandes incêndios nas diversas regiões brasileiras.

3.2. Clima e fogo

A ocorrência de grandes incêndios está se expandindo em todo o mundo, impulsionada por mudanças socioeconômicas e ambientais, mas, principalmente, por mudanças nas temperaturas e nos padrões de precipitação ocasionados pelo aquecimento global (Hardesty et al., 2005; Andersen et al., 2012; Bowman et al., 2020). Em geral, a incidência de incêndios está ligada à falta de manejo adequado, associada a altas temperaturas, baixa umidade relativa do ar, baixa precipitação e vento forte, embora as condições durante a estação de crescimento da vegetação também desempenhem papel importante na modulação da vegetação e, conseqüentemente, na quantidade de material combustível (Bowman et al., 2020).

No Brasil, vários estudos têm avaliado a relação entre o fogo e as condições climáticas/meteorológicas; no entanto, devido à extensão territorial do país e à variedade dos seus ecossistemas, essas relações diferem entre os biomas e até em escala regional (Pivello et al., 2021). O regime natural de incêndios também apresenta variações sazonais significativas e não é uniforme no território brasileiro (Menezes et al., 2022; Schumaker et al., 2022). Os incêndios naturais são mais comuns na primavera e menos frequentes no outono (Menezes et al., 2022; Schumaker et al., 2022), enquanto as descargas atmosféricas causam menos grandes incêndios naturais no verão do que na primavera devido às condições de umidade (Menezes et al., 2022; Schumaker et al., 2022).

No Pantanal, os incêndios ocorrem majoritariamente em um período de cinco meses, de julho a novembro, durante a estação seca (Correa et al., 2022; Menezes et al., 2022). Contudo, na região norte deste bioma, mais

úmida, o período de retorno dos incêndios é mais longo, enquanto, na região sul, mais seca, é, frequentemente, mais curto (Marengo et al., 2021; Correa et al., 2022; Libonati et al., 2022a). No Pantanal, em média, apenas 1% dos incêndios são causados por descargas atmosféricas, o que corresponde a cerca de 5% da área total queimada anualmente (Menezes et al., 2022). Devido a outras causas, em 2020, um terço da área do bioma foi queimado, o que representa aumento de 376% em relação à média anual observada nos últimos 20 anos (Libonati et al., 2020; Garcia et al., 2021). Nesse mesmo ano, mais de um terço das áreas no bioma que não haviam sido afetadas pelos incêndios nas duas décadas anteriores foram queimadas; a maioria dessas áreas era baixa e inundada durante a maior parte do ano, mas secou após 2019 (Garcia et al., 2021). Os grandes incêndios de 2020 estiveram associados a condições meteorológicas extremas, como seca extrema e ondas de calor excepcional (Libonati et al., 2022a, 2022b; Marengo et al., 2022b), o que confirma a relação entre extremos climáticos e episódios de incêndios catastróficos. A inundação no Pantanal em 2020 foi a mais baixa em 36 anos, como comprovado pelo nível do rio Paraguai que, na época chuvosa, atingiu valores extremamente baixos (Damasceno-Junior et al., 2021b; Garcia et al., 2021), praticamente não inundando a planície. Como ocorreram principalmente em áreas de vegetação natural, esses incêndios causaram impactos substanciais inclusive em áreas de conservação, tendo afetado espécies ameaçadas (Tomas et al., 2021; Barbosa et al., 2022; Kumar et al., 2022; Ferreira et al., 2023b). Desse modo, as áreas cuja vegetação é afetada por incêndios de alta severidade e que abrigam espécies sensíveis ao fogo devem ser prioritárias para restauração por meio de técnicas de enriquecimento, focadas na reintrodução dessas espécies quando extintas localmente (Martins et al., 2022).

No Cerrado, a grande maioria das ecorregiões apresenta aumento na frequência e na intensidade de incêndios de junho a outubro, no período seco (Sano et al., 2019), que engloba 90% da área queimada (Silva et al., 2021). Dos incêndios, parte é causada por raios e ocorre, principalmente, na transição entre as estações chuvosa e seca (Ramos-Neto & Pivello, 2000; Schumacher et al., 2022), mas a maioria é causada por meio de ação humana (intencional ou acidental) durante a estação seca por diversas razões, como manejo de espécies e paisagens, criação de gado

em pastagens nativas, e agricultura de subsistência e industrial, entre outras (Schmidt & Eloy, 2020; Pivello et al., 2021).

Quanto à variabilidade anual referente à área queimada no Cerrado, 71% é explicada pelo clima (Silva et al., 2019). No Cerrado, a intensidade do fogo é bem marcada pela sazonalidade, com valores mais elevados no final da época seca, entre setembro e outubro (Silva et al., 2021). Ao longo da estação seca, a vegetação perde gradualmente a umidade e os incêndios tornam-se mais intensos, tendendo a espalhar-se mais amplamente, dependendo do nível de fragmentação e do histórico de fogo da paisagem (Alvarado et al., 2020). Esses incêndios de alta intensidade afetam, rotineiramente, a vegetação sensível ao fogo, como as matas de galeria e as matas ciliares (Flores et al., 2021). Já na estação chuvosa e no início da estação seca, a taxa de propagação do fogo é limitada pela alta umidade do material combustível e, conseqüentemente, os fogos que ocorrem são de menor intensidade e o tamanho das áreas queimadas diminui (Nogueira et al., 2017).

No Cerrado, as queimadas também apresentam variabilidade interanual marcante, associada a padrões climáticos de larga escala (Silva et al., 2021). Em 2007, por exemplo, quando foi registrada a maior extensão de fogo no bioma das últimas duas décadas, houve uma severa seca induzida por um evento La Niña (Araújo et al., 2012). Em 2010, uma forte fase positiva da Oscilação Multidecadal do Atlântico induziu condições de seca recorde nas regiões leste e sul da Amazônia e nas regiões adjacentes do Cerrado ocidental (Panisset et al., 2018), o que resultou em altos valores de área queimada em quase todas as ecorregiões. As queimadas extensas que ocorreram nas ecorregiões do Nordeste, em 2012 (Silva et al., 2021), também foram alinhadas com uma seca extrema na região (Marengo et al., 2018).

Na Amazônia, as atividades humanas alinhadas às mudanças e à variabilidade climática contribuíram para picos quase periódicos de queimadas em diversos ecossistemas do bioma (Cano-Crespo et al., 2021; Libonati et al., 2021). O papel do clima na ocorrência de fogo nessa região é especialmente relevante durante secas extremas, as quais têm aumentado a incidência, a intensidade e a severidade dos incêndios (Panisset et al., 2018). Durante o evento de seca de 1997–1998, relacionado a um dos episódios mais intensos do fenômeno El-Niño já registrados, um terço da região se tornou suscetível a incêndios e aproximadamente

40.000 km² foram queimados (Nepstad et al., 2004). Em 2005, a falta de precipitação induzida por anomalias da temperatura da superfície do Oceano Atlântico Norte tropical afetou, especialmente, a parte oeste da Amazônia, o que causou uma temporada de incêndios prolongada e extrema nessa região (Jolly et al., 2015). Em 2010, a co-ocorrência do fenômeno El-Niño e da Oscilação Multidecadal do Atlântico resultou em seca recorde e grandes incêndios no oeste e no sul da Amazônia (Marengo & Camargo, 2008; Chen et al., 2017). Diante dos valores extremos de temperatura e precipitação, exacerbados pelo forte evento El Niño de 2015, novas condições de seca sem precedentes ocorreram na floresta tropical durante esse ano, mas a atividade de incêndios registrada foi relativamente baixa devido à diminuição dos níveis de desmatamento (Jiménez-Muñoz et al., 2013; Libonati et al., 2021).

Na Caatinga, um ecossistema classificado como independente do fogo, eventos de incêndios naturais são raros (Althoff et al., 2016), uma vez que sua vegetação não fornece combustível contínuo e facilmente inflamável (Queiroz et al., 2017). Porém, ações antrópicas e extremos climáticos têm contribuído para a ocorrência de fogo e, conseqüentemente, para a degradação deste ecossistema (Melo, 2017). Dada a falta de adaptação da flora dominante nesse bioma ao fogo, estima-se que a sua regeneração natural após incêndios de origem humana requeira pelo menos 50 anos (Althoff et al., 2016).

Assim como na Amazônia, as florestas do bioma Mata Atlântica e de outros biomas são sensíveis ao fogo, associado, na grande maioria das vezes, à ação humana e exacerbado por condições climáticas extremas. Por exemplo, os eventos extremos de seca ocorridos em 2005, 2010 e 2015 aumentaram significativamente o número de incêndios durante o inverno e a primavera em regiões remanescentes da Mata Atlântica no Rio de Janeiro (Andrade et al., 2019). A seca de 2014/2015, uma das mais severas já observadas no Sudeste brasileiro (Geirinhas et al., 2022), levou a um grande aumento no número de incêndios florestais na região serrana do Rio de Janeiro; embora o fogo tenha sido desencadeado por ação criminosa, foi intensificado pela seca atípica (Rodrigues et al., 2018). Em geral, os incêndios nessas florestas ocorrem durante o inverno e a primavera, que são os períodos de estiagem com significativa redução

em umidade relativa e precipitação (Silva Junior et al., 2020).

No Pampa, o número de incêndios e a área queimada têm sido relativamente constantes nos últimos anos, mas, também, observou-se aumento em 2020 devido à seca extrema (Pivello et al., 2021). De forma geral, o bioma é o menos afetado por queimadas, uma vez que as florestas geralmente não queimam e, nos campos nativos, a biomassa é removida constantemente pelo pastejo, o que resulta em baixa disponibilidade de combustível para incêndios apesar da dominância de gramíneas C₄. Assim, o manejo pastoril contribui para a redução de risco de incêndios. Historicamente, as queimadas maiores ocorrem principalmente em áreas úmidas, durante o verão, quando há biomassa seca, a exemplo do incêndio na Estação Ecológica do Taim em 2013 (Nascimento et al., 2021). No entanto, as queimadas de 2020 mostraram que essa situação pode mudar à medida que eventos climáticos extremos aumentam e outros ecossistemas se tornam mais propensos a queimadas. É importante ressaltar que as queimadas utilizadas no contexto do manejo pastoril no Pampa são muito menos comuns que nos campos no sul do bioma Mata Atlântica, onde as “sapecadas” fazem parte do manejo tradicional durante o inverno, estação com menor risco de incêndios extremos (Brunel et al., 2021).

3.3. Projeções futuras

O padrão futuro e a intensidade dos incêndios globais ainda são incertos em cenário de mudanças climáticas, pois dependem muito da zona climática e dos fatores humanos locais (Moritz et al., 2012; Williams & Abatzoglou, 2016). Diante das mudanças antropogênicas contínuas que alteraram significativamente os regimes de fogo no Planeta, especialmente nos últimos 250 anos, é difícil prever as interações do fogo, as mudanças climáticas e os diferentes usos e formas de manejo das terras, o que representa vulnerabilidade e grande lacuna de conhecimento (Sayed et al., 2024). Além disso, com regimes de fogo diferenciados entre os biomas, as opções de manejo são seriamente limitadas em cenários de emissões mais elevadas de gases de efeito estufa, particularmente nos casos dos biomas florestais e savânicos (Sayed et al., 2024).

No Brasil, é projetada tendência crescente do risco de incêndios em diversos biomas sob diferentes cenários

de mudanças climáticas (Fonseca et al., 2019; Silva et al., 2019; Burton et al., 2022). No caso do Cerrado, as projeções indicam que a região experimentará aumento contínuo de temperatura e diminuição na umidade relativa e precipitação até o final do século 21 (Silva et al., 2016b; Feron et al., 2019; Blázquez & Solman Silvina, 2020). Ao se considerar os cenários RCP2.6, RCP4.5 e RCP8.5 de mudança climática do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2019, 2022), a área queimada deve aumentar anualmente no Cerrado, associada à maior probabilidade de eventos extremos de precipitação e, sobretudo, de seca (Silva et al., 2019). Ainda conforme os mesmos autores, em comparação com o período histórico, o cenário médio de estabilização do CO₂ (RCP4.5) prevê aumento de 39% na área queimada até 2100, enquanto o cenário de mitigação mais ambicioso de CO₂ (RCP2.6) prevê aumento de 22% até 2050, seguido por uma diminuição para 11% até 2100. As condições previstas no RCP2.6 mostram a importância de limitar o aquecimento global a 1,5°C até o final deste século para minimizar os custos ambientais e sociais associados aos incêndios no Cerrado (Silva et al., 2019).

Projeções de cenários de mudanças climáticas na região do Pantanal indicam que, até o final do século, as temperaturas podem aumentar até 7°C e a precipitação pode diminuir tanto no verão quanto no inverno (Marengo et al., 2016; IPCC, 2019). No entanto, as incertezas nas projeções climáticas ainda são altas, especialmente quanto à precipitação. A diminuição da precipitação na região pantaneira, associada ao Sistema de Monções da América do Sul, poderá resultar na redução da estação chuvosa, por exemplo (Gomes et al., 2022). Ademais, a porcentagem da área do Pantanal sob ondas de calor aumentará no futuro, podendo chegar a 35% perto de 2100 sob o RCP2.6 e até a 80% sob o RCP8.5, o que implica em maior suscetibilidade à ocorrência de fogo na região (Silva et al., 2022a). Além dos extremos de calor e seca, extremos de inundação também são esperados. Uma vez que as áreas de campo detêm grande parte da produção pecuária do Pantanal, enormes perdas econômicas acompanham esses extremos, conforme já relatado em anos anteriores (Marengo et al., 2016, 2021).

Na Amazônia, os cenários de mudanças climáticas apontam para aumento superior a 4°C na temperatura

média do ar e para redução de até 40% na precipitação (Marengo et al., 2018), principalmente na parte sul e leste do bioma (Gomes et al., 2022). É esperado que anomalias climáticas desencadeadas por padrões atmosféricos de grande escala relacionadas ao El-Niño e à Oscilação Multidecadal do Atlântico continuem impactando a Amazônia, gerando maior frequência de secas extremas (Duffy et al., 2015). Esse aumento de extremos hidroclimáticos, particularmente das secas, junto com mudanças antropogênicas no uso do solo, pode aumentar ainda mais a atividade de incêndios nesse bioma (Richardson et al., 2022). As tendências de aquecimento na região também podem aumentar a evapotranspiração (Regoto et al., 2021), levando à diminuição na umidade do solo e, conseqüentemente, ao aumento da inflamabilidade da vegetação (Choat et al., 2012; Le Page et al., 2017).

Diante deste cenário futuro geral, é preciso que o arcabouço legal vigente no Brasil, tanto na esfera nacional quanto na subnacional, esteja condizente com as necessidades de manejo da biomassa vegetal e que preveja preparo para catástrofes de incêndios, secas e/ou inundações extremas e para as conseqüentes condições ecológicas, independentemente de se tratar de área protegida ou não.

4. Panorama do manejo pelo fogo e pelo pastejo em ecossistemas campestres e savânicos

Ecossistemas abertos geralmente são dependentes de distúrbios para manter seus processos ecológicos, o que explica porque as plantas presentes nestes sistemas apresentam adaptações relacionadas ao fogo e ao pastejo (Pivello, 2011; Baggio et al., 2021; Pivello et al., 2021; Zironi et al., 2021; Zupo et al., 2021; Fidelis et al., 2022; Paruelo et al., 2022; Teixeira et al., 2022). Portanto, na ausência destes tipos de distúrbio, esses ecossistemas sofrem alterações em sua estrutura e sua composição que podem levar à perda de diversidade e de serviços ecossistêmicos (Abreu et al., 2017; Pivello et al., 2021; Teixeira et al., 2022). Na ausência do fogo, por exemplo, há maior acúmulo de material combustível, que pode levar a grandes incêndios intensos e incontroláveis (Fidelis et al., 2018; Correa et al., 2022; Teodoro et al., 2022). Outro efeito da exclusão do fogo, em muitas regiões do bioma Cerrado, é o aumento de espécies lenhosas, o que altera as fisionomias abertas para florestais, com conseqüente perda de diversidade herbácea e subarborescente, além

de perda de serviços ecossistêmicos como provisão de água (Honda & Durigan, 2016; Abreu et al., 2017; Archer et al., 2017; Wilcox et al., 2018).

4.1. Queima

O fogo como ferramenta de conservação e manutenção de paisagens abertas, bem como de redução dos riscos de incêndios, tem sido usado há décadas em muitos países do mundo, embora ainda seja incipiente no Brasil (Schmidt et al., 2016, 2018). No país, a política de fogo-zero vigente até recentemente, inclusive em biomas e ecossistemas dependentes do fogo (Moura et al., 2019), é, atualmente, considerada equivocada (Pivello et al., 2021), tendo surgido devido a dúvidas relacionadas às melhores épocas para as queimas, à frequência de uso do fogo e aos tipos de queima a serem implementados.

O uso equivocado do fogo (época do ano, tipo de vegetação e frequência de queima, por exemplo) pode causar grandes impactos na biodiversidade, na estrutura e na composição das comunidades vegetais dos ecossistemas, o que compromete o recrutamento de novos indivíduos e reduz e altera a densidade e a abundância de espécies, respectivamente (Medeiros & Miranda, 2005; Lima et al., 2020), interferindo significativamente na dinâmica dos ecossistemas. Um exemplo recente são os incêndios que ocorreram no Pantanal em 2020, os quais atingiram níveis catastróficos devido ao longo período de seca e ao consequente longo acúmulo de biomassa (Libonati et al., 2020, 2021; Garcia et al., 2021; Marengo et al., 2021; Correa et al., 2022; Kumar et al., 2022; Teodoro et al., 2022), o que causou impactos substanciais ao ecossistema (Tomas et al., 2021; Arruda et al., 2022; Barros et al., 2022). Outros autores apontam que o fogo pode ser catastrófico nos campos de altitude, considerados refúgios vegetacionais altomontanos na Mata Atlântica, que, geralmente, compreendem áreas pequenas e isoladas, com alto grau de endemismos (Scarano, 2009; Vasconcelos & Rodrigues, 2010; Pinto et al., 2016). No entanto, em outros biomas, o fogo é benéfico.

No Cerrado, o fogo, utilizado por populações tradicionais e indígenas por milhares de anos, ainda, hoje, é parte importante da agricultura tradicional de corte e queima (Mistry et al., 2005; Borges et al., 2023), da criação de gado em ecossistemas nativos (Eloy et al., 2019) e do manejo da paisagem para proteção de roças e

moradias e diminuição da biomassa combustível (Eloy et al., 2019; Welch & Coimbra Jr., 2021). Em áreas particulares, as queimadas são realizadas, em média, a cada dois anos, no meio ou no final da época seca, para estimular o rebrote dos capins para a produção pecuária. Entretanto, queimas de maior intensidade podem ocasionar incêndios e alterar o ciclo natural desses ambientes (Pivello, 2011; Pivello et al., 2021). Inúmeros estudos apontam os efeitos do fogo sobre grupos específicos, especialmente árvores (Ribeiro et al., 2012; Garda, 2018; Silva, 2018) e vertebrados (Vieira & Briani, 2013; Coelho et al., 2023), mas também sobre plantas campestres (Overbeck et al., 2006; Fidelis et al., 2012; Santos, 2019; Durigan, 2020; Rodrigues & Fidelis, 2022), invertebrados (Alcolea et al., 2022) e processos ecossistêmicos como produção de biomassa (Furley et al., 2008; Pereira Júnior et al., 2014) e ciclagem de nutrientes (Pivello & Coutinho, 1992; Oliveras et al., 2013); porém, os trabalhos disponíveis, raramente consideram múltiplas décadas e/ou diversos grupos biológicos. Já nas áreas protegidas do Cerrado, desde 2014, vem sendo implementado o manejo integrado do fogo, com intuito de reduzir incêndios, proteger vegetações sensíveis ao fogo (florestas) e reduzir conflitos entre a gestão ambiental e os moradores locais (Schmidt et al., 2018). Cabe ressaltar que tais ações, que usam o fogo como ferramenta de manejo da paisagem, ainda não são implementadas institucionalmente em áreas privadas, onde estão as ARLs.

