

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

LILIANE GOMES FREITAS PESSINI

**FOGO NAS MATAS RIPÁRIAS DO CERRADO: COMPARAÇÃO DA AVIFAUNA  
ENTRE ÁREAS QUEIMADAS OU NÃO**

SÃO CARLOS - SP

2025

Liliane Gomes Freitas Pessini

**FOGO NAS MATAS RIPÁRIAS DO CERRADO: COMPARAÇÃO DA AVIFAUNA  
ENTRE ÁREAS QUEIMADAS OU NÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestra em Ecologia e Recursos Naturais

Orientador(a): Alexander Vicente Christianini

Coorientador(a): Mariana Lopes Campagnoli

São Carlos - SP

2025



# UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

---

## Folha de Aprovação

---

Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Liliane Gomes Freitas Pessini, realizada em 27/06/2025.

### Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Alexander Vicente Christianini (UFSCar)

Profa. Dra. Giselda Durigan (IPA)

Prof. Dr. Augusto Florisvaldo Batisteli (UNESP)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

Dedico ao Tiê, meu filho, o passarinho mais bonito do meu céu.

## Agradecimentos

Em primeiro lugar, agradeço ao meu *ori* (cabeça interior) por ter me mantido saudável e com a força necessária para me levar aonde sempre sonhei estar. Agradeço a Oya, *iya mi*, dona do meu *ori*, por soprar o segredo da vida aos meus ouvidos e por sempre me lembrar da importância de ser leve como uma borboleta e forte como um búfalo. Em especial, agradeço ao meu filho, que me permitiu realizar meu trabalho de campo enquanto se aninhava em meu ventre. Foi uma grande aventura adentrar a mata e fazer do canto das aves sua primeira canção de ninar. Obrigada por encher minha vida de alegria e sorriso, meu filhote.

Agradeço à minha família por confiar na minha capacidade e permitir que eu realizasse esse retorno à academia. Obrigada pela rede de apoio que me sustentou até aqui e pela torcida vibrante em absolutamente todos os dias dessa caminhada. Agradeço ao meu companheiro Glauco, pai do meu filho e grande amigo, por me fazer sentir segura para enfrentar tantas demandas, por segurar as pontas em casa, pela presença em campo e por ter me acolhido com carinho sempre que precisei. Obrigada, inclusive, por ter feito todas as abelhas seguirem você em vez de mim!

Agradeço a todas as minhas amigas, de Ribeirão Preto ao Japão, por serem verdadeiramente minhas amigas. Ao coletivo cultural Baque Mulher, que continua embalando o meu caminhar. Com carinho e profundo respeito, agradeço ao Centro Cultural Orùnmilá e às minhas *Iyás* por me permitirem aprender com a cosmovisão iorubá e compreender melhor meu papel na sociedade.

Aos meus amigos de laboratório, Mariana, Cauê e Renato, agradeço pela amizade, pelos momentos de descontração e pelas boas risadas. Quando passei no processo seletivo, desejei conhecer pessoas novas que se tornassem grandes parceiras de trabalho e de vida — e assim aconteceu. Agradeço ao meu orientador, Alex, por todo o aprendizado que um excelente pesquisador pode oferecer, mas, sobretudo, por sua gentileza e generosidade. Obrigada por tudo!

Sou grata à Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro durante todo o projeto (CAPES Finance code 001), e ao PROAP/CAPES do PPGERN pelo suporte complementar. Agradeço à Fundação Florestal, às Estações Ecológica e Experimental de Itirapina e à UFSCar por me permitirem realizar minha pesquisa, oferecendo todo o apoio e orientação necessários. Também sou grata à UFSCar, ao PPGERN, à secretaria e aos professores e professoras que fizeram deste mestrado um período único de trocas e aprendizados.

## Resumo

Ao longo da história evolutiva, o fogo tem sido um agente natural modelador dos ecossistemas terrestres. No Cerrado, ele regula a vegetação aberta e impede o adensamento florestal, sendo um elemento-chave na dinâmica ecológica das paisagens savânicas. No entanto, a interferência humana vem alterando os regimes naturais de incêndio, intensificando queimadas e seus efeitos sobre os ecossistemas sensíveis como as Matas ripárias. Essas florestas desempenham um papel essencial na estabilidade da paisagem, funcionando como refúgios para diversas espécies e barreiras naturais contra incêndios. Este estudo analisou os efeitos do fogo em seis matas ripárias protegidas no Estado de São Paulo, investigando a resposta da vegetação e da avifauna. Locais queimados apresentaram maior mortalidade de árvores e redução na cobertura do dossel, com maior entrada de luz no interior da floresta e invasão de