Na região Sul, especialmente nos chamados Campos de Cima da Serra e nos Campos Gerais (campos no planalto dos estados do Rio Grande do Sul, de Santa Catarina e do Paraná), o fogo é, muitas vezes, utilizado para remover a biomassa seca acumulada durante o inverno, quando geadas podem ocorrer e causar a morte da biomassa aérea, principalmente de gramíneas (Brunel et al., 2021; Overbeck et al., 2022). Esse tipo de queimada rápida e de baixa intensidade (regionalmente chamada de “sapecada”) facilita o rebrotamento da vegetação após o inverno. No entanto, nos campos do bioma Pampa, as queimadas são pouco utilizadas como ferramentas de manejo. Tanto no Pampa quanto nos campos de altitude da região Sul, a ausência de gado e de queimadas resulta em acúmulo de biomassa de gramíneas de porte alto, aumento da cobertura de espécies arbustivas e avanço de arbóreas pioneiras sobre os campos, o que reduz a riqueza de

espécies e a biodiversidade típica (Oliveira & Pillar, 2004; Ferreira et al., 2020; Sühs et al., 2021). Portanto, o manejo com fogo ou pastejo é uma ferramenta fundamental para a manutenção da biodiversidade nos Campos Sulinos (Overbeck et al., 2016, 2022). Porém, a lotação exagerada de gado nesses campos desencadeia mudanças na comunidade vegetal, o que pode levar à perda da diversidade e da produtividade devido à dominância de espécies prostradas no sistema (Fedrigo et al., 2018).

Desta forma, para que não ocorram perdas de diversidade biológica e serviços ecossistêmicos, o manejo com uso de fogo ou pastejo deve ser ajustado a cada sistema, mas não proibido. De acordo com Moura et al. (2019), a proibição e a criminalização do uso do fogo tem levado ao abandono de práticas tradicionais de manejo da vegetação e ao aumento da ocorrência de incêndios, tanto de origem natural quanto antrópica.

No Cerrado, um estudo baseado em 32 anos de monitoramento mostrou que a ausência de fogo periódico ou pastejo causou mudanças na estrutura da vegetação em função da colonização de áreas campestres por plantas lenhosas, o chamado *woody encroachment* (Abreu et al., 2017; Gonçalves et al., 2021). Esse processo resulta na perda da biodiversidade ligada às vegetações abertas, uma vez que a enorme riqueza florística do Cerrado repousa em sua flora não arbórea (Mendonça et al., 2008; Zappi et al., 2015; Amaral et al., 2022; Flora e Funga do Brasil, 2023). Em enclave de Cerrado na Amazônia, Coelho et al. (2023) observaram que o fogo tem papel fundamental na determinação da estrutura e da composição da comunidade de aves. Os autores concluíram que a exclusão do fogo e a consequente alteração na estrutura da vegetação savânica induz a profundas alterações na avifauna, o que favorece espécies florestais em detrimento daquelas dos ecossistemas savânicos.

4.2. Pastejo

O pastejo em ecossistemas abertos tem impactos positivos e negativos, dependendo do ambiente e dos objetivos do manejo. No Cerrado, o pastejo de baixa intensidade em pastagens plantadas, em regeneração, pode influir na estrutura e na composição da savana aberta, reduzir a cobertura e a biomassa de gramíneas exóticas, e favorecer as plantas nativas do estrato herbáceo (Durigan et al., 2022). Conforme os mesmos autores, com a redução da biomassa de gramíneas

exóticas, há uma redução da inflamabilidade do sistema, o que diminui o risco de incêndios de alta severidade. Em áreas de Cerrado no estado de São Paulo, a exclusão do pastejo bovino, somada à supressão do fogo, levou os ecossistemas abertos a evoluírem para uma formação florestal (cerradão), com a exclusão de plantas intolerantes à sombra e a perda da diversidade de espécies de savanas (Pinheiro & Durigan, 2009; Abreu et al., 2017). Nesses casos, o pastejo pode ser adotado como prática para o preparo da área que será utilizada para a restauração ou a recomposição da vegetação não arbórea em fitofisionomias savânicas do Cerrado, visando a redução de gramíneas exóticas e o estabelecimento de espécies nativas (Andrade, 2021; Marçon & Ferreira, 2021).

Nos Campos Sulinos, a exclusão do pastejo ou do fogo aumentou a biomassa de gramíneas cespitosas e arbustos e, também, a perda de diversidade das espécies tipicamente campestres (Ferreira et al., 2020). Entretanto, o pastejo favoreceu a diversidade de plantas herbáceas em ecossistemas de campo nativo (Zanella et al., 2021). Ferreira et al. (2020) também observaram efeitos negativos da exclusão do gado sobre a diversidade de plantas, mas aumento na diversidade de plantas e de artrópodes em condição de pastejo leve e rotacionado.

No Pampa, o pastejo pode ser adotado como ferramenta para condução da regeneração natural em projetos de restauração dos campos naturais, ao atuar no controle da biomassa e como vetor no transporte de sementes de áreas conservadas; porém, apresenta limitações quanto ao controle de espécies exóticas invasoras (Silva et al., 2022b). Outros estudos no Pampa relacionando o pastejo com a diversidade de espécies, como a das aranhas, no entanto, sugeriram não haver diferenças significativas entre áreas pastejadas e não pastejadas (Silva & Ott, 2017).

No Pantanal, a exclusão do gado de pastagens nativas causou impactos negativos sobre a comunidade de coleópteros, tanto em relação à diversidade de espécies e à diversidade funcional (Correa et al., 2020), além de ter favorecido a proliferação de espécies lenhosas em áreas campestres (Silva et al., 2016a).

Nas áreas de campo rupestre, o uso para a pecuária tem sido insuficientemente avaliado, embora alguns autores recomendem extrema cautela na adoção desta prática, em função das peculiares condições ambientais abióticas, da rica biodiversidade (Oliveira et al., 2015;

Abraão et al., 2020) e do alto grau de endemismos desses ecossistemas (Kolbek & Alves, 2008; Zappi et al., 2015; Colli-Silva et al., 2019; Silveira, 2021).

Embora o uso do pastejo como ferramenta de manejo para conservação ainda seja pouco discutido fora de determinados nichos da comunidade científica e raramente tenha sido incluído na agenda dos tomadores de decisão (Baggio et al., 2021), a prática tem sido adotada como estratégia em diversas regiões do mundo e começa a ser utilizada no Brasil (Bardgett et al., 2021). Porém, ao se considerar a capacidade de suporte da vegetação campestre e savânica, é necessário melhor investigar o impacto das taxas de permanência e lotação sobre a biodiversidade de cada bioma, para que as decisões de manejo possam ter maior embasamento. Técnicas de manejo específicas, como o pastejo rotativo (Boavista et al., 2019) ou diferimentos periódicos (Fedrigo et al., 2018), são especialmente interessantes por promover aumento tanto na biodiversidade quanto na produtividade da área.

4.3. Queima e pastejo nas ARLs

Para o manejo da biomassa vegetal combustível em ARLs que contenham ecossistemas campestres e savânicos, deve-se levar em consideração sua capacidade de suporte desses ecossistemas, que depende de uma série de fatores relacionados ao sistema clima-solo-planta-animal e, muitas vezes, é inferior a uma unidade animal (bovino) por hectare (Abreu et al., 2019). Nos Campos Sulinos, por exemplo, o número de animais a ser apascentado deve ser adequado à disponibilidade de forragem e à manutenção de uma fisionomia campestre heterogênea, com manchas mais e menos intensamente pastejadas, com dominância de plantas prostradas e eretas, respectivamente (Carvalho et al., 2009; Caram et al., 2023). Isso porque o sobrepastejo pode causar a degradação das pastagens naturais devido à perda de cobertura vegetal (Nabinger et al., 2009; Dlamini et al., 2016). Portanto, o controle da intensidade do pastejo é ponto central para a conservação da dinâmica da vegetação nativa e a manutenção da riqueza florística e da diversidade dessas áreas (Nabinger et al., 2009). Porém, é difícil fiscalizar o uso sustentável das ARLs quando a carga animal é utilizada como parâmetro de controle por causa da variação na capacidade de suporte entre épocas do ano, entre anos e entre regiões, o que

também dificulta a adoção de práticas adequadas pelos proprietários que, na maioria das vezes, as realizam de maneira empírica (Carvalho et al., 2009; Nabinger et al., 2009). Além disso, o controle do tempo de permanência do gado nas áreas protegidas demanda práticas relativamente mais complexas de manejo, o que pode dificultar sua aplicação e exigir maior investimento em recursos humanos. No entanto, quando aplicado corretamente, o pastejo pode ser utilizado como ferramenta de manejo para atender as funções das ARLs estabelecidas no art 3º da LPVN (Brasil, 2012).

Quanto ao uso do fogo para manejo, uma das questões mais relevantes e controversas é o intervalo de tempo adequado entre as queimas, já que os impactos causados dependem da sua intensidade, frequência e duração (regime de fogo), o que pode interferir na sobrevivência, no crescimento e na fenologia das plantas, e, conseqüentemente, na disponibilidade de flores e frutos para a fauna, bem como na dinâmica de nutrientes (Ribeiro et al., 2012; Ferreira et al., 2023a). Diversos intervalos entre queimas têm sido propostos para os diferentes biomas (Pivello & Coutinho, 1992; Rodrigues et al., 2002; Chidumayo, 2003; Cianciaruso et al., 2010; Miranda et al., 2010; Pereira Júnior et al., 2014; Garda, 2018; Silva, 2018), baseados em estudos localizados ou em comparações entre diferentes ecossistemas. Contudo, o estabelecimento de regimes fixos de distúrbio, com épocas e frequências pré-definidas, pode não ser a melhor estratégia para manutenção da biodiversidade (Bowman et al., 2016), uma vez que os requerimentos das espécies variam nos seus diferentes períodos reprodutivos, tais como floração, frutificação e nidificação (Braithwaite, 1987; Miller et al., 2019; Ferreira et al., 2023a, 2023b).

Tanto o pastejo quanto a queima nas ARLs devem ser vistos, primordialmente, como instrumentos de manejo para manter a diversidade biológica e os processos ecológicos dessas áreas e, também, evitar incêndios catastróficos, conforme previsto no art. 3º da LPVN (Brasil, 2012). Além disso, dada a extrema variabilidade dos impactos da queima e do pastejo, qualquer recomendação de manejo das ARLs que utilize essas práticas como ferramentas para a conservação e/ou a restauração da vegetação nativa deveria ser avaliada em função do seu efeito local, ao se considerar a fisionomia e o bioma em que essas áreas se inserem.

Para as avaliações sobre o estado da vegetação e da cobertura do solo, Myers (2006) e Baggio et al. (2021) recomendam o manejo adaptativo, pautado no aprendizado por meio da prática, com estratégias como o uso temporário das ARLs. Esse processo envolve análise da realidade, planejamento e implementação de ações, monitoramento e pesquisa, para reorientação dos próximos passos, em contrapartida ao engessamento por falta de informações para a tomada de decisões (Lee, 1999). Neste caso, diferentes indicadores podem ser utilizados para a definição dos limites e da dinâmica do pastejo. Para a recomposição da vegetação nativa, indicadores ecológicos de resultado e não de manejo têm sido adotados por algumas instituições estaduais de meio ambiente (Lima et al., 2020; Campos Filho et al., 2022), com valores definidos para os atributos recomendados. Para a definição da frequência de queima, podem ser utilizados indicadores ecológicos de fácil levantamento, como valores mínimos a serem mantidos de biomassa e/ou de altura de gramíneas e valores máximos a serem admitidos de exposição e compactação do solo e de colonização por espécies lenhosas (Baggio et al., 2021). Em um cenário no qual há várias lacunas de conhecimento para uma melhor adoção de ações de manejo, esta pode ser uma boa alternativa para definir objetivos e monitor e avaliar os resultados obtidos, para um melhor planejamento e implementação de ações futuras (Gillson et al., 2019).

Entretanto, a adoção da queima, com ou sem pastejo, como ferramenta de manejo para conservação ainda é pouco discutida e raramente adotada em políticas públicas. Apesar disso, a ocorrência ou a necessidade do fogo para manter ambientes savânicos e campestres vem sendo discutida há muitas décadas (Eiten, 1972; Coutinho, 1977, 1978a, 1979; Pivello & Coutinho, 1992; Moreira, 2000; Durigan & Ratter, 2006; Miranda et al., 2010), perdurando até aos dias atuais (Rissi et al., 2017; Garda, 2018; Pivello et al., 2021; Rodrigues & Fidelis, 2022). Cabe ressaltar que a ausência de regras e, conseqüentemente, a eventual supressão ou uso equivocado das queimas e do pastejo podem ser mais negativos do que a adoção da melhor estratégia possível, em escala local, ainda que não seja a mais adequada sob o ponto de vista técnico-científico. Portanto, a capacidade de instruir tomadores de decisão e proprietários de terra sobre o uso de indicadores ecológicos é aspecto crucial para

uma prática efetiva de manejo dentro das ARLs, seja por queima, seja por pastejo ou, ainda, por ambos.

5. A legislação e o manejo das ARLs frente aos cenários de mudanças climáticas

De acordo com as funções estabelecidas para as ARLs pela LPVN, o manejo dessas áreas deve ser condizente com as condições necessárias à conservação da sua biodiversidade. Entretanto, no caso de ecossistemas dependentes de distúrbio (ver seções 1 e 2 deste trabalho), como a maior parte dos campestres e savânicos, essas condições só podem ser alcançadas com o manejo correto pelo fogo e/ou pastejo, inclusive dentro das ARLs e de outras categorias de áreas protegidas. Apesar disso, a presunção da composição estritamente florestal das ARLs na LPVN, conforme os artigos citados na seção 2 desta revisão, exclui a possibilidade de manejo por meio de práticas sustentáveis de queima e/ou pastejo em ARLs com tipos de vegetação não florestal, ainda que seus objetivos estejam absolutamente congruentes com as funções dessas áreas listadas no art. 3º dessa lei (Brasil, 2012).

No art. 38 do capítulo IX (Da Proibição do Uso de Fogo e do Controle dos Incêndios) da LPVN (Brasil, 2012), proíbe-se o uso do fogo na vegetação, exceto nas três situações descritas do inciso I ao III, respectivamente: em áreas nas quais o uso do fogo é justificado em práticas agropastoris ou florestais; na queima controlada para o manejo conservacionista da vegetação nativa de unidades de conservação, onde o fogo é elemento-chave no processo evolutivo do sistema ecológico; e em pesquisas científicas realizadas por instituições conhecidas sob a aprovação dos órgãos competentes. Os dois primeiros incisos reconhecem diretamente a necessidade de uso do fogo quando este é fator relevante para a manutenção da diversidade em ecossistemas abertos (Walter & Ribeiro, 2010; Durigan, 2020; Pivello et al., 2021). Apesar destes incisos, como seu foco é nas florestas, a LPVN não menciona explicitamente vegetações naturais abertas não florestais.

Embora não faça parte das categorias definidas na Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (Brasil, 2000), que estabelece o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), a ARL é, a rigor, uma área protegida de acordo com o art. 3º, inciso III, da LPVN (Brasil, 2012), que destaca a finalidade

conservacionista (de biodiversidade e processos ecológicos) e a possibilidade de manejo dessa área. Porém, o fato de as ARLs receberem status de área protegida não altera seus processos ecológicos intrínsecos, relevantes para a conservação da sua biodiversidade, como a sua relação com eventos de fogo e pastejo. Neste sentido, seria incongruente que as ARLs que contenham ecossistemas dependentes do fogo ou do pastejo não possam ser manejadas com as estratégias indicadas para as unidades de conservação pelo SNUC e parcialmente consideradas no art. 38, inciso II, da LPVN (Brasil, 2012). Além disso, como as ARLs contêm ecossistemas que evoluíram com fatores de distúrbio, é importante considerar os impactos originados pela exclusão do fogo e do pastejo frente às funções dessas áreas.

De acordo com o art. 40 da LPVN (Brasil, 2012), o governo federal deve estabelecer a política nacional relacionada ao manejo e ao uso do fogo, bem como à prevenção e ao combate a incêndios florestais, em “áreas naturais protegidas”, conceito que inclui tanto as unidades de conservação definidas pelo SNUC quanto as APPs e, também, as ARLs. Desta forma, em concordância com os arts. 1, 2, 12, 17, 22, 28 e 38 da LPVN (Brasil, 2012), nas APPs e nas ARLs, especialmente quando cobertas por vegetação não florestal, as ações de manejo devem ser usadas para manter a tipologia original da vegetação e minimizar os impactos de incêndios. Isso é reforçado no art. 40, § 2º, que determina que a política nacional de fogo deve observar as mudanças climáticas e o potencial aumento no risco de incêndios florestais. Para ecossistemas dependentes do fogo, essa avaliação é de grande relevância, já que as mudanças climáticas tendem a criar condições mais propícias para a ocorrência de incêndios catastróficos devido à redução no volume de chuvas e ao aumento de temperatura previstos para várias regiões do país, como descrito na seção 3 desta revisão e relatado por Pyne (2020) e Santos et al. (2020).

5.1. A Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo

O Brasil está em vias de estabelecer uma política nacional relacionada ao uso do fogo. Desde 2018, tramitam no Congresso Nacional projetos de lei que objetivam instituir a Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo (PNMIF). Inicialmente, a proposta

foi tratada no Projeto de Lei nº 11276/2018 (Brasil, 2018), que foi substituído pelo Projeto de Lei nº 1818/2022 (Brasil, 2022), cujo objetivo é disciplinar e promover a articulação interinstitucional relativa ao manejo integrado do fogo, reduzir a incidência e os danos dos incêndios florestais no território nacional, e reconhecer o papel ecológico e cultural do fogo, conforme os incisos I, II e II do art. 1º. Por se tratarem de matérias correlatas, na última tramitação, de 10 de julho de 2023, o projeto de lei foi recebido e encaminhado ao plenário do Senado Federal junto com o Projeto de Lei nº 135/2020, cuja alteração no Código Florestal estabelece o reflorestamento de áreas rurais que contenham floresta nativa e tenham sofrido queimadas ilegais (Brasil, 2020). O PNMIF, portanto, se encontra em tramitação no Senado, aguardando votação para sua posterior promulgação.

No art. 2º do Projeto de Lei nº 1818/2022 (Brasil, 2022), são apresentadas as definições de incêndio florestal (inciso I), queima controlada (inciso II), queima prescrita (inciso III), usos do fogo (incisos IV e V) e de outros conceitos importantes referentes ao tema (incisos VI a XII). De acordo com o inciso XI, o manejo integrado do fogo é considerado um modelo tanto de planejamento como de gestão. Os seus objetivos principais são: conservar e proteger a biodiversidade (art. 2º, inciso XI, e art. 3º, inciso IV) e as funções ecossistêmicas das áreas (art. 3º, inciso IV); reduzir a incidência, a intensidade e a severidade dos incêndios florestais (art. 2º, inciso XI, e art. 5º, inciso III); e aumentar a capacidade de combate aos incêndios florestais (art. 5º, inciso V). O conteúdo desses três artigos é absolutamente congruente com o uso do fogo para o manejo da vegetação nas ARLs que contenham ambientes campestres e savânicos, tanto para a manutenção da biodiversidade destas áreas quanto para a redução dos riscos de incêndios florestais. Conforme o art. 3º, inciso VI, o fogo é considerado parte integrante de sistemas ecológicos, econômicos e socioculturais, e deve ser usado de forma prescrita, tradicional, ou controlada, respeitando a diversidade ambiental e sociocultural, bem como a sazonalidade de cada sistema (art. 5º, inciso II). Para tanto, torna-se essencial a avaliação dos cenários de mudanças climáticas e do potencial aumento no número e na severidade de incêndios (art. 4º, inciso V).

De acordo com o art. 40 do projeto de lei (Brasil, 2022), o manejo integrado do fogo ajudará a cumprir os objetivos de cada área protegida (relacionados à sua criação, seu reconhecimento e sua conservação), com a aplicação de princípios e práticas conservacionistas à vegetação nativa e à sua biodiversidade. Esse manejo de fogo também vale para terras indígenas ou territórios ocupados por povos e comunidades tradicionais, conforme o art. 41. Assim, enquanto a LPVN confere às ARLs um regime específico de proteção, o projeto de lei também converge com a adequabilidade do uso do fogo para que a ARL cumpra seus objetivos dentro de um conceito de manejo conservacionista.

No entanto, o projeto de lei do PNMIF deveria permitir explicitamente a queima em ARLs. Atualmente, o uso do fogo nessas áreas depende da interpretação de dois incisos do art. 30 (Brasil, 2022), que indicam as situações em que será permitido: nos locais ou nas regiões cujas características justifiquem o uso do fogo em práticas agrossilvipastoris, com autorização prévia do órgão ambiental competente (inciso I); e na prevenção e no combate aos incêndios florestais, bem como nas capacitações relacionadas (inciso IV). Contudo, a interpretação desses incisos não é ideal já que o projeto de lei não faz referência à queima nas ARLs, mas apenas nas unidades de conservação. O efeito negativo da falta de clareza quanto ao uso do fogo causa uma insegurança jurídica indesejável no tema de queima nas ARLs.

5.2. As políticas estaduais de manejo integrado do fogo

Vários estados estão estabelecendo legislação específica sobre o uso do fogo. No Mato Grosso do Sul, por exemplo, o Decreto nº 15.654, de 15 de abril de 2021, que instituiu o Plano Estadual de Manejo Integrado do Fogo, preconiza, no inciso VI, art. 38, capítulo IX, a substituição de campos nativos por pastagens cultivadas, o pastejo misto e o pastejo rotacionado como estratégias para reduzir a necessidade de uso do fogo para manejo (Mato Grosso do Sul, 2021). Entretanto, a substituição de pastos nativos para evitar a necessidade de manejo pelo fogo é incongruente pois implica em abrir mão de uma ferramenta de manejo conservacionista e, conseqüentemente, impacta profundamente a diversidade biológica no Pantanal (Garcia et al., 2021). Essa estratégia, sob o argumento de evitar

incêndios, é um subterfúgio que causa o aumento da área com espécies exóticas de alto potencial invasor nos pastos cultivados (Barbosa et al., 2008), o que não cria condições para evitar incêndios.

Em Minas Gerais, o Decreto nº 47.919, de 17 abril de 2020 (Minas Gerais, 2020), regulamenta o uso do fogo para prevenção e combate a incêndios florestais no interior e no entorno de unidades de conservação (incluindo Reservas Particulares do Patrimônio Natural) instituídas pelo Poder Público estadual. Por meio do art. 5º, esse decreto considera o fogo como ferramenta de manejo para a prevenção de incêndios florestais e institui o Plano de Queima Prescrita como instrumento de planejamento do uso do fogo, que deverá ser elaborado por pessoa capacitada em prevenção e combate a incêndios florestais, conforme o inciso II do art. 1º da Portaria IEF nº 86, de 04 agosto de 2020 (IEF, 2020). Além disso, a Resolução Conjunta SEMAD/IEF nº 2.988, de 24 julho de 2020 (Semad, 2020), estabelece os critérios de uso, monitoramento e controle do fogo na prática de atividade agropastoril, florestal ou fitossanitária, bem como para fins de pesquisa científica e tecnológica. No art. 2º, no último inciso, a resolução descreve em quais situações é permitido o uso do fogo para queima controlada, mediante recomendação técnica de profissional habilitado. No entanto, no art. 5º, no inciso II, restringe-se o uso do fogo em ARLs.

Em Mato Grosso, o Projeto de Lei nº 728/2020 instituiu o Programa Estadual de Controle do Fogo (Mato Grosso, 2020). Sua estrutura é semelhante à do PNMIF, com as mesmas definições de termos e os mesmos princípios, diretrizes, objetivos e instrumentos para gestão do fogo. Esse projeto de lei também se assemelha à Política Nacional quando permite o uso do fogo em locais cujas peculiaridades justifiquem a sua adoção (art. 19, inciso I). Ainda que não explicitamente, conforme art. 19, § 2º, este projeto de lei também levanta a possibilidade de as ARLs que contiverem ecossistemas fogo-dependentes serem manejadas por meio de queimas prescritas, desde que autorizadas pelo órgão ambiental competente após análise de planos de manejo integrado do fogo.

No Tocantins, a Política Estadual de Uso Sustentável do Capim-Dourado e do Buriti (Lei nº 3594/2019) define as expressões queima controlada, incêndio e manejo integrado do fogo para estimular a floração do capim-dourado (*Syngonanthus nitens* Ruhland,

Eriocaulaceae) em áreas públicas ou privadas de campo úmido, isto é, em ARLs e APPs (Tocantins, 2019). O uso da queima com outros objetivos, apesar de previsto em terras privadas nos termos desta lei estadual, não é explicitado para as ARLs.

Em São Paulo, a Lei nº 17.460/2021 instituiu a Política Estadual de Manejo Integrado do Fogo, seus objetivos, um conjunto de definições e conceitos, seus princípios e suas diretrizes (São Paulo, 2021b). Porém, os artigos que tratam da implementação, da criação e das atribuições do Comitê Estadual de Manejo Integrado do Fogo foram vetados pelo então governador (São Paulo, 2021a). Embora, atualmente, o estado discuta a regulamentação do manejo integrado do fogo em suas unidades de conservação, a lei apenas será revista e regulamentada após sua implementação. Outra lei, a Lei nº 10.547/2000, trata do uso do fogo para fins agrícolas, pastoris e florestais, mas desconsidera a possibilidade de qualquer manejo em ARLs e apenas cita a necessidade de duplicar a largura de aceiros para proteger essas áreas quando autorizada a queima controlada (São Paulo, 2000). De acordo com o Decreto nº 56.571/2010, que regulamenta a lei supracitada, apenas é admitido o uso do fogo como fator de produção e manejo agrícola, pastoril e florestal e não para fins ecológicos (São Paulo, 2010).

Em Goiás, há uma discussão em andamento, baseada no trabalho de um comitê instituído para a gestão de incêndios florestais e em um projeto de lei em análise desde 2021 (Goiás, 2021). Em relação aos demais estados da Federação, é esperado que elaborem suas legislações a partir da eventual aprovação da PNMIF.

A ausência de menção explícita sobre o uso do fogo no manejo das ARLs, tanto nos termos da PNMIF quanto da maioria das legislações estaduais existentes, deixa uma lacuna indesejável quando se considera a relevância da queima como forma de manejo para a conservação da biodiversidade, a redução da biomassa combustível e a prevenção de incêndios catastróficos, como observado nos trabalhos de Santos et al. (2021) e Oliveira et al. (2022). É provável que as legislações vigentes não mencionem, explicitamente, o uso do fogo no manejo das ARLs devido à necessidade de se conformarem à LPVN, que adota o termo “incêndio florestal”, cujo viés, em alguns dos seus artigos, limita a inclusão de outras abordagens para ecossistemas abertos. Na tentativa de corrigir essa distorção, o inciso I do art. 2 da PNMIF define incêndio florestal

como qualquer fogo não controlado e não planejado, independentemente da fonte de ignição, que ocorra em florestas e outras vegetações nativas ou plantadas, em áreas rurais, e que precise ser combatido (Brasil, 2022).

5.3. Legislações estaduais que permitem o uso pecuário das ARLs

Apesar de o pastejo não poder ser, isoladamente, suficiente para controlar o acúmulo da biomassa combustível e evitar a ocorrência de incêndios, especialmente em situações climáticas extremas, não se pode negar que se trata de um instrumento fundamental no manejo de diversos tipos de ecossistemas campestres e savânicos, conforme os argumentos já apresentados neste artigo. Neste sentido, a normatização sobre o uso do pastejo nas ARLs é bem-vinda, ainda que careça de detalhamento e refinamento, além de ampliação da sua implementação em escala subnacional.

No estado de Mato Grosso do Sul, o Decreto nº 14.273, de outubro de 2015, que trata das áreas de uso restrito no Pantanal, permite o pastejo tanto em ARLs quanto em APPs, conforme alguns critérios (Mato Grosso do Sul, 2015). No art. 4º, § 1º, o decreto admite a presença de gado, caracterizado como de baixo impacto, em pastagens nativas nas APPs de rios, corixos e baías, por exemplo. Já o art. 9º, no § 2º, permite o pastoreio extensivo pelo gado apenas nas ARLs que não se restringirem a áreas florestais ou de vegetação nativa de porte arbóreo e possuïrem áreas com pastagens nativas em seu interior. Além disso, o uso pecuário deve ser efetuado de forma a reduzir a biomassa vegetal e, conseqüentemente, o risco de incêndios florestais e não pode descaracterizar a cobertura vegetal, prejudicar a conservação da vegetação nativa, e comprometer a manutenção da diversidade de espécies e a resiliência da ARL. No entanto, sem que haja parâmetros para a fiscalização e a tomada de decisão pelo proprietário, abre-se espaço para a degradação destes ambientes.

No Mato Grosso, a Lei nº 11.861/2022, que altera a Lei nº 8.830/2008 (Mato Grosso, 2022) no art. 9º, § 3º, permite que as ARLs no Pantanal, que contiverem campos nativos, sejam acessadas e utilizadas para a pecuária extensiva e para atividades de restauração de campos, mas proïbe que a vegetação nativa seja substituída por pastagens exóticas. Atualmente, a regulamentação deste dispositivo da lei está sendo

elaborada para definir critérios de uso das ARLs compatíveis com os objetivos destas áreas.

Nos Campos de Altitude no sul do bioma Mata Atlântica, o pastejo extensivo tradicional é considerado uso indireto e dispensado de autorização dos órgãos ambientais, desde que não envolva a supressão da vegetação nativa e a introdução de espécies exóticas, conforme art. 29 do Decreto Federal nº 6.660/2008 (Brasil, 2008). Embora este decreto não defina esse uso especificamente no caso das ARLs, entende-se que a atividade é permitida e há espaço para regulamentações estaduais.

Já no bioma Pampa, a Resolução CONSEMA 360/2017 (Rio Grande do Sul, 2017) estabelece diretrizes ambientais para que a atividade pastoril possa ser praticada de forma sustentável em remanescentes de vegetação nativa campestre, tanto em APPs como em ARLs. No entanto, essa resolução ainda é pouco adotada e carece de monitoramento e até discussão. Cabe ressaltar que a resolução é conflitante com o conceito original de ARL pois permite a introdução de espécies exóticas, bem como a adubação e a irrigação, práticas que alteram as comunidades vegetais nativas (Pañella et al., 2022).

6. Uso de geotecnologias no monitoramento do manejo e na prevenção de incêndios em ARLs

Em função da escala geográfica continental do Brasil e das grandes diferenças regionais entre ecossistemas, tipos de uso da terra e composição das ARLs, os parâmetros de orientação para o manejo dessas áreas também devem ser estabelecidos regionalmente. No entanto, a viabilidade dos critérios adotados depende da definição dos indicadores de manejo e do uso de tecnologias que permitam o monitoramento de atividades e seus resultados, com vistas à conservação da biodiversidade e dos processos ecológicos das ARLs, bem como dos serviços ambientais prestados por essas áreas.

Felizmente, o Brasil desenvolveu uma estratégia de gestão territorial que facilita a fiscalização do manejo das ARLs. Trata-se do Cadastro Ambiental Rural (CAR), implementado pela LPVN, no âmbito do Sistema Nacional de Informação sobre Meio Ambiente, e regulamentado pela Instrução Normativa MMA nº 2, de 5 de maio de 2014 (Brasil, 2014). O CAR é um registro público eletrônico, de âmbito nacional, obrigatório para todos os imóveis rurais,

que integra as informações ambientais referentes a APPs, ARLs, áreas de uso restrito, remanescentes de vegetação nativa, e áreas já convertidas e utilizadas, tratadas como áreas consolidadas. Assim, por conter um conjunto de informações georreferenciadas, o CAR pode ser utilizado como ferramenta básica de controle, monitoramento, planejamento ambiental e econômico, e combate ao desmatamento, o que inclui, também, o monitoramento e a fiscalização do manejo das ARLs. Este monitoramento pode ser realizado por meio de geotecnologias plenamente disponíveis e amplamente utilizadas no país, como dados de focos de calor, área queimada e desmatamento. No entanto, para atingir o grau de eficácia que o CAR poderia permitir, ainda há problemas a serem resolvidos como a morosidade na validação dos cadastros, a resolução de sobreposição entre áreas (baixa qualidade dos cadastros) e deficiências tecnológicas (Chiavari et al., 2021).

Com base nas informações geoespaciais do CAR, as ARLs podem ser fiscalizadas e monitoradas com uso de outras fontes de dados disponíveis no país. O Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), por meio do Programa Queimadas, por exemplo, disponibiliza dados de focos de calor, atualizados diariamente, por bioma, região e estado, separados por ano e por mês (INPE, 2024), ao realizar o monitoramento e a modelagem da ocorrência e da propagação de incêndios na vegetação, por meio de técnicas de sensoriamento remoto, geoprocessamento e modelagem numérica. Embora os focos de calor sejam detectados por imagens de diferentes satélites, o INPE faz uso de um “satélite de referência” que utiliza o mesmo método e horário para captar as imagens, o que possibilita a formação e a análise de séries temporais.

Entre os sistemas usados para apoiar os órgãos ambientais nas ações de combate ao fogo, destaca-se o ALARMES. Este sistema foi desenvolvido pelo Laboratório de Aplicações de Satélites Ambientais da Universidade Federal do Rio de Janeiro, em colaboração com o Instituto Dom Luiz da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e com o Instituto Português do Mar e da Atmosfera. Encontra-se operacional em plataforma que serve como ferramenta de alerta rápido e ágil do avanço da extensão de áreas afetadas pelo fogo (Alarmes, 2024). O sistema combina imagens de satélites da National Aeronautics and Space

Administration, focos de calor e inteligência artificial para identificar novas áreas atingidas pelo fogo, ao monitorar diariamente a localização e a extensão das áreas queimadas, o que permite, por exemplo, estimar a velocidade em que as áreas afetadas aumentam. Desde então, o ALARMES vem contribuindo amplamente para o mapeamento dos incêndios no Pantanal, no Cerrado e na Amazônia.

O Sistema de Alerta de Risco de Incêndio para o Pantanal, desenvolvido pela Embrapa Pantanal em conjunto com a Embrapa Arroz e Feijão (Saripan..., 2024), tem como base de entrada dados climáticos, registrados nas estações meteorológicas automáticas localizadas no Pantanal e em seu entorno. O sistema fornece diferentes métodos para o cálculo do risco de incêndio, o que possibilita a emissão de alerta de risco de incêndio para cada sub-região do Pantanal e a tomada de medidas preventivas por autoridades ou outros interessados.

Já o sistema Pantanal em Alerta foi desenvolvido pelo Ministério Público de Mato Grosso do Sul em parceria com o Corpo de Bombeiros Militar de Mato Grosso do Sul (Pantanal em Alerta, 2024). Este sistema tem como entrada de dados a espacialização dos focos de calor conjugados com a base do Sistema Nacional do Cadastro Ambiental Rural. A finalidade do Pantanal em Alerta é permitir que se identifiquem os locais onde estão ocorrendo prováveis incêndios e a existência de imóveis, para que seja possível acionar autoridades, proprietários e brigadistas voluntários da região para minimizar os consequentes danos.

O Instituto Nacional de Meteorologia também indica o risco de incêndio para o Brasil (Inmet, 2024). O índice de perigo mostra a possibilidade de ocorrência de incêndio, o que possibilita a adoção de medidas preventivas mais eficazes e econômicas.

Por fim, a Universidade Federal de Minas Gerais desenvolveu a plataforma FISC de simulação da propagação do fogo no Cerrado (Projeto Monitoramento Cerrado, 2024), voltada para a análise de riscos de propagação de fogo neste bioma, o que inclui unidades de conservação (Oliveira et al., 2021).

Considerações Finais

Devido ao seu importante papel na manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos das ARLs, o uso do fogo e do pastejo para o

manejo da vegetação é estratégia essencial para a conservação dos ecossistemas abertos brasileiros onde a vegetação natural não seja florestal mas seja dependente da ação do fogo, como as savanas e os campos. Ambos os tipos de manejo evitam o acúmulo de material combustível, o que minimiza as condições para incêndios catastróficos, e causam distúrbios ambientais que favorecem a biodiversidade, desde que praticados dentro de critérios adequados e embasados pela ciência. Assim como o fogo, o pastejo é, também, uma ferramenta de manejo útil para a conservação biológica, que está se consolidando como prática adotada em diversos países e ecossistemas (Holechek et al., 2020; McKenna et al., 2021; McDonald et al., 2023; Oikonomou et al., 2023), embora ainda seja pouco conhecida e discutida fora da comunidade acadêmica brasileira.

Contudo, tanto o pastejo quanto, especialmente, o fogo não devem ser utilizados de maneira criminosa, em intervalos de tempo curtos, com prejuízo à biota. Neste contexto, as tecnologias geoespaciais disponíveis permitem, cada vez mais, uma maior eficácia na fiscalização, no monitoramento remoto e na regulamentação do uso do fogo e até mesmo do pastejo, o que possibilita ao poder público acompanhar a correta aplicação dessas práticas.

Portanto, para um uso adequado do fogo e do pastejo nas ARLs, é necessário desenvolver estratégias para: 1. criar e aprimorar mecanismos legais voltados ao manejo das ARLs, com base na melhor ciência disponível e com revisões periódicas; 2. capacitar equipes multiprofissionais de extensão rural para a aplicação do manejo com uso do fogo e do pastejo nas ARLs; 3. realizar campanhas de sensibilização e esclarecimento sobre a nova estratégia nacional de manejo integrado do fogo para evitar a ocorrência de incêndios catastróficos, cujos resultados são negativos tanto para a sociedade civil quanto para a biodiversidade; 4. monitorar o manejo para que seja feito de forma adequada sob o ponto de vista do conhecimento científico disponível; e 5. desenvolver pesquisas científicas para compreender melhor as respostas dos ecossistemas campestres e savânicos ao fogo e ao pastejo, para que essas práticas possam ser utilizadas como ferramentas de manejo de ARLs, visando propiciar melhorias contínuas na definição de boas práticas de manejo.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), por bolsas de produtividade ao décimo-sexto e décimo-sétimo autores (processos 304559/2021-0 e 313315/2022-1, respectivamente).

Referências

- ABRAHÃO, A.; COSTA, P. de B.; TEODORO, G.S.; LAMBERS, H.; NASCIMENTO, D.L.; ANDRADE, S.A.L. de; RYAN, M.H.; OLIVEIRA, R.S. Vellozoid roots allow for habitat specialization among rock- and soil-dwelling Velloziaceae in *campos rupestres*. **Functional Ecology**, v.34, p.442-457, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13479>.
- ABREU, R.C.R.; HOFFMANN, W.A.; VASCONCELOS, H.L.; PILON, N.A.; ROSSATTO, D.R.; DURIGAN, G. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. **Science Advances**, v.3, e1701284, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701284>.
- ABREU, U.G.P. de; CARVALHO, T.B. de; SANTOS, M.C. dos; ZEN, S. de. **Pecuária de cria no Pantanal**: análise dos sistemas modais. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2019. 27p. (Embrapa Pantanal. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 140).
- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v.4, p.255-268, 2004.
- ALARMES. Disponível em: <<https://alarmes.lasa.ufrj.br/platform/webgis>>. Acesso em: 18 abr. 2024.
- ALCOLEA, M.; DURIGAN, G.; CHRISTIANINI, A.V. Prescribed fire enhances seed removal by ants in a Neotropical savanna. **Biotropica**, v.54, p.125-134, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.13036>.
- ALENCAR, A.; SHIMBO, J.Z.; LENTI, F.; MARQUES, C.B.; ZIMBRES, B.; ROSA, M.; ARRUDA, V.; CASTRO, I.; RIBEIRO, J.P.F.M.; VARELA, V.; ALENCAR, I.; PIONTEKOWSKI, V.; RIBEIRO, V.; BUSTAMANTE, M.M.C.; SANO, E.E.; BARROSO, M. Mapping three decades of changes in the Brazilian Savanna native vegetation using Landsat Data processed in the Google Earth Engine Platform. **Remote Sensing**, v.12, art.924, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12060924>.
- ALTHOFF, T.D.; MENEZES, R.S.C.; CARVALHO, A.L. de; PINTO, A. de S.; SANTIAGO, G.A.C.F.; OMETTO, J.P.H.B.; VON RANDOW, C.; SAMPAIO, E.V. de S.B. Climate change impacts on the sustainability of the firewood harvest and vegetation and soil carbon stocks in a tropical dry forest in Santa Teresinha Municipality, Northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.360, p.367-375, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.001>.
- ALVARADO, S.T.; ANDELA, N.; SILVA, T.S.F.; ARCHIBALD, S. Thresholds of fire response to moisture and fuel load differ between tropical savannas and grasslands across continents. **Global Ecology and Biogeography**, v.29, p.331-344, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.13034>.
- AMARAL, A.G.; BIJOS, N.R.; MOSER, P.; MUNHOZ, C.B.R. Spatially structured soil properties and climate explain distribution patterns of herbaceous-shrub species in the Cerrado. **Plant Ecology**, v.223, p.85-97, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-021-01193-7>.
- ANDERSEN, A.N.; WOINARSKI, J.C.Z.; PARR, C.L. Savanna burning for biodiversity: fire management for faunal conservation in Australian tropical savannas. **Austral Ecology**, v.37, p.658-667, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02334.x>.
- ANDRADE, B.O.; DRÖSE, W.; AGUIAR, C.A. de; AIRES, E.T.; ALVARES, D.J.; BARBIERI, R.L.; CARVALHO, C.J.B. de; BARTZ, M.; BECKER, F.G.; BENCKE, G.A.; BENEDUZI, A.; SILVA, J.B.; BLOCHTEIN, B.; BOLDRINI, I.I.; BOLL, P.K.; BORDIN, J.; SILVEIRA, R.M.B. da; BORGES-MARTINS, M.; BOSENBECKER, C.; BRACCINI, J.; BRAUN, B.; BRITO, R.; BROWN, G.G.; BÜNEKER, H.M.; BUZATTO, C.R.; CAVALLERI, A.; CECHIN, S.Z.; COLOMBO, P.; CONSTANTINO, R.; COSTA, C.F. da; DALZOCCHIO, M.S.; OLIVEIRA, M.G. de; DIAS, R.A.; SANTOS, L.A. dos; DUARTE, A. da F.; DUARTE, J.L.P.; DURIGON, J.; SILVA, M.E. da; FERREIRA, P.P.A.; FERREIRA, T.; FERRER, J.; FERRO, V.G.; FONTANA, C.S.; FREIRE, M.D.; FREITAS, T.R.O.; GALIANO, D.; GARCIA, M.; SANTOS, T.G. dos; GOMES, L.R.P.; GONZATTI, F.; GOTTSCHALK, M.S.; GRACIOLLI, G.; GRANADA, C.E.; GRINGS, M.; GUIMARÃES, P.S.; HEYDRICH, I.; IOP, S.; JARENKOW, J.A.; JUNGBLUTH, P.; KÄFFER, M.I.; KAMINSKI, L.A.; KENNE, D.C.; KIRST, F.D.; KROLOW, T.K.; KRÜGER, R.F.; KUBIAK, B.B.; LEAL-ZANCHET, A.M.; LOEBMANN, D.; LUCAS, D.B.; LUCAS, E.M.; LUZA, A.L.; MACHADO, I.F.; MADALOZZO, B.; MAESTRI, R.; MALABARBA, L.R.; MANEYRO, R.; MARINHO, M.A.T.; MARQUES, R.; MARTA, K. da S.; MARTINS, D. da S.; MARTINS, G. da S.; MARTINS, T.R.; MELLO, A.S. de; MELLO, R.L.; MENDONÇA JUNIOR, M. de S.; MORAIS, A.B.B. de; MOREIRA, F.F.F.; MOREIRA, L.F.B.; MOURA, L. de A.; NERVO, M.H.; OTT, R.; PALUDO, P.; PASSAGLIA, L.M.P.; PÉRICO, E.; PETZOLD, E.S.; PIRES, M.M.; POPPE, J.L.; QUINTELA, F.M.; RAGUSE-QUADROS, M.; PEREIRA, M.J.R.; RENNEN, S.; RIBEIRO, F.B.; RIBEIRO, J.R.I.; RODRIGUES, E.N.L.; RODRIGUES, P.E.S.; ROMANOWSKI, H.P.; RUSCHEL, T.P.; SACCOL, S. da S.A.; SAVARIS, M.; SILVEIRA, F.S.; SCHMITZ, H.J.; SIEGLOCH, A.E.; SIEWERT, R.R.; SILVA FILHO, P.J.S. da; SOARES, A.G.; SOMAVILLA, A.; SPEROTTO, P.; SPIES, M.R.; TIRELLI, F.P.; TOZETTI, A.M.; VERRASTRO, L.; ELY, C.V.; SILVA, Â.Z. da; ZANK, C.; ZEFA, E.; OVERBECK, G.E. 12.500+ and counting: biodiversity of the Brazilian Pampa. **Frontiers of Biogeography**, v.15, e59288, 2023. DOI: <https://doi.org/10.21425/F5FBG59288>.
- ANDRADE, C.F. de; DUARTE, J.B.; BARBOSA, M.L.F.; ANDRADE, M.D. de; OLIVEIRA, R.O. de; DELGADO, R.C.; PEREIRA, M.G.; BATISTA, T.S.; TEODORO, P.E. Fire outbreaks in extreme climate years in the State of Rio de Janeiro, Brazil. **Land Degradation and Development**, v.30, p.1379-1389, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.3327>.

- ANDRADE, H.S.F. de. **Manejo de gado bovino para a restauração do cerrado**. 2021. 67p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- ARAÚJO, F.M. de; FERREIRA, L.G.; ARANTES, A.E. Distribution patterns of burned areas in the Brazilian biomes: an analysis based on satellite data for the 2002–2010 period. **Remote Sensing**, v.4, p.1929-1946, 2012. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs4071929>.
- ARCHER, S.R.; ANDERSEN, E.M.; PREDICK, K.I.; SCHWINNING, S.; STEIDL, R.J.; WOODS, S.R. Woody plant encroachment: causes and consequences. In: BRISKE, D.D. (Ed.) **Rangeland Systems: processes, management and challenges**. Cham: Springer Series on Environmental Management, 2017. p.25-83. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_2.
- ARRUDA, F.V.; TERESA, F.B.; LAYME, V.M.G.; VICENTE, R.E.; CAMAROTA, F.; IZZO, T.J. Fire and flood: how the Pantanal ant communities respond to multiple disturbances? **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.20, p.197-204, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2022.04.002>.
- BAGGIO, R.; OVERBECK, G.E.; DURIGAN, G.; PILLAR, V.D. To graze or not to graze: a core question for conservation and sustainable use of grassy ecosystems in Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.19, p.256-266, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.002>.
- BARBOSA, E.G.; PIVELLO, V.R.; MEIRELLES, S.T. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian cerrados. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.51, p.825-831, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1516-89132008000400021>.
- BARBOSA, M.L.F.; HADDAD, I.; NASCIMENTO, A.L. da S.; SILVA, G.M. da; VEIGA, R.M. da; HOFFMANN, T.B.; SOUZA, A.R. de; DALAGNOL, R.; STREHER, A.S.; PEREIRA, F.R.S.; ARAGÃO, L.E.O. e C. de; ANDERSON, L.O. Compound impact of land use and extreme climate on the 2020 fire record of the Brazilian Pantanal. **Global Ecology and Biogeography**, v.31, p.1960-1975, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.13563>.
- BARBOSA, R.I.; CAMPOS, C.; PINTO, F.; FEARNSIDE, P.M. The “Lavrados” of Roraima: biodiversity and conservation of Brazil’s Amazonian Savannas. **Functional Ecosystems and Communities**, v.1, p.29-41, 2007.
- BARDGETT, R.D.; BULLOCK, J.M.; LAVOREL, S.; MANNING, P.; SCHAFFNER, U.; OSTLE, N.; CHOMEL, M.; DURIGAN, G.; FRY, E.L.; JOHNSON, D.; LAVALLEE, J.M.; LE PROVOST, G.; LUO, S.; PNG, K.; SANKARAN, M.; HOU, X.; XHOU, H.; MA, L.; REN, W.; LI, X.; DING, Y.; LI, Y.; SHI, H. Combatting global grassland degradation. **Nature Reviews Earth & Environment**, v.2, p.720-735, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00207-2>.
- BARROS, A.E.; MORATO, R.G.; FLEMING, C.H.; PARDINI, R.; OLIVEIRA-SANTOS, L.G.R.; TOMAS, W.M.; KANTEK, D.L.Z.; TORTATO, F.R.; FRAGOSO, C.E.; AZEVEDO, F.C.C.; THOMPSON, J.J.; PRADO, P.I. Wildfires disproportionately affected jaguars in the Pantanal. **Communications Biology**, v.5, art.1028, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1038/s42003-022-03937-1>.
- BEHLING, H.; JESKE-PIERUSCHKA, V.; SCHÜLER, L.; PILLAR, V.D. Dinâmica dos campos do sul do Brasil durante o Quaternário tardio. In: PILLAR, V.D.; MÜLLER, S.C.; CASTILHOS, Z.M. de S.; JACQUES, A.V.Á. (Ed.). **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. p.13-25.
- BEHLING, H.; PILLAR, V.D. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern *Araucaria* forest and grassland ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v.362, p.243-251, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1984>.
- BLANCO, C.C.; SCHEITER, S.; SOSINSKI, E.; FIDELIS, A.; ANAND, M.; PILLAR, V.D. Feedbacks between vegetation and disturbance processes promote long-term persistence of forest-grassland mosaics in south Brazil. **Ecological Modelling**, v.291, p.224-232, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.07.024>.
- BLÁZQUEZ, J.; SOLMAN SILVINA, A. Multiscale precipitation variability and extremes over South America: analysis of future changes from a set of CORDEX regional climate model simulations. **Climate Dynamics**, v.55, p.2089-2106, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00382-020-05370-8>.
- BOAVISTA, L. da R.; TRINDADE, J.P.P.; OVERBECK, G.E.; MÜLLER, S.C. Effects of grazing regimes on the temporal dynamics of grassland communities. **Applied Vegetation Science**, v.22, p.326-335, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12432>.
- BOLFE, É.L.; PARREIRAS, T.C.; SILVA, L.A.P. da; SANO, E.E.; BETTIOL, G.M.; VICTORIA, D. de C.; SANCHES, I.D.; VICENTE, L.E. Mapping agricultural Intensification in the Brazilian Savanna: a machine learning approach using harmonized data from Landsat Sentinel-2. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v.12, art.263, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijgi12070263>.
- BORGES, S.L.; FERREIRA, M.C.; WALTER, B.M.T.; dos SANTOS, A.C. dos; SCARIOT, A.O.; SCHMIDT, I.B. Secondary succession in swamp gallery forests along 65 fallow years after shifting cultivation. **Forest Ecology and Management**, v.529, art.120671, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120671>.
- BORGHETTI, F.; BARBOSA, E.; RIBEIRO, L.; RIBEIRO, J.F.; MACIEL, E.; WALTER, B.M.T. Fitogeografia das savanas sul-americanas. **Heringeriana**, v.17, e918014, 2023. DOI: <https://doi.org/10.17648/heringeriana.v17i1.918014>.
- BORGHETTI, F.; BARBOSA, E.; RIBEIRO, L.; RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. South American savannas. In: SCOGINGS, P.F.; SANKARAN, M. (Ed.). **Savanna woody plants and large herbivores**. Hoboken: Wiley, 2019. p.77-122. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781119081111.ch4>.
- BOWMAN, D.M.J.S.; KOLDEN, C.A.K.; ABATZOGLOU, J.T.; JOHNSTON, F.H.; VAN DER WERF, G.R.; FLANNIGAN, M. Vegetation fires in the Anthropocene. **Nature Reviews Earth & Environment**, v.1, p.500-515, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0085-3>.

- BOWMAN, D.M.J.S.; PERRY, G.L.W.; HIGGINS, S.I.; JOHNSON, C.N.; FUHLENDORF, S.D.; MURPHY, B.P. Pyrodiversity is the coupling of biodiversity and fire regimes in food webs. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v.371, art.20150169, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0169>.
- BRAITHWAITE, R.W. Effects of fire regimes on lizards in the wet-dry tropics of Australia. **Journal of Tropical Ecology**, v.3, p.265-275, 1987. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467400002145>.
- BRASIL. Câmara dos Deputados. **Projeto de Lei 11276/2018**. Institui a Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo; e altera as Leis nºs 7.735, de 22 de fevereiro de 1989, 12.651, de 25 de maio de 2012 (Código Florestal), e 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Brasília, 2018. Disponível em: <<https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=2190265>>. Acesso em: 1 ago. 2023.
- BRASIL. Decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008. Regulamenta dispositivos da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. **Diário Oficial da União**, 24 nov. 2008. Seção1, p.1-5. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/2008/decreto-6660-21-novembro-2008-584236-publicacaooriginal-107002-pe.html>>. Acesso em: 28 jul. 2023.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 28 maio 2012. Seção1, p.1-8. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 14 jul. 2023.
- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III, e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, 19 jul. 2000. Seção1, p.1. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/indef/lei/2000/lei-9985-18-julho-2000-359708-publicacaooriginal-1-pl.html>>. Acesso em: 28 jul. 2023.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Instrução Normativa nº 2, de 5 de maio de 2014**. Dispõe sobre os procedimentos para a integração, execução e compatibilização do Sistema de Cadastro Ambiental Rural-SICAR e define os procedimentos gerais do Cadastro Ambiental Rural-CAR. Brasília, 2014. Disponível em: <https://www.car.gov.br/leis/IN_CAR.pdf>. Acesso em: 17 abr. 2024.
- BRASIL. Senado Federal. **Projeto de Lei nº 135, de 2020**. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (Código Florestal), para estabelecer que áreas rurais com floresta nativa submetidas a queimadas ilegais serão destinadas a reflorestamento. Brasília, 2020. Disponível em: <<https://legis.senado.leg.br/sdleg-getter/documento?dm=8062489&ts=1695161496131&disposition=inline>>. Acesso em: 15 abr. 2024.
- BRASIL. Senado Federal. **Projeto de Lei nº 1818, de 2022 (nº 11.276/2018, na Câmara dos Deputados)**. Institui a Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo; e altera as Leis nºs 7.735, de 22 de fevereiro de 1989, 12.651, de 25 de maio de 2012 (Código Florestal), e 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Brasília, 2022. Disponível em: <<https://legis.senado.leg.br/sdleg-getter/documento?dm=9179629&ts=1688998595935&disposition=inline>>. Acesso em: 15 abr. 2024.
- BRUNEL, M.; RAMMIG, A.; FURQUIM, F.; OVERBECK, G.; BARBOSA, H.M.J.; THONICKE, K.; ROLINSKI, S. When do farmers burn pasture in Brazil: a model-based approach to determine burning date. **Rangeland Ecology & Management**, v.79, p.110-125, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rama.2021.08.003>.
- BURTON, C.; KELLEY, D.I.; JONES, C.D.; BETTS, R.A.; CARDOSO, M.; ANDERSON, L. South American fires and their impacts on ecosystems increase with continued emissions **Climate Resilience and Sustainability**, v.1, e8, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/cli2.8>.
- CAIAFA, A.N.; SILVA, A.F. da. Composição florística e espectro biológico de um campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais - Brasil. **Rodriguésia**, v.56, p.163-173, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-78602005568712>.
- CAMPOS FILHO, E.M.; MOURA, C.J.R. de; VIEIRA, D.L.M.; CELENTANO, D. **Recomendações para o monitoramento da restauração na Amazônia**. Belém: Aliança para Restauração da Amazônia, 2022.
- CANO-CRESPO, A.; TRAXL, D.; THONICKE, K. Spatio-temporal patterns of extreme fires in Amazonian forests. **European Physical Journal Special Topics**, v.230, p.3033-3044, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1140/epjs/s11734-021-00164-3>.
- CARAM, N.; CASALÁS, F.; WALLAU, M.O.; SOCA, P.; PILLAR, V.D.; CADENAZZI, M.; BOGGIANO, P. Biomass fine-scale variation is predictive of functional composition and diversity in grazed grassland. **Applied Vegetation Science**, v.26, e12714, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12714>.
- CARVALHO, P.C. de F.; SANTOS, D.T. dos; GONÇALVES, E.N.; PINTO, C.E.; NEVES, F.P.; TRINDADE, J.K. da; BREMM, C.; MEZZALIRA, J.C.; NABINGER, C.; JACQUES, A.V.A. Lotação animal em pastagens naturais: políticas, pesquisas, preservação e produtividade. In: PILLAR, V.D.; MÜLLER, S.C.; CASTILHOS, Z.M. de S.; JACQUES, A.V.Á. (Ed.). **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. p.214-228.
- CARVALHO, T.M. de; MORAIS, R.P. Paisagem do Lavrado, nordeste de Roraima, como escala espacial para gestão territorial: uma questão urbano-ambiental. **Ciência Geográfica**, v.24, p.1462-1477, 2020.
- CARVALHO, W.D. de; MUSTIN, K. The highly threatened and little known Amazonian savannahs. **Nature Ecology & Evolution**, v.1, art.0100, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0100>.
- CHEN, Y.; MORTON, D.C.; ANDELA, N.; VAN DER WERF, G.R.; GIGLIO, L. RANDERSON, J.T. A pan-tropical cascade of fire driven by El Niño/Southern Oscillation. **Nature Climate**

- Change**, v.7, p.906-911, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41558-017-0014-8>.
- CHIAVARI, J.; LOPES, C.L.; ARAUJO, J.N. de. **Onde estamos na implementação do Código Florestal? Radiografia do CAR e do PRA nos Estados brasileiros**. ed.2021. Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative, 2021. Disponível em: <<https://www.climatepolicyinitiative.org/wp-content/uploads/2021/12/REL-WEB-Onde-Estamos-2021-2.pdf>>. Acesso em: 25 nov. 2023.
- CHIDUMAYO, E.N. Effect of tillage, clipping and climate on grass phytomass in a Zambian savanna. **Journal of Tropical Ecology**, v.19, p.407-415, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467403003456>.
- CHOAT, B.; JANSEN, S.; BRODRIBB, T.J.; COCHARD, H.; DELZON, S.; BHASKAR, R.; BUCCI, S.J.; FEILD, T.S.; GLEASON, S.M.; HACKE, U.G.; JACOBSEN, A.L.; LENS, F.; MAHERALI, H.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; MAYR, S.; MENCUCCINI, M.; MITCHELL, P.J.; NARDINI, A.; PITTMANN, J.; PRATT, R.B.; SPERRY, J.S.; WESTOBY, M.; WRIGHT, I.J.; ZANNE, A.E. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. **Nature**, v.491, p.752-755, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature11688>.
- CIANCIARUSO, M.V.; SILVA, I.A. da; BATALHA, M.A. Aboveground biomass of functional groups in the ground layer of savannas under different fire frequencies. **Australian Journal of Botany**, v.58, p.169-174, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1071/BT09136>.
- COELHO, C.A.S.; CAVALCANTI, I.A.F.; COSTA, S.M.S.; FREITAS, S.R.; ITO, E.R.; LUZ, G.; SANTOS, A.F.; NOBRE, C.A.; MARENGO, J.A.; PEZZA, A.B. Climate diagnostics of three major drought events in the Amazon and illustrations of their seasonal precipitation predictions. **Meteorological Applications**, v.19, p.237-255, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1002/met.1324>.
- COELHO, L.A.; RITTER, C.D.; LIMA, A.P.; CINTRA, R.; MAGNUSSON, W.E.; SANAIOTTI, T.M. 2023. Effects of fire regime on the bird community in an Amazonian savanna. **Biodiversity and Conservation**, v.23, p.3893-3913, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02665-0>.
- COLLI-SILVA, M.; VASCONCELOS, T.N.C.; PIRANI, J.R. Outstanding plant endemism levels strongly support the recognition of campo rupestre provinces in mountaintops of eastern South America. **Journal of Biogeography**, v.46, p.1723-1733, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.13585>.
- CORREA, C.M.A.; AUDINO, L.D.; HOLDBROOK, R.; BRAGA, R.F.; MENÉNDEZ, R.; LOUZADA, J. Successional trajectory of dung beetle communities in a tropical grassy ecosystem after livestock grazing removal. **Biodiversity and Conservation**, v.29, p.2311-2328, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01975-x>.
- CORREA, D.B.; ALCÂNTARA, E.; LIBONATI, R.; MASSI, K.G.; PARK, E. Increased burned area in the Pantanal over the past two decades. **Science of the Total Environment**, v.835, art.155386, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155386>.
- COSTA, D.F.; GOMES, H.B.; SILVA, M.C.L.; ZHOU, L. The most extreme heat waves in Amazonia happened under extreme dryness. **Climate Dynamics**, v.59, p.281-295, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00382-021-06134-8>.
- COSTA, I.R. da; ARAÚJO, F.S. de; LIMA-VERDE, L.W. Flora e aspectos auto-ecológicos de um enclave de cerrado na chapada do Araripe, Nordeste do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.18, p.759-770, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062004000400006>.
- COUTINHO, L.M. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. I – A temperatura do solo durante as queimadas. **Revista Brasileira de Botânica**, v.1, p.93-96, 1978a.
- COUTINHO, L.M. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. II – As queimadas e a dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo-subarbustivo. **Boletim de Botânica**, v.5, p.57-64, 1977. DOI: <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9052.v5i0p57-63>.
- COUTINHO, L.M. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. III – A precipitação atmosférica de nutrientes minerais. **Revista Brasileira de Botânica**, v.2, p.97-101, 1979.
- COUTINHO, L.M. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: GOLDAMMER, J.G. (Ed.). **Fire in the Tropical Biota: ecosystem processes and global challenges**. New York: Springer-Verlag, 1990. p.82-105. (Ecological Studies, 84). DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-75395-4_6.
- COUTINHO, L.M. O conceito de cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, v.1, p.17-23, 1978b.
- CUNHA, A.P.M.A.; ZERI, M.; LEAL, K.D.; COSTA, L.; CUARTAS, L.A.; MARENGO, J.A.; TOMASELLA, J.; VIEIRA, R.M.; BARBOSA, A.A.; CUNNINGHAM, C.; GARCIA, J.V.C.; BROEDEL, E.; ALVALÁ, R.; RIBEIRO-NETO, G. Extreme drought events over Brazil from 2011 to 2019. **Atmosphere**, v.10, art.642, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/atmos10110642>.
- CUNHA, C.N.; JUNK, W.J. Landscape units of the Pantanal: structure, function, and human use. In: JUNK, W.J.; SILVA, C.J. da; CUNHA, K.N. da; WANTZEN, K.M. (Ed.). **The Pantanal: ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**. Sofia: Pensoft, 2010. p.301-326.
- DAMASCENO-JUNIOR, G.A.; PEREIRA, A. de M.M.; OLDELAND, J.; PAROLIN, P.; POTT, A. Fire, flood and Pantanal vegetation. In: DAMASCENO-JUNIOR, G.A.; POTT, A. (Ed.). **Flora and Vegetation of the Pantanal Wetland**. Cham: Springer, 2021a. p.661-688. (Plant and vegetation, 18). DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-83375-6_18.
- DAMASCENO-JUNIOR, G.A.; ROQUE, F. de O.; GARCIA, L.C.; RIBEIRO, D.B.; TOMAS, W.M.; SCREMIN-DIAS, E.; DIAS, F.A.; LIBONATI, R.; RODRIGUES, J.A.; SANTOS, F.L.M.; PEREIRA, A. de M.M.; SOUZA, E.B. de; REIS, L.K.; OLIVEIRA, M. da R.; SOUZA, A.H. de A.; MANRIQUE-PINEDA, D.A.; FERREIRA, B.H. dos S.; BORTOLOTTI, I.M.; POTT, A. Lessons to be learned from the wildfire catastrophe of 2020 in the Pantanal wetland. **Wetland Science and Practice**, v.38, p.107-115, 2021b. DOI: <https://doi.org/10.1672/UCRT083-212>.
- DLAMINI, P.; CHIVENGE, P.; CHAPLOT, V. Overgrazing decreases soil organic carbon stocks the most under dry climates and low soil pH: a meta-analysis shows. **Agriculture**,

- Ecosystems & Environment**, v.221, p.258-269, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.026>.
- DUFFY, P.B.; BRANDO, P.; ASNER, G.P.; FIELD, C.B. Projections of future meteorological drought and wet periods in the Amazon. **PNAS**, v.112, p.13172-13177, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1421010112>.
- DURIGAN, G. Zero-fire: not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. **Flora**, v.268, art.151612, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151612>.
- DURIGAN, G.; PILON, N.A.L.; SOUZA, F.M.; MELO, A.C.G.; RÉ, D.S.; SOUZA, S.C.P.M. Low-intensity cattle grazing is better than cattle exclusion to drive secondary savannas toward the features of native Cerrado vegetation. **Biotropica**, v.54, p.789-800, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.13105>.
- DURIGAN, G.; RATTER, J.A. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962–2000. **Edinburgh Journal of Botany**, v.63, p.119-130, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0960428606000357>.
- EITEN, G. The Cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review**, v.38, p.201-341, 1972. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02859158>.
- ELOY, L.; SCHMIDT, I.B.; BORGES, S.L.; FERREIRA, M.C.; SANTOS, T.A. dos. Seasonal fire management by traditional cattle ranchers prevents the spread of wildfire in the Brazilian Cerrado. **Ambio**, v.48, p.890-899, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1118-8>.
- ESPINOZA, J.-C.; MARENGO, J.A.; SCHONGART, J.; JIMENEZ, J.C. The new historical flood of 2021 in the Amazon River compared to major floods of the 21st century: atmospheric features in the context of the intensification of floods. **Weather and Climate Extremes**, v.35, art.100406, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wace.2021.100406>.
- FEDRIGO J.K.; ATAIDE, P.F.; AZAMBUJA FILHO, J.; OLIVEIRA, L.V.; JAURENA, M.; LACA, E.A.; OVERBECK, G.E.; NABINGER, C. Temporary grazing exclusion promotes rapid recovery of species richness and productivity in a long-term overgrazed Campos grassland. **Restoration Ecology**, v.26, p.677-685, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.12635>.
- FERNANDES, G.W.; ARANTES-GARCIA, L.; BARBOSA, M.; BARBOSA, N.P.U.; BATISTA, E.K.L.; BEIROZ, W.; RESENDE, F.M.; ABRAHÃO, A.; ALMADA, E.D.; ALVES, E.; ALVES, N.J.; ANGRISANO, P.; ARISTA, M.; ARROYO, J.; ARRUDA, A.J.; BAHIA, T. de O.; BRAGA, L.; BRITO, L.; CALLISTO, M.; CAMINHA-PAIVA, D.; CARVALHO, M.; CONCEIÇÃO, A.A.; COSTA, L.N.; CRUZ, A.; CUNHA-BLUM, J.; DAGEVOS, J.; DIAS, B.F.S.; PINTO, V.D.; DIRZO, R.; DOMINGOS, D.Q.; ECHTERNACHT, L.; FERNANDES, S.; FIGUEIRA, J.E.C.; FIORINI, C.F.; GIULIETTI, A.M.; GOMES, A.; GOMES, V.M.; GONTIJO, B.; GOULART, F.; GUERRA, T.J.; JUNQUEIRA, P.A.; LIMA-SANTOS, D.; MARQUES, J.; MEIRA-NETO, J.; MIOLA, D.T.B.; MORELLATO, L.P.C.; NEGREIROS, D.; NEIRE, E.; NEVES, A.C.; NEVES, F.S.; NOVAIS, S.; OKI, Y.; OLIVEIRA, E.; OLIVEIRA, R.S.; PIVARI, M.O.; PONTES JUNIOR, E.; RANIERI, B.D.; RIBAS, R.P.; SCARIOT, A.; SCHAEFER, C.E.; SENA, L.; SILVA, P.G. da; SIQUEIRA, P.R.; SOARES, N.C.; SOARES-FILHO, B.; SOLAR, R.; TABARELLI, M.; VASCONCELLOS, R.; VILELA, E.; SILVEIRA, F.A.O. Biodiversity and ecosystem services in the Campo Rupestre: a road map for the sustainability of the hottest Brazilian biodiversity hotspot. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.18, p.213-222, 2020a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.004>.
- FERNANDES, G.W.; BAHIA, T. de O.; ALMEIDA, H.A.; CONCEIÇÃO, A.A.; LOUREIRO, C.G.; LUZ, G.R.; NEVES, A.C.O.; OKI, Y.; PEREIRA, G.C.N.; PIRANI, J.R.; VIANA, P.L.; NEGREIROS, D. Floristic and functional identity of rupestrian grasslands as a subsidy for environmental restoration and policy. **Ecological Complexity**, v.43, art.100833, 2020b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2020.100833>.
- FERON, S.; CORDERO, R.R.; DAMIANI, A.; LLANILLO, P.J.; JORQUERA, J.; SEPULVEDA, E.; ASENSIO, V.; LAROZE, D.; LABBE, F.; CARRASCO, J.; TORRES, G. Observations and projections of heat waves in South America. **Scientific Reports**, v.9, art.8173, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44614-4>.
- FERREIRA, B.H. dos S.; OLIVEIRA, M. da R.; FERNANDES, R.A.M.; NACAGAVA, V.A.F.; ARGUELHO, B.A.; RIBEIRO, D.B.; POTT, A.; DAMASCENO JUNIOR, G.A.; GARCIA, L.C. Flowering and fruiting show phenological complementarity in both trees and non-trees in mosaic-burnt floodable savanna. **Journal of Environmental Management**, v.337, art.117665, 2023a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117665>.
- FERREIRA, B.H. dos S.; OLIVEIRA, M. da R.; RODRIGUES, J.A.; FONTOURA, F.M.; GUEDES, N.M.R.; SZABO, J.K.; LIBONATI, R.; GARCIA, L.C. Wildfires jeopardize habitats of Hyacinth Macaw (*Anodorhynchus hyacinthinus*), a flagship species for the conservation of the Brazilian Pantanal. **Wetlands**, v.43, art.47, 2023b. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13157-023-01691-6>.
- FERREIRA, P.M.A.; ANDRADE, B.O.; PODGAISKI, L.R.; DIAS, A.C.; PILLAR, V.D.; OVERBECK, G.E.; MENDONÇA JR, M. de S.; BOLDRINI, I.I. Long-term ecological research in southern Brazil grasslands: effects of grazing exclusion and deferred grazing on plant and arthropod communities. **PLoS ONE**, v.15, e0227706, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227706>.
- FIDELIS, A.; ALVARADO, S.T.; BARRADAS, A.C.S.; PIVELLO, V.R. The year 2017: megafires and management in the Cerrado. **Fire**, v.1, art.49, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/fire1030049>.
- FIDELIS, A.; BLANCO, C.C.; MÜLLER, S.C.; PILLAR, V.D.; PFADENHAUER, J. Short-term changes caused by fire and mowing in Brazilian Campos grasslands with different long-term fire histories. **Journal of Vegetation Science**, v.23, p.552-562, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01364.x>.
- FIDELIS, A.; ZIRONDI, H.L.; ROSSATTO, D.R.; ZANZARINI, V. Fire stimulates grass flowering in the Cerrado independent of season. **Journal of Vegetation Science**, v.33, e13125, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.13125>.
- FLORA E FUNGA DO BRASIL. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 7 fev. 2023.

- FLORES, B.M.; DECHOUM, M.S.; SCHMIDT, I.B.; HIROTA, M.; ABRAHÃO, A.; VERONA, L.; PECORAL, L.L.F.; CURE, M.B.; GILES, A.L.; COSTA, P. de B.; PAMPLONA, M.B.; MAZZOCHINI, G.G.; GROENENDIJK, P.; MINSKI, G.L.; WOLFSDORF, G.; SAMPAIO, A.B.; PICCOLO, F.; MELO, L.; LIMA, R.F. de; OLIVEIRA, R.S. Tropical riparian forests in danger from large savanna wildfires. **Journal of Applied Ecology**, v.58, p.419-430, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13794>.
- FONSECA, M.G.; ALVES, L.M.; AGUIAR, A.P.D.; ARAI, E.; ANDERSON, L.O.; ROSAN, T.M.; SHIMABUKURO, Y.E.; ARAGÃO, L.E.O. e C. Effects of climate and land use change scenarios on fire probability during the 21st century in the Brazilian Amazon. **Global Change Biology**, v.25, p.2931-2946, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14709>.
- FURLEY, P.A.; REES, R.M.; RYAN, C.M.; SAIZ, G. Savanna burning and the assessment of long-term fire experiments with particular reference to Zimbabwe. **Progress in Physical Geography**, v.32, p.611-634, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1177/0309133308101383>.
- GARCIA, L.C.; SZABO, J.K.; ROQUE, F. de O.R.; PEREIRA, A. de M.M.; CUNHA, C.N. da; DAMASCENO-JÚNIOR, G.A.; MORATO, R.G.; TOMAS, W.M.; LIBONATI, R.; RIBEIRO, D.B. Record-breaking wildfires in the world's largest continuous tropical wetland: integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans. **Journal of Environmental Management**, v.293, art.112870, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112870>.
- GARDA, A.B. **Dano e recuperação pós-fogo em espécies lenhosas do cerrado: fogo após 18 anos de proteção versus queimadas bienais em três épocas distintas**. 2018. 59p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília.
- GEIRINHAS, J.L.; RUSSO, A.; LIBONATI, R.; SOUSA, P.M.; MIRALLES, D.G.; TRIGO, R.M. Recent increasing frequency of compound summer drought and heatwaves in Southeast Brazil. **Environmental Research Letters**, v.16, art.034036, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abe0eb>.
- GEIRINHAS, J.L.; RUSSO, A.C.; LIBONATI, R.; MIRALLES, D.G.; SOUSA, P.M.; WOUTERS, H.; TRIGO, R.M. The influence of soil dry-out on the record-breaking hot 2013/2014 summer in Southeast Brazil. **Scientific Reports**, v.12, art.5836, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-09515-z>.
- GEIRINHAS, J.L.; TRIGO, R.M.; LIBONATI, R.; COELHO, C.A.S.; PALMEIRA, A.C. Climatic and synoptic characterization of heat waves in Brazil. **International Journal of Climatology**, v.38, p.1760-1776, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.5294>.
- GETIRANA, A.; LIBONATI, R.; CATALDI, M. Brazil is in water crisis - it needs a drought plan. **Nature**, v.600, p.218-220, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/d41586-021-03625-w>.
- GIBSON, D.J. **Grasses and grassland ecology**. Oxford: Oxford University Press, 2009. 305p. DOI: <https://doi.org/10.1093/oso/9780198529187.001.0001>.
- GILLSON, L.; WHITLOCK, C.; HUMPHREY, G. Resilience and fire management in the Anthropocene. **Ecology and Society**, v.24, art.14, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5751/ES-11022-240314>.
- GIRARD, P. Hydrology of surface and ground waters in the Pantanal floodplains. In: JUNK, W.J.; SILVA, C.J. da; CUNHA, K.N. da; WANTZEN, K.M. (Ed.). **The Pantanal: ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**. Sofia: Pensoft, 2010. p.103-126.
- GOIÁS (Estado). **Decreto nº 9.909, de 20 de julho de 2021**. Institui o Comitê Estadual de Gestão de Incêndios Florestais e dá outras providências. Goiânia, 2021. Disponível em: <<https://legisla.casacivil.go.gov.br/api/v2/pesquisa/legislacoes/104213/pdf>>. Acesso em: 25 nov. 2023.
- GOMES, G.D.; NUNES, A.M.B.; LIBONATI, R.; AMBRIZZI, T. Projections of subcontinental changes in seasonal precipitation over the two major river basins in South America under an extreme climate scenario. **Climate Dynamics**, v.58, p.1147-1169, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00382-021-05955-x>.
- GONÇALVES, R.V.S.; CARDOSO, J.C.F.; OLIVEIRA, P.E.; OLIVEIRA, D.C. Changes in the Cerrado vegetation structure: insights from more than three decades of ecological succession. **Web Ecology**, v.21, p.55-64, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5194/we-21-55-2021>.
- GUERRA, A.; OLIVEIRA, P.T.S. de; ROQUE, F. de O.; ROSA, I.M.D.; OCHOA-QUINTERO, J.M.; GUARIENTO, R.D.; COLMAN, C.B.; DIB, V.; MAIOLI, V.; STRASSBURG, B.; GARCIA, L.C. The importance of Legal Reserves for protecting the Pantanal biome and preventing agricultural losses. **Journal of Environmental Management**, v.260, art.110128, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110128>.
- HARDESTY, J.; MYERS, R.; FULKS, W. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. **The George Wright Forum**, v.22, p.78-87, 2005.
- HARLEY, R.M. Introdução. In: STANNARD, B.L. (Ed.). **Flora of the Pico das Almas**: Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. Kew: Royal Botanic Gardens, 1995. p.43-76.
- HASENACK, H.; WEBER, E.J.; BOLDRINI, I.I.; TREVISAN, R.; FLORES, C.A.; DEWES, H. Biophysical delineation of grassland ecological systems in the State of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. **Iheringia, Série Botânica**, v.78, e2023001, 2023. DOI: <https://doi.org/10.21826/2446-82312023v78e2023001>.
- HOFMANN, G.S.; CARDOSO, M.F.; ALVES, R.J.V.; WEBER, E.J.; BARBOSA, A.A.; TOLEDO, P.M. de; PONTUAL, F.B.; SALLES, L. de O.; HASENACK, H.; CORDEIRO, J.L.P.; AQUINO, F.E.; OLIVEIRA, L.F.B. de. The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. **Global Change Biology**, v.27, p.4060-4073, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15712>.
- HOLECHEK, J.L.; GELI, H.M.E.; CIBILS, A.F.; SAWALHAH, M.N. Climate Change, Rangelands, and Sustainability of Ranching in the Western United States. **Sustainability**, v.12, art.4942, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/su12124942>.
- HONDA, E.A.; DURIGAN, G. Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v.371, art.20150313, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0313>.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Biomass e sistemas costeiros-marinho do Brasil 2019**. Rio de Janeiro,

2013. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15842-biomas.html?edicao=25799&t=sobre>>. Acesso em: 1 maio 2023.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2.ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro, 2012. 275p.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Território**. Disponível em: <<https://brasilemsintese.ibge.gov.br/territorio.html>>. Acesso em: 1 ago. 2023.
- IEF. Instituto Estadual de Floresta. Portaria IEF nº 86, de 4 de agosto de 2020. Estabelece o procedimento para requerimento de manejo de fogo como estratégia de prevenção a incêndios florestais no interior e no entorno das unidades de conservação estaduais e para interposição de recurso na hipótese de indeferimento do requerimento. **Minas Gerais: Caderno 1: Diário do Executivo**, 5 ago. 2020. p.11.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Risco de incêndio**. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/paginas/incendio>>. Acesso em: 18 abr. 2024.
- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. [**Programa Queimadas**]. Disponível em: <<http://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>>. Acesso em: 18 abr. 2024.
- IPCC. **Climate Change 2022: Impacts, adaptation, and vulnerability**. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2022. Editors: Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Tignor, M., Poloczanska, E.S., Mintenbeck, K., Alegría, A., Craig, M., Langsdorf, S., Löschke, S., Möller, V., Okem, A., and Rama, B. DOI: <https://doi.org/10.1017/9781009325844>.
- IPCC. **Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems**. Cambridge: Cambridge University Press, 2019. Editors: P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley. DOI: <https://doi.org/10.1017/9781009157988>.
- IVORY, S.J.; McGLUE, M.M.; SPERA, S.; SILVA, A.; BERGIER, I. Vegetation, rainfall, and pulsing hydrology in the Pantanal, the world's largest tropical wetland. **Environmental Research Letters**, v.14, art.124017, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4ffe>.
- JIMÉNEZ-MUÑOZ, J.C.; SOBRINO, J.A.; MATTAR, C.; MALHI, Y. Spatial and temporal patterns of the recent warming of the Amazon forest. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v.118, p.5204-5215, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1002/jgrd.50456>.
- JOLLY, W.M.; COCHRANE, M.A.; FREEBORN, P.H.; HOLDEN, Z.A.; BROWN, T.J.; WILLIAMSON, G.J.; BOWMAN, D.M.J.S. Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. **Nature Communications**, v.6, p.1-11, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1038/ncomms8537>.
- JUNK, W.J.; CUNHA, C.N. da; SILVA, C.J. da; WANTZEN, K.M. The Pantanal: a large South American wetland and its position in limnological theory. In: JUNK, W.J.; SILVA, C.J. da; CUNHA, K.N. da; WANTZEN, K.M. (Ed.). **The Pantanal: ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**. Sofia: Pensoft, 2010. p.23-44.
- KOLBEK, J.; ALVES, R.J.V. Impacts of cattle, fire and wind in rocky savannas, southeastern Brazil. **Acta Universitatis Carolinae Environmentalica**, v.22, p.111-130, 2008.
- KOPROSKI, L. de P.; BATISTA, A.C.; SOARES, R.V. Ocorrências de incêndios florestais no Parque Nacional de Ilha Grande - Brasil. **Floresta**, v.34, p.193-197, 2004. DOI: <https://doi.org/10.5380/rf.v34i2.2395>.
- KOPROSKI, L.; MANGINI, P.R.; PACHALY, J.R.; BATISTA, A.C.; SOARES, R.V. 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, p.129-133, 2006.
- KUMAR, S.; GETIRANA, A.; LIBONATI, R.; HAIN, C.; MAHANAMA, S.; ANDELA, N. Changes in land use enhance the sensitivity of tropical ecosystems to fire-climate extremes. **Scientific Reports**, v.12, art.964, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-05130-0>.
- Le PAGE, Y.; MORTON, D.; HARTIN, C.; BOND-LAMBERTY, B.; PEREIRA, J.M.C.; HURTT, G.; ASRAR, G. Synergy between land use and climate change increases future fire risk in Amazon forests. **Earth System Dynamics**, v.8, p.1237-1246, 2017. DOI: <https://doi.org/10.5194/esd-8-1237-2017>.
- Le STRADIC, S.; HERNANDEZ, P.; FERNANDES, G.W.; BUISSON, E. Regeneration after fire in campo rupestre: short- and long-term vegetation dynamics. **Flora**, v.238, p.191-200, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2016.12.001>.
- LEE, K.N. Appraising adaptive management. **Conservation Ecology**, v.3, art.3, 1999. Disponível em: <<http://www.consecol.org/vol3/iss2/art3/>>. Acesso em: 12 ago. 2023.
- LIBONATI, R.; DaCAMARA, C.C.; PERES, L.F.; CARVALHO, L.A.S. de; GARCIA, L.C. Rescue Brazil's burning Pantanal wetlands. **Nature**, v.588, p.217-219, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/d41586-020-03464-1>.
- LIBONATI, R.; GEIRINHAS, J.L.; SILVA, P.S.; RUSSO, A.; RODRIGUES, J.A.; BELÉM, L.B.C.; NOGUEIRA, J.; ROQUE, F.O.; DaCAMARA, C.C.; NUNES, A.M.B.; MARENGO, J.A.; TRIGO, R.M. Assessing the role of compound drought and heatwave events on unprecedented 2020 wildfires in the Pantanal. **Environmental Research Letters**, v.17, art.015005, 2022a. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac462e>.
- LIBONATI, R.; GEIRINHAS, J.L.; SILVA, P.S.; SANTOS, D.M. dos; RODRIGUES, J.A.; RUSSO, A.; PERES, L.F.; NARCIZO, L.; GOMES, M.E.R.; RODRIGUES, A.P.; DaCAMARA, C.C.; PEREIRA, J.M.C.; TRIGO, R.M. Drought-heatwave nexus in Brazil and related impacts on health and fires: a comprehensive review. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v.1517, p.44-62, 2022b. DOI: <https://doi.org/10.1111/nyas.14887>.
- LIBONATI, R.; PEREIRA, J.M.C.; Da CAMARA, C.C.; PERES, L.F.; OOM, D.; RODRIGUES, J.A.; SANTOS, F.L.M.;

- TRIGO, R.M.; GOUVEIA, C.M.P.; MACHADO-SILVA, F.; ENRICH-PRAST, A.; SILVA, J.M.N. Twenty-first century droughts have not increasingly exacerbated fire season severity in the Brazilian Amazon. **Scientific Reports**, v.11, art.4400, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-82158-8>.
- LIMA, R.; BERTAGLIA, G.; VIEIRA, D.; ANTONIAZZI, L.; MALTA, E.; VON GLEHN, H.C.; RESENDE, R.; VIVEIROS, F.R.; REGUERO, F. **Os indicadores de resultado na restauração da vegetação nativa**. São Paulo: Agroicone, 2020.
- LONGHI-WAGNER, H.M.; WELKER, C.A.D.; WAECHTER, J.L. Floristic affinities in montane grasslands in eastern Brazil. **Systematics and Biodiversity**, v.10, p.537-550, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1080/14772000.2012.753487>.
- LOPES, R.P.; PEREIRA, J.C.; KERBER, L.; DILLENBURG, S.R. The extinction of the Pleistocene megafauna in the Pampa of southern Brazil. **Quaternary Science Reviews**, v.242, art.106428, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106428>.
- MAPBIOMAS. Disponível em: <<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>>. Acesso em: 13 fev. 2023.
- MARÇON, S.; FERREIRA, L.G. de S. (Coord.). **Agro Legal: manual técnico operacional: orientações, diretrizes e critérios aplicáveis à recomposição da vegetação nativa**. São Paulo: Secretaria de Agricultura e Abastecimento: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, 2021. 152p. Disponível em: <https://www.google.com/url?q=http://www.cati.sp.gov.br/portal/themes/unify/arquivos/produtos-e-servicos/MT%2520Programa%2520Agro%2520Legal%2520web_compres-ed.pdf&sa=D&source=docs&ust=1678103544703034&usg=AOvVaw0U7k_Jp_5ojkt5v_pVuIv4>. Acesso em: 5 abr. 2024.
- MARENGO, J.A.; ALVES, L.M.; ALVALA, R.C.S.; CUNHA, A.P.; BRITO, S.; MORAES, O.L.L. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.90, p.1973-1985, 2018. Sup.1. DOI: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720170206>.
- MARENGO, J.A.; ALVES, L.M.; TORRES, R.R. Regional climate change scenarios in the Brazilian Pantanal watershed. **Climate Research**, v.68, p.201-213, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3354/cr01324>.
- MARENGO, J.A.; AMBRIZZI, T.; BARRETO, N.; CUNHA, A.P.; RAMOS, A.M.; SKANSI, M.; MOLINA CARPIO, J.; SALINAS, R. The heat wave of October 2020 in central South America. **International Journal of Climatology**, v.42, p.2281-2298, 2022a. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.7365>.
- MARENGO, J.A.; CAMARGO, C.C. Surface air temperature trends in Southern Brazil for 1960-2002. **International Journal of Climatology**, v.28, p.893-904, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.1584>.
- MARENGO, J.A.; CUNHA, A.P.; CUARTAS, L.A.; LEAL, K.R.D.; BROEDEL, E.; SELUCHI, M.E.; MICHELIN, C.M.; BAIÃO, C.F. de P.; ANGULO, E.C.; ALMEIDA, E.K.; KAZMIERCZAK, M.L.; MATEUS, N.P.A.; SILVA, R.C.; BENDER, F. Extreme drought in the Brazilian Pantanal in 2019-2020: characterization, causes, and impacts. **Frontiers in Water**, v.3, art.639204, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.639204>.
- MARENGO, J.A.; ESPINOZA, J.C. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. **International Journal of Climatology**, v.36, p.1033-1050, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.4420>.
- MARENGO, J.A.; JIMENEZ, J.C.; ESPINOZA, J.-C.; CUNHA, A.P.; ARAGÃO, L.E.O. Increased climate pressure on the agricultural frontier in the Eastern Amazonia–Cerrado transition zone. **Scientific Reports**, v.12, art.457, 2022b. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04241-4>.
- MARIMON, B.S.; LIMA, E. de S. Caracterização fitofisionômica e levantamento florístico preliminar no pantanal dos rios Mortes-Araguaia, Cocalinho, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.15, p.213-229, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062001000200008>.
- MARTINS P.I.; BELÉM, L.B.C.; SZABO, J.K.; LIBONATI, R.; GARCIA, L.C. Prioritising areas for wildfire prevention and post-fire restoration in the Brazilian Pantanal. **Ecological Engineering**, v.176, art.106517, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106517>.
- MARTINS, A.K.E.; SCHAEFER, C.E.G.R.; SILVA, E.; SOARES, V.P.; CORRÊA, G.R.; MENDONÇA, B.A.F. de. Relações solo-geoambiente em áreas de ocorrência de Ipuca na planície do médio Araguaia - Estado do Tocantins. **Revista Árvore**, v.30, p.297-310, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622006000200017>.
- MATO GROSSO (Estado). Assembleia Legislativa do Estado de Mato Grosso. **Projeto de Lei nº 728, de 18 de agosto de 2020**. Institui o Programa Estadual de Controle do Fogo e dá outras providências. Disponível em: <<https://www.al.mt.gov.br/storage/webdisco/cp/20200818074358162100.pdf>>. Acesso em: 24 jun. 2024.
- MATO GROSSO (Estado). Lei nº 11.861, de 3 de agosto de 2022. Altera a Lei nº 8.830, de 21 de janeiro de 2008, que dispõe sobre a Política Estadual de Gestão e Proteção à Bacia do Alto Paraguai no Estado de Mato Grosso e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de Mato Grosso**, 4 ago. 2022, p.1-2. Disponível em: <https://www.iomat.mt.gov.br/legislacao/diario_oficial#955-2022-8-1>. Acesso em: 13 fev. 2023.
- MATO GROSSO DO SUL. (Estado). Decreto nº 14.273, de 8 de outubro de 2015. Dispõe sobre a Área de Uso Restrito da planície inundável do Pantanal, no Estado de Mato Grosso do Sul, e dá outras providências. **Diário Oficial [do] Estado de Mato Grosso do Sul**, 9 out. 2015. p.4-6.
- MATO GROSSO DO SUL. (Estado). Decreto nº 15.654, de 15 de abril de 2021. Institui o Plano Estadual de Manejo Integrado do Fogo, e dá outras providências. **Diário Oficial Eletrônico [do] Governo do Estado de Mato Grosso do Sul**, 19 abr. 2021, p.2-13. Disponível em: <<https://leisestaduais.com.br/ms/decreto-n-15654-2021-mato-grosso-do-sul-institui-o-plano-estadual-de-manejo-integrado-do-fogo-e-da-outras-providencias>>. Acesso em: 28 jul. 2023.
- MCDONALD, S.E.; BADGERY, W.; CLARENDON, S.; ORGILL, S.; SINCLAIR, K.; MEYER, R.; BUTCHART, D.B.; ECKARD, R.; ROWLINGS, D.; GRACE, P.; DORAN-BROWNE, N.; HARDEN, S.; MACDONALD, A.; WELLINGTON, M.;

- PACHAS, A.N.A.; EISNER, R.; AMIDY, A.; HARRISON, M.T. Grazing management for soil carbon in Australia: a review. **Journal of Environmental Management**, v.347, art.119146, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119146>.
- MCKENNA, O.P.; RENTON, D.A.; MUSHET, D.M.; DEKEYSER, E.S. Upland burning and grazing as strategies to offset climate-change effects on wetlands. **Wetlands Ecology and Management**, v.29, p.193-208, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11273-020-09778-1>.
- MEDEIROS, M.B. de; MIRANDA, H.S. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasílica**, v.19, p.493-500, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000300009>.
- MELO, F.P.L. The socio-ecology of the Caatinga: understanding how natural resource use shapes an ecosystem. In: SILVA, J.M.C. da; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. (Ed.). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Cham: Springer, 2017. p.369-382. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_14.
- MENDONÇA, R.C. de; FELFILI, J.M.; WALTER, B.M.T.; SILVA JÚNIOR, M.C. da; REZENDE, A.V.; FILGUEIRAS, T. de S.; NOGUEIRA, P.E.; FAGG, C.W. Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. de; RIBEIRO, J.F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina: Embrapa Cerrados, 2008. v.2, p.421-1279.
- MENEZES, L.S.; OLIVEIRA, A.M. de; SANTOS, F.L.M.; RUSSO, A.; SOUZA, R.A.F. de; ROQUE, F.O.; LIBONATI, R. Lightning patterns in the Pantanal: untangling natural and anthropogenic-induced wildfires. **Science of the Total Environment**, v.820, art.153021, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153021>.
- METZGER, J.P.; BUSTAMANTE, M.M.C.; FERREIRA, J.; FERNANDES, G.W.; LIBRÁN-EMBED, F.; PILLAR, V.D.; PRIST, P.R.; RODRIGUES, R.R.; VIEIRA, I.C.G.; OVERBECK, G.E. Por que o Brasil precisa de suas Reservas Legais. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.17, p.104-116, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.09.001>.
- MILLER, R.G.; TANGNEY, R.; ENRIGHT, N.J.; FONTAINE, J.B.; MERRITT, D.J.; OOI, M.K.J.; RUTHROF, K.X.; MILLER, B.P. Mechanisms of fire seasonality effects on plant populations. **Trends in Ecology & Evolution**, v.34, p.1104-1117, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.07.009>.
- MINAS GERAIS (Estado). Decreto nº 47.919, de 17 de abril de 2020. Regulamenta o uso de fogo para fins de prevenção e de combate a incêndios florestais no interior e no entorno de Unidades de Conservação instituídas pelo Poder Público estadual. **Minas Gerais: Caderno 1: Diário do Executivo**, 18 abr. 2020. p.2.
- MIRANDA, H.S.; NASCIMENTO NETO, W.; NEVES, B.M.C. Caracterização das queimadas de Cerrado. In: MIRANDA, H.S. (Org.). **Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado**: Projeto Fogo. Brasília: Ibama, 2010. p.23-33.
- MISTRY, J.; BERARDI, A.; ANDRADE, V.; KRAHÔ, T.; KRAHÔ, P.; LEONARDOS, O. Indigenous fire management in the Cerrado of Brazil: the case of the Krahô of Tocantins. **Human Ecology**, v.33, p.365-386, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10745-005-4143-8>.
- MORAES, T.J. de; MACHADO, N.G.; BIUDES, M.S.; BANGA, N.M.; CANEPELE, L.B. Vegetation dynamics and precipitation sensitivity in three regions of northern Pantanal of Mato Grosso. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v.57, p.125-136, 2022. DOI: <https://doi.org/10.5327/Z217694781132>.
- MORAIS, R.P.; CARVALHO, T.M. de. Aspectos dinâmicos da paisagem do Lavrado, nordeste de Roraima. **Geociências**, v.34, p.55-68, 2015.
- MOREIRA, A.G. Effects of fire protection on savanna structure in central Brazil. **Journal of Biogeography**, v.27, p.1021-1029, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00422.x>.
- MORITZ, M.A.; PARISIEN, M.-A.; BATLLORI, E.; KRAWCHUK, M.A.; Van DORN, J.; GANZ, D.J.; HAYHOE, K. Climate change and disruptions to global fire activity. **Ecosphere**, v.3, art.49, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1890/ES11-00345.1>.
- MOURA, L.C.; SCARIOT, A.O.; SCHMIDT, I.B.; BEATTY, R.; RUSSELL-SMITH, J. The legacy of colonial fire management policies on traditional livelihoods and ecological sustainability in savannas: Impacts, consequences, new directions. **Journal of Environmental Management**, v.232, p.600-606, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.057>.
- MYERS, R.L. **Convivendo com o fogo**: manutenção dos ecossistemas e subsistência com o manejo integrado do fogo. Tallahassee: The Nature Conservancy, 2006. Iniciativa Global para o Manejo do Fogo.
- NABINGER, C.; FERREIRA, E.T.; FREITAS, A.K.; CARVALHO, P.C. de F.; SANT'ANNA, D.M. Produção animal com base no campo nativo: aplicações de resultados de pesquisa. In: PILLAR, V.D.; MÜLLER, S.C.; CASTILHOS, Z.M. de S.; JACQUES, A.V.Á. (Ed.). **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. p.175-198.
- NASCIMENTO, A.L. da S.; TEIXEIRA, M. da S.; ALONSO, M.F. Incêndio na Estação Ecológica do Taim em 2013: Análise do Ambiente Atmosférico e Dispersão de Poluentes. **Biodiversidade Brasileira**, v.11, p.109-120, 2021.
- NEPSTAD, D.; LEFEBVRE, P.; SILVA, U.L. da; TOMASELLA, J.; SCHLESINGER, P.; SOLÓRZANO, L.; MOUTINHO, P.; RAY, D.; BENITO, J.G. Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis. **Global Change Biology**, v.10, p.704-717, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00772.x>.
- NOGUEIRA, J.M.P.; RAMBAL, S.; BARBOSA, J.P.R.A.D.; MOUILLOT, F. Spatial pattern of the seasonal drought/ burned area relationship across Brazilian biomes: sensitivity to drought metrics and Global Remote-Sensing fire products. **Climate**, v.5, art.42, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/cli5020042>.
- OIKONOMOU, D.; VRAHNAKIS, M.; YIAKOULAKI, M.; XANTHOPOULOS, G.; KAZOGLU, Y. Grazing as a Management Tool in Mediterranean Pastures: A Meta-Analysis

- Based on a Literature Review. **Land**, v.12, art.1290, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/land12071290>.
- OLIVEIRA, G. de C.; FRANCELINO, M.R.; ARRUDA, D.M.; FERNANDES-FILHO, E.I.; SCHAEFER, C.E.G.R. Climate and soils at the Brazilian semiarid and the forest-Caatinga problem: new insights and implications for conservation. **Environmental Research Letters**, v.14, art.104007, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab3d7b>.
- OLIVEIRA, J.M.; PILLAR, V.D. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. **Community Ecology**, v.5, p.197-202, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1556/ComEc.5.2004.2.8>.
- OLIVEIRA, M.R.; FERREIRA, B.H.S.; SOUZA, E.B.; LOPES, A.A.; BOLZAN, F.P.; ROQUE, F.O.; POTT, A.; PEREIRA, A.M.M.; GARCIA, L.C.; DAMASCENO JUNIOR, G.A.; COSTA, A.; ROCHA, M.; XAVIER, S.; FERRAZ, R.A.; RIBEIRO, D.B. Indigenous brigades change the spatial patterns of wildfires, and the influence of climate on fire regimes. **Journal of Applied Ecology**, v.59, p.1279-1290, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14139>.
- OLIVEIRA, R.S.; GALVÃO, H.C.; CAMPOS, M.C.R. de; ELLER, C.B.; PEARSE, S.J.; LAMBERS, H. Mineral nutrition of campos rupestres plant species on contrasting nutrient-impoorished soil types. **New Phytologist**, v.205, p.1183-1194, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.13175>.
- OLIVEIRA, U.; SOARES-FILHO, B.; COSTA, W.L. de S.; GOMES, L.; BUSTAMANTE, M.; MIRANDA, H. Modeling fuel loads dynamics and fire spread probability in the Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, v.482, art.118889, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118889>.
- OLIVERAS, I.; MEIRELLES, S.T.; HIRAKURI, V.L.; FREITAS, C.R.; MIRANDA, H.S.; PIVELLO, V.R. Effects of fire regimes on herbaceous biomass and nutrient dynamics in the Brazilian savanna. **International Journal of Wildland Fire**, v.22, p.368-380, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1071/WF10136>.
- OSÓRIO, N.C.; RODRIGUES, L. Upper Paraná River floodplain: synthesizing knowledge over time. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.33, e103, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/s2179-975x9420>.
- OVERBECK, G.E.; FERREIRA, P.M.A.; PILLAR, V.D. Conservation of mosaics calls for a perspective that considers all types of mosaic-patches. Reply to Luza et al. **Natureza & Conservação**, v.14, p.152-154, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.05.002>.
- OVERBECK, G.E.; MÜLLER, S.C.; PILLAR, V.D.; PFADENHAUER, J. Floristic composition, environmental variation and species distribution patterns in burned grassland in southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.66, p.1073-1090, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000600015>.
- OVERBECK, G.E.; VÉLEZ-MARTIN, E.; MENEZES, L. da S.; ANAND, M.; BAEZA, S.; CARLUCCI, M.B.; DECHOUM, M.S.; DURIGAN, G.; FIDELIS, A.; GUIDO, A.; MORO, M.F.; MUNHOZ, C.B.R.; REGINATO, M.; RODRIGUES, R.S.; ROSENFELD, M.F.; SAMPAIO, A.B.; SILVA, F.H.B. da; SILVEIRA, F.A.O.; SOSINSKI JR., E.E.; STAUDE, I.R.; TEMPERTON, V.M.; TURCHETTO, C.; VELDMAN, J.W.; VIANA, P.L.; ZAPPI, D.C.; MÜLLER, S.C. Placing Brazil's grasslands and savannas on the map of science and conservation. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.56, art.125687, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2022.125687>.
- PAÑELLA, P.G.; GUIDO, A.; JAURENA, M.; CARDOZO, G.; LEZAMA, F. Fertilization and overseeding legumes on native grasslands leads to a hardly reversible degraded state. **Applied Vegetation Science**, v.25, e12693, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12693>.
- PANISSET, J.S.; LIBONATI, R.; GOUVEIA, C.M.P.; MACHADO-SILVA, F.; FRANÇA, D.A.; FRANÇA, J.R.A.; PERES, L.F. Contrasting patterns of the extreme drought episodes of 2005, 2010 and 2015 in the Amazon basin. **International Journal of Climatology**, v.38, p.1096-1104, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.5224>.
- PANTANAL EM ALERTA. Disponível em: <<https://pantanalemalerta.bombeiros.ms.gov.br/>>. Acesso em: 18 abr. 2024.
- PARUELO, J.M.; OESTERHELD, M.; ALTESOR, A.; PIÑEIRO, G.; RODRÍGUEZ, C.; BALDASSINI, P.; IRISARRI, G.; LÓPEZ-MÁRSICO, L.; PILLAR, V.D. Grazers and fires: their role in shaping the structure and functioning of the Río de la Plata grasslands. **Ecología Austral**, v.32, p.784-805, 2022. DOI: <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.2.1.1880>.
- PBMC. Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. **Impactos, vulnerabilidades e adaptação às mudanças climáticas**. Contribuição do Grupo de Trabalho 2 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao Primeiro Relatório da Avaliação Nacional sobre Mudanças Climáticas. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014. 414p. Editores: Eduardo Delgado Assad, Antonio Rocha Magalhães.
- PEREIRA JÚNIOR, A.C.; OLIVEIRA, S.L.J.; PEREIRA, J.M.C.; TURKMAN, M.A.A. Modelling fire frequency in a Cerrado savanna protected area. **PLoS ONE**, v.9, e102380, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102380>.
- PILLAR, V.D.; MÜLLER, S.C.; OLIVEIRA, J.M. de; MACHADO, R.E. Mosaicos de campos e floresta com Araucária: dilemas para a conservação. In: FONSECA, C.R.; SOUZA, A.F. de; LEAL-ZANCHET, A.M.; DUTRA, T.L.; BACKES, A.; GANADE, G. (Ed.). **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**. Ribeirão Preto: Holos, 2009. p.273-283.
- PINHEIRO, E. da S.; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v.32, p.441-454, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-84042009000300005>.
- PINTO, M.P.; GAINSBURY, A.M.; FREITAS, A.V.L. Hilltopping, habitat use and species richness of butterflies in the Serra dos Órgãos, a Brazilian Atlantic Rainforest mountain. **Journal of Insect Conservation**, v.20, p.969-981, 2016.

- PIVELLO, V.R. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecology**, v.7, p.24-39, 2011. DOI: <https://doi.org/10.4996/fireecology.0701024>.
- PIVELLO, V.R.; COUTINHO, L.M. A qualitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. **Forest Ecology and Management**, v.87, p.127-138, 1996. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03829-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03829-7).
- PIVELLO, V.R.; COUTINHO, L.M. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). **Journal of Tropical Ecology**, v.8, p.487-497, 1992. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467400006829>.
- PIVELLO, V.R.; VIEIRA, I.; CHRISTIANINI, A.V.; RIBEIRO, D.B.; MENEZES, L. da S.; BERLINCK, C.N.; MELO, F.P.L.; MARENGO, J.A.; TORNQUIST, C.G.; TOMAS, W.M.; OVERBECK, G.E. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.19, p.233-255, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>.
- POSER, C.G.; NOGUEIRA, F. Flooded native pastures of the northern region of the Pantanal of Mato Grosso: biomass and primary productivity variations. **Brazilian Journal of Biology**, v.64, p.859-866, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000500016>.
- PROJETO MONITORAMENTO CERRADO. **Sistemas de Prevenção de Incêndios Florestais e Monitoramento da Cobertura Vegetal no Cerrado Brasileiro**. Disponível em: <https://csr.ufmg.br/fipcerrado/pt/>. Acesso em: 18 abr. 2024.
- PYNE, S.J. From Pleistocene to Pyrocene: fire replaces ice. **Earth's Future**, v.8, e2020EF001722, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1029/2020EF001722>.
- QUEIROZ, L.P. de; CARDOSO, D.; FERNANDES, M.F.; MORO, M.F. Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain. In: SILVA, J.M.C. da; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. (Ed.). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Cham: Springer, 2017. p.23-63. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_2.
- RAMOS-NETO, M.B.; PIVELLO, V.R. Lightning fires in a Brazilian Savanna National Park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, v.26, p.675-684, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1007/s002670010124>.
- REGOTO, P.; DEREZYNSKI, C.; CHOU, S.C.; BAZZANELA, A.C. Observed changes in air temperature and precipitation extremes over Brazil. **International Journal of Climatology**, v.41, p.5125-5142, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.7119>.
- RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. de; RIBEIRO, J.F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina: Embrapa Cerrados, 2008. v.1, p.151-212.
- RIBEIRO, M.N.; SANCHEZ, M.; PEDRONI, F.; PEIXOTO, K. da S. Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. **Acta Botanica Brasílica**, v.26, p.203-217, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062012000100020>.
- RICHARDSON, D.; BLACK, A.S.; IRVING, D.; MATEAR, R.J.; MONSELESAN, D.P.; RISBEY, J.S.; SQUIRE, D.T.; TOZER, C.R. Global increase in wildfire potential from compound fire weather and drought. **NPJ Climate and Atmospheric Science**, v.5, art.23, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41612-022-00248-4>.
- RIO GRANDE DO SUL (Estado). Conselho Estadual do Meio Ambiente. **Resolução Consema nº 360, de 14 de setembro de 2017**. Estabelece diretrizes ambientais para a prática da atividade pastoril sustentável sobre remanescentes de vegetação nativa campestre em Áreas de Preservação Permanente e de Reserva Legal no Bioma Pampa. Porto Alegre, 2017. Disponível em: <https://www.diariooficial.rs.gov.br/diario?td=DOE&dt=2017-09-26&pg=32>. Acesso em: 17 abr. 2024.
- RISSI, M.N.; BAEZA, M.J.; GORGONE-BARBOSA, E.; ZUPO, T.; FIDELIS, A. Does season affect fire behaviour in the Cerrado? **International Journal of Wildland Fire**, v.26, p.427-433, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1071/WF14210>.
- RODRIGUES, C.A.; FIDELIS, A. Should we burn the Cerrado? Effects of fire frequency on open savanna plant communities. **Journal of Vegetation Science**, v.33, e13159, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.13159>.
- RODRIGUES, C.A.G.; CRISPIM, S.M.A.; COMASTRI FILHO, J.A. **Queima controlada no Pantanal**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2002. 23p. (Embrapa Pantanal. Documentos, 35).
- RODRIGUES, J.A.; LIBONATI, R.; PERES, L. de F.; SETZER, A. Mapeamento de áreas queimadas em Unidades de Conservação da Região Serrana do Rio de Janeiro utilizando o satélite Landsat-8 durante a seca de 2014. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v.41, p.318-327, 2018. DOI: https://doi.org/10.11137/2018_1_318_327.
- SAFFORD, H.D. Brazilian Páramos I: an introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. **Journal of Biogeography**, v.26, p.693-712, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1999.00313.x>.
- SANO, E.E.; RODRIGUES, A.A.; MARTINS, E.S.; BETTIOL, G.M.; BUSTAMANTE, M.M.C.; BEZERRA, A.S.; COUTO JR., A.F.; VASCONCELOS, V.; SCHÜLER, J.; BOLFE, E.L. Cerrado ecoregions: a spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, v.232, p.818-828, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.108>.
- SANTOS F.L.M.; NOGUEIRA, J.; SOUZA, R.A.F. de; FALLEIRO, R.M.; SCHMIDT, I.B.; LIBONATI, R. Prescribed burning reduces large, High-Intensity Wildfires and emissions in the Brazilian Savanna. **Fire**, v.4, art.56, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/fire4030056>.
- SANTOS, A.C. dos. **Efeitos de diferentes regimes de queima sobre o estrato herbáceo-subarbusivo da vegetação em áreas de Manejo Integrado do Fogo no Cerrado**. 2019. 74p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília.
- SANTOS, D.J. dos; PEDRA, G.U.; SILVA, M.G.B. da; GUIMARÃES JÚNIOR, C.A.; ALVES, L.M.; SAMPAIO, G.; MARENGO, J.A. Future rainfall and temperature changes in Brazil under global warming levels of 1.5°C, 2°C and

- 4°C. *Sustainability in Debate*, v.11, p.57-73, 2020. DOI: <https://doi.org/10.18472/SustDeb.v11n3.2020.33933>.
- SANTOS, D.M. dos; LIBONATI, R.; GARCIA, B.N.; GEIRINHAS, J.L.; SALVI, B.B.; SILVA, E.L. e; RODRIGUES, J.A.; PERES, L.F.; RUSSO, A.; GRACIE, R.; GURGEL, H.; TRIGO, R.M. Twenty-first-century demographic and social inequalities of heat-related deaths in Brazilian urban areas. *PLoS ONE*, v.19, e0295766, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0295766>.
- SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 56.571, de 22 de dezembro de 2010**. Regulamenta dispositivos da Lei nº 10.547, de 2000, alusivos ao emprego do fogo em práticas agrícolas, pastoris e florestais, bem como ao Sistema Estadual de Prevenção e Combate a Incêndios Florestais, revoga o Decreto nº 36.551, de 1993 e dá providências correlatas. São Paulo, 2010. Disponível em: <http://www.legislacao.sp.gov.br/legislacao/dg280202.nsf/5fb5269ed17b47ab83256cfb00501469/8bdf96d2566d5a9e8325780f005d93db?OpenDocument>. Acesso em: 18 abr. 2024.
- SÃO PAULO (Estado). Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo. **Projeto de Lei nº 595, de 14 de setembro de 2021**. Institui a Política Estadual de Manejo Integrado do Fogo. São Paulo, 2021a. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/propositura/?id=1000386267>. Acesso em: 15 abr. 2024.
- SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 10.547, de 2 de maio de 2000**. Define procedimentos, proibições, estabelece regras de execução e medidas de precaução a serem obedecidas quando do emprego do fogo em práticas agrícolas, pastoris e florestais, e dá outras providências correlatas. São Paulo, 2000. Disponível em: https://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/2000_Lei_Est_10547.pdf. Acesso em: 18 abr. 2024.
- SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 17.460, de 25 de novembro de 2021**. Institui a Política Estadual de Manejo Integrado do Fogo. São Paulo, 2021b. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2021/lei-17460-25.11.2021.html>. Acesso em: 15 abr. 2024.
- SARIPAN: Sistema de Alerta de Risco de Incêndio para o Pantanal. Disponível em: <http://www.cnpaf.embrapa.br/saripan/>. Acesso em: 18 abr. 2024.
- SAYEDI, S.S.; ABBOTT, B.W.; VANNIÈRE, B.; LEYS, B.; COLOMBAROLI, D.; ROMERA, G.G.; SŁOWIŃSKI, M.; ALEMAN, J.C.; BLARQUEZ, O.; FEURDEAN, A.; BROWN, K.; AAKALA, T.; ALENIUS, T.; ALLEN, K.; ANDRIC, M.; BERGERON, Y.; BIAGIONI, S.; BRADSHAW, R.; BREMOND, L.; BRISSET, E.; BROOKS, J.; BRUGGER, S.O.; BRUSSEL, T.; CADD, H.; CAGLIERO, E.; CARCAILLET, C.; CARTER, V.; CATRY, F.X.; CHAMPREUX, A.; CHASTE, E.; CHAVARDÈS, R.D.; CHIPMAN, M.; CONEDERA, M.; CONNOR, S.; CONSTANTINE, M.; MUSTAPHI, C.C.; DABENGWA, A.N.; DANIELS, W.; DE BOER, E.; DIETZE, E.; ESTRANY, J.; FERNANDES, P.; FINSINGER, W.; FLANTUA, S.G.A.; FOX-HUGHES, P.; GABORIAU, D.M.; GAYO, E.M.; GIRARDIN, M.P.; GLENN, J.; GLÜCKLER, R.; GONZÁLEZ-ARANGO, C.; GROVES, M.; HAMILTON, D.S.; HAMILTON, R.J.; HANTSON, S.; ANGGI HAPSARI, K.; HARDIMAN, M.; HAWTHORNE, D.; HOFFMAN, K.; INOUE, J.; KARP, A.T.; KREBS, P.; KULKARNI, C.; KUOSMANEN, N.; LACOURSE, T.; LEDRU, M.-P.; LESTIENNE, M.; COLIN LONG, C.; LÓPEZ-SÁEZ, J.A.; LOUGHLIN, N.; MATS NIKLASSON, M.; MADRIGAL, J.; YOSHI MAEZUMI, S.; MARCISZ, K.; MARIANI, M.; MCWETHY, D.; MEYER, G.; MOLINARI, C.; MONTOYA, E.; MOONEY, S.; MORALES-MOLINO, C.; MORRIS, J.; MOSS, P.; OLIVERAS, I.; PEREIRA, J.M.; PEZZATTI, G.B.; PICKARSKI, N.; PINI, R.; REHN, E.; REMY, C.C.; REVELLES, J.; RIUS, D.; ROBIN, V.; RUAN, Y.; RUDAYA, N.; RUSSELL-SMITH, J.; SEPPÄ, H.; SHUMILOVSKIKH, L.; SOMMERS, W.T.; TAVŞANOĞLU, Ç.; UMBANHOWAR, C.; URQUIAGA, E.; URREGO, D.; VACHULA, R.S.; WALLENIUS, T.; YOU, C.; DANIAU, A.-L. Assessing changes in global fire regimes. *Fire Ecology*, v.20, art.18, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1186/s42408-023-00237-9>.
- SCARANO, F.R. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare-species bias and its risks for conservation. *Biological Conservation*, v.142, p.1201-1208, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.027>.
- SCHMIDT, I.B.; ELOY, L. Fire regime in the Brazilian Savanna: recent changes, policy and management. *Flora*, v.268, art.151613, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151613>.
- SCHMIDT, I.B.; FONSECA, C.B.; FERREIRA, M.C.; SATO, M.N. Experiências internacionais de manejo integrado do fogo em áreas protegidas – recomendações para implementação de manejo integrado de fogo no Cerrado. *Biodiversidade Brasileira*, v.6, p.41-54, 2016.
- SCHMIDT, I.B.; MOURA, L.C.; FERREIRA, M.C.; ELOY, L.; SAMPAIO, A.B.; DIAS, P.A.; BERLINCK, C.N. Fire management in the Brazilian savanna: first steps and the way forward. *Journal of Applied Ecology*, v.55, p.2094-2101, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13118>.
- SCHMITZ, M.H.; COUTO, E.V. do; XAVIER, E.C.; TOMADON, L. da S.; LEAL, R.P.; AGOSTINHO, A.A. Assessing the role of protected areas in the land-use change dynamics of a biodiversity hotspot. *AMBIO*, v.52, p.1603-1617, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-023-01886-5>.
- SCHUMACHER, V.; SETZER, A.; SABA, M.M.F.; NACCARATO, K.P.; MATTOS, E.; JUSTINO, F. Characteristics of lightning-caused wildfires in central Brazil in relation to cloud-ground and dry lightning. *Agricultural and Forest Meteorology*, v.312, art.108723, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108723>.
- SEMAP. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e do Desenvolvimento Sustentável. Resolução Conjunta SEMAD/IEF Nº 2.988, de 24 de julho de 2020. Estabelece os critérios de uso, monitoramento e controle do fogo na prática de atividade agropastoril, florestal ou fitossanitária, bem como para fins de pesquisa científica e tecnológica no âmbito do Estado de Minas Gerais e dá outras providências. **Minas Gerais: Caderno 1: Diário do Executivo**, 25 jul. 2020, p.8.
- SILVA JUNIOR, C.A.; TEODORO, P.E.; DELGADO, R.C.; TEODORO, L.P.R.; LIMA, M.; PANTALEÃO, A. de A.; BAIO, F.H.R.; AZEVEDO, G.B. de; AZEVEDO, G.T. de O.S.; CAPRISTO-SILVA, G.F.; ARVOR, D.; FACCO, C.U. Persistent fire foci in all biomes undermine the Paris Agreement

- in Brazil. **Scientific Reports**, v.10, art.16246, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-72571-w>.
- SILVA, F.H.B. da; ARIEIRA, J.; PAROLIN, P.; CUNHA, C.N. da; JUNK, W.J. Shrub encroachment influences herbaceous communities in flooded grasslands of a Neotropical savanna wetland. **Applied Vegetation Science**, v.19, p.391-400, 2016a. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12230>.
- SILVA, G.O. da; OTT, R. Short-term spider community monitoring after cattle removal in grazed grassland. **Iheringia, Série Zoologia**, v.107, e2017033, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017033>.
- SILVA, L.G. da. **Comportamento e efeito do fogo sobre os ecossistemas do bioma Cerrado: modelos baseados em processos**. 2018. 112p. (Doutorado) - Universidade de Brasília, Brasília.
- SILVA, P.; BASTOS, A.; CAMARA, C.D.; LIBONATI, R. Future projections of fire occurrence in Brazil using EC-Earth Climate Model. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.31, p.288-297, 2016b. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-778631320150142>.
- SILVA, P.S.; BASTOS, A.; LIBONATI, R.; RODRIGUES, J.A.; CAMARA, C.D. Impacts of the 1.5 °C global warming target on future burned area in the Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, v.446, p.193-203, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.047>.
- SILVA, P.S.; GEIRINHAS, J.L.; LAPERE, R.; LAURA, W.; CASSAIN, D.; ALEGRÍA, A.; CAMPBELL, J. Heatwaves and fire in Pantanal: Historical and future perspectives from CORDEX-CORE. **Journal of Environmental Management**, v.323, art.116193, 2022a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116193>.
- SILVA, P.S.; NOGUEIRA, J.; RODRIGUES, J.A.; SANTOS, F.L.M.; PEREIRA, J.M.C.; CAMARA, C.D.; DALDEGAN, G.A.; PEREIRA, A.A.; PERES, L.F.; SCHMIDT, I.B.; LIBONATI, R. Putting fire on the map of Brazilian savanna ecoregions. **Journal of Environmental Management**, v.296, art.113098, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113098>.
- SILVA, R.D. da; INDRUSIAK, C.B.; MADEIRA, M.M.; TOSCAN, K.H.; VIEIRA, M. de S.; OVERBECK, G.E.; SANT'ANNA, D.M.; FONTOURA JÚNIOR, J.A.; MENTGES, M.; KOPP, M.M. Recuperação de campos nativos suprimidos no Bioma Pampa: um estudo de caso em escala de paisagem em Rosário do Sul (RS). In: TRAJETÓRIAS, perspectivas e desafios da gestão ambiental pública. Brasília: Ibama, 2022b. p.155-175. (Gestão da informação ambiental, 3). DOI: <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.21543.62887>.
- SILVEIRA, F.A.O. Where to graze? An edaphic grassland perspective of grazing management in grassy ecosystems. **Tropical Conservation Science**, v.14, p.1-3, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1177/19400829211042255>.
- SILVEIRA, F.A.O.; NEGREIROS, D.; BARBOSA, N.P.U.; BUISSON, E.; CARMO, F.F.; CARSTENSEN, D.W.; CONCEIÇÃO, A.A.; CORNELISSEN, T.G.; ECHTERNACHT, L.; FERNANDES, G.W.; GARCIA, Q.S.; GUERRA, T.J.; JACOBI, C.M.; LEMOS-FILHO, J.P.; Le STRADIC, S.; MORELLATO, L.P.C.; NEVES, F.S.; OLIVEIRA, R.S.; SCHAEFER, C.E.; VIANA, P.L.; LAMBERS, H. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant Soil**, v.403, p.129-152, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>.
- SIMON, M.F.; GREYER, R.; QUEIROZ, L.P. de; SKEMA, C.; PENNINGTON, R.T.; HUGHES, C.E. 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. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0903410106>.
- SÜHS, R.B.; ROSA, F.S.; SILVEIRA, J.; PERONI, N.; GIEHL, E.L.H. The influence of fire and cattle grazing on Araucaria population structure in forest-grasslands mosaics. **Flora**, v.281, art.151853, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151853>.
- TEIXEIRA, J.; SOUZA, L.; Le STRADIC, S.; FIDELIS, A. Fire promotes functional plant diversity and modifies soil carbon dynamics in tropical savanna. **Science of Total Environment**, v.812, art.152317, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152317>.
- TEODORO, P.E.; MARIA, L. de S.; RODRIGUES, J.M.A.; SILVA, A. de A. e; SILVA, M.C.M. da; SOUZA, S.S. de; ROSSI, F.S.; TEODORO, L.P.R.; DELLA-SILVA, J.L.; DELGADO, R.C.; LIMA, M.; PERES, C.A.; SILVA JUNIOR, C.A. da. Wildfire incidence throughout the Brazilian Pantanal is driven by local climate rather than bovine stocking density. **Sustainability**, v.14, art.10187, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/su141610187>.
- THIELEN, D.; RAMONI-PERAZZI, P.; PUCHE, M.L.; MÁRQUEZ, M.; QUINTERO, J.I.; ROJAS, W.; SOTO-WERSCHITZ, A.; THIELEN, K.; NUNES, A.; LIBONATI, R. The Pantanal under siege—on the origin, dynamics and forecast of the megadrought severely affecting the largest wetland in the world. **Water**, v.13, art.3034, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13213034>.
- TIEPOLO, L.M.; FERNANDEZ, F.A. dos S.; TOMAS, W.M. A conservação da população do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) (Mammalia, Cervidae) no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno (PR/MS). **Natureza & Conservação**, v.2, p.56-66, 2004.
- TIEPOLO, L.M.; TOMAS, W.M.; LIMA-BORGES, P.A. Levantamento populacional do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Mammalia, Cervidae) no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno: implicações para a conservação. **Iheringia, Série Zoologia**, v.100, p.111-115, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0073-47212010000200004>.
- TOCANTINS (Estado). Lei nº 3.594, de 18 de dezembro de 2019. Dispõe sobre a Política Estadual de Uso Sustentável do Capim-Dourado e do Buriti, e adota outras providências. **Diário Oficial do Estado**, 20 dez. 2019. p.2-6.
- TOMAS, W.M.; BERLINCK, C.N.; CHIARAVALLOTI, R.M.; FAGGIONI, G.P.; STRÜSSMANN, C.; LIBONATI, R.; ABRAHÃO, C.R.; ALVARENGA, G. do V.; BACELLAR, A.E. de F.; BATISTA, F.R. de Q.; BORNATO, T.S.; CAMILO, A.S.; CASTEDO, J.; FERNANDO, A.M.E.; FREITAS, G.O. de; GARCIA, C.M.; GONÇALVES, H.S.; GUILHERME, M.B. de F.; LAYME, V.M.G.; LUSTOSA, A.P.G.; OLIVEIRA, A.C. de; OLIVEIRA, M. DA R.; PEREIRA, A. de M.M.; RODRIGUES,

- J.A.; SEMEDO, T.B.F.; SOUZA, R.A.D. de; TORTATO, F.R.; VIANA, D.F.P.; VICENTE-SILVA, L.; MORATO, R. Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. **Scientific Reports**, v.11, art.23547, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02844-5>.
- TUBELIS, D.P.; TOMAS, W.M. Bird species of the Pantanal wetland, Brazil. **Ararajuba**, v.11, p.5-37, 2003.
- VASCONCELOS, M.F. de. O que são campos rupestres e campos de altitude nos topos de montanha do leste do Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v.34, p.241-246, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-84042011000200012>.
- VASCONCELOS, M.F. de; RODRIGUES, M. Patterns of geographic distribution and conservation of the open-habitat avifauna of southeastern Brazilian mountaintops (campos rupestres and campos de altitude). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v.50, p.1-29, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0031-10492010000100001>.
- VIEIRA, E.M.; BRIANI, D.C. Short-term effects of fire on small rodents in the Brazilian Cerrado and their relation with feeding habits. **International Journal of Wildland Fire**, v.22, p.1063-1071, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1071/WF12153>.
- WALTER, B.M.T.; RIBEIRO, J.F. Diversidade fitofisionômica e o papel do fogo no bioma Cerrado. In: MIRANDA, H.S. (Org.). **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: resultados do Projeto Fogo**. Brasília: Ibama, 2010. p.59-76.
- WELCH, J.R.; COIMBRA JR., C.E.A. Indigenous fire ecologies, restoration, and territorial sovereignty in the Brazilian Cerrado: the case of two Xavante reserves. **Land Use Policy**, v.104, art.104055, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104055>.
- WILCOX, B.P.; BIRT, A.; FUHLENDORF, S.D.; ARCHER, S.R. Emerging frameworks for understanding and mitigating woody plant encroachment in grassy biomes. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v.32, p.46-52, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.04.005>.
- WILLIAMS, A.P.; ABATZOGLOU, J.T. Recent advances and remaining uncertainties in resolving past and future climate effects on global fire activity. **Current Climate Change Reports**, v.2, p.1-14, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40641-016-0031-0>.
- ZANELLA, P.G.; DELLA GIUSTINA JUNIOR, L.H.P.; PINTO C.E.; BALDISSERA T.C.; WERNER S.S.; GARAGORRY F.C.; JAURENA, M.; LATTANZI, F.A.; SBRISSIA A.F. Grazing intensity drives plant diversity but does not affect forage production in a natural grassland dominated by the tussock-forming grass *Andropogon lateralis* Nees. **Scientific Reports**, v.11, art.16744, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96208-8>.
- ZAPPI, D.C.; FILARDI, F.L.R.; LEITMAN, P.; SOUZA, V.C.; WALTER, B.M.T.; PIRANI, J.R.; MORIM, M.P.; QUEIROZ, L.P.; CAVALCANTI, T.B.; MANSANO, V.F.; FORZZA, R.C. (Comp.). Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil. **Rodriguésia**, v.66, p.1085-1113, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566411>.
- ZAPPI, D.C.; MORO, M.F.; MEAGHER, T.R.; NIC LUGHADHA, E. Plant biodiversity drivers in Brazilian Campos rupestres: insights from phylogenetic structure. **Frontiers in Plant Science**, v.8, art.2141, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.02141>.
- ZAPPI, D.C.; MORO, M.F.; WALKER, B.; MEAGHER, T.; VIANA, P.L.; MOTA, N.F.O.; WATANABE, M.T.C.; NIC LUGHADHA, E. Plotting a future for Amazonian canga vegetation in a campo rupestre context. **PLoS ONE**, v.14, e0219753, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219753>.
- ZIRONDI, H.L.; OOI, M.K.J.; FIDELIS, A. Fire-triggered flowering is the dominant post-fire strategy in a tropical savanna. **Journal of Vegetation Science**, v.32, e12995, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12995>.
- ZUPO, T.; DAIBES, L.F.; PAUSAS, J.G.; FIDELIS, A. Post-fire regeneration strategies in a frequently burned Cerrado community. **Journal of Vegetation Science**, v.32, e12968, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12968>.

- ⁽¹⁾ Embrapa Pantanal, Rua 21 de Setembro, nº 1.880, Nossa Senhora de Fatima, Caixa Postal 109, CEP 79320-900 Corumbá, MS, Brazil. E-mail: walfrido.tomas@embrapa.br, balbina.soriano@embrapa.br, catia.urbanetz@embrapa.br
- ⁽²⁾ Baggio: Topografia e Meio Ambiente, Rua São Leopoldo, nº 650, CEP 93180-000 Portão, RS, Brazil. E-mail: meinkebaggio@gmail.com
- ⁽³⁾ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros, Estrada Municipal Hisaichi Takebayashi, nº 8.600, Bairro da Usina, CEP 12952-011 Atibaia, SP, Brazil. E-mail: christian.berlinck@icmbio.gov.br
- ⁽⁴⁾ Instituto de Pesquisas Ecológicas, Rodovia Dom Pedro I, Km 47, Caixa Postal 47, CEP 12960-000 Nazaré Paulista, SP, Brazil. E-mail: andrerestel@gmail.com
- ⁽⁵⁾ Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas, Campus da Universidade Federal de Mato Grosso, Avenida Fernando Corrêa da Costa, nº 2.367, Boa Esperança, CEP 78060-900 Cuiabá, MT, Brazil. E-mail: biocnc@gmail.com
- ⁽⁶⁾ Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Instituto de Biociências, Avenida Costa e Silva, s/nº, Bairro Universitário, Cidade Universitária, CEP 79002-970 Campo Grande, MS, Brazil. E-mail: geraldodamasceno@gmail.com, garcialcbio@yahoo.com.br, biodbr@gmail.com
- ⁽⁷⁾ Instituto de Pesquisas Ambientais, Floresta Estadual de Assis, Estrada Assis-Lutécia, Km 09, Zona Rural, Caixa Postal 104, CEP 19802-300 Assis, SP, Brazil. E-mail: giselda.durigan@gmail.com
- ⁽⁸⁾ Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Rua Miguel Teixeira, nº 126, Cidade Baixa, CEP 90050-250 Porto Alegre, RS, Brazil. E-mail: rodrigo.dutrasilva@gmail.com
- ⁽⁹⁾ Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Departamento de Biodiversidade, Laboratório de Ecologia Vegetal, Avenida 24A, nº 1.515, CEP 13506-900 Rio Claro, SP, Brazil. E-mail: alessandra.fidelis@unesp.br
- ⁽¹⁰⁾ Universidade Católica Dom Bosco, Avenida Tamandaré, nº 6.000, Jardim Seminário, CEP 79117-900 Campo Grande, MS, Brazil. E-mail: herrera@ucdb.br
- ⁽¹¹⁾ Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Departamento de Meteorologia, Avenida Athos da Silveira Ramos, nº 274, Cidade Universitária, CEP 21941-916 Rio de Janeiro, RJ, Brazil. E-mail: renata.libonati@igeo.ufrj.br
- ⁽¹²⁾ Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais, Parque Tecnológico São José dos Campos, Estrada Dr. Altino Bondesan, nº 500, Distrito de Eugênio de Melo, CEP 12247-016 São José dos Campos, SP, Brazil. E-mail: jose.marengo@cemaden.gov.br
- ⁽¹³⁾ Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Laboratório de Macroecologia, Avenida Presidente Antônio Carlos, nº 6.627, Pampulha, CEP 31270-901 Belo Horizonte, MG, Brazil. E-mail: max.oliveira2102@gmail.com
- ⁽¹⁴⁾ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Departamento de Botânica, Avenida Bento Gonçalves, nº 9.500, Agronomia, CEP 91501-970 Porto Alegre, RS, Brazil. E-mail: gerhard.overbeck@ufrgs.br
- ⁽¹⁵⁾ Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Rua Euclides da Cunha, nº 975, Centro, CEP 79020-230 Campo Grande, MS, Brazil. E-mail: alexandre.pereira@ibama.gov.br
- ⁽¹⁶⁾ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Centro de Ecologia, Departamento de Ecologia, Avenida Bento Gonçalves, nº 9.500, Agronomia, CEP 91501-970 Porto Alegre, RS, Brazil. E-mail: vpillar@ufrgs.br
- ⁽¹⁷⁾ Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, Rua do Matão, Travessa 14, nº 321, Butantã, CEP 05508-090 São Paulo, SP, Brazil. E-mail: vrpivei@usp.br
- ⁽¹⁸⁾ Embrapa Cerrados, BR 020, Km 18, Zona Rural, Caixa Postal 08233, CEP 73310-970 Brasília, DF, Brazil. E-mail: felipe.ribeiro@embrapa.br
- ⁽¹⁹⁾ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Centro Nacional de Avaliação da Biodiversidade e de Pesquisa e Conservação do Cerrado, EQSW 103/104, Bloco C, Complexo Administrativo, Setor Sudoeste, CEP 70670-350 Brasília, DF, Brazil. E-mail: alexandre.sampaio@icmbio.gov.br
- ⁽²⁰⁾ Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia de Rondônia, Campus Porto Velho Calama, Avenida Calama, nº 4.985, Flodoaldo Pontes Pinto, CEP 76820-441 Porto Velho, RO, Brazil. E-mail: antonio.junior@ifro.edu.br
- ⁽²¹⁾ Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Campus Universitário Darcy Ribeiro, CEP 70910-900 Brasília, DF, Brazil. E-mail: isabels@unb.br
- ⁽²²⁾ Universidade Federal do Paraná, Setor Litoral, Rua Jaguariaíva, nº 512, Caiobá, CEP 83260-000 Matinhos, PR, Brazil. E-mail: liliani@ufpr.br
- ⁽²³⁾ Fundação de Apoio à Pesquisa e ao Desenvolvimento Sustentável de Mato Grosso do Sul/Embrapa Pantanal, Rua 21 de Setembro, nº 1.880, Nossa Senhora de Fatima, Caixa Postal 109, CEP 79320-900 Corumbá, MS, Brazil. E-mail: thiago.timo@gmail.com
- ⁽²⁴⁾ Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Parque Estação Biológica, Avenida W5 Norte (Final), Caixa Postal 02372, CEP 70770-917 Brasília, DF, Brazil. E-mail: bruno.walter@embrapa.br, daniel.vieira@embrapa.br

✉ Corresponding author: walfrido.tomas@embrapa.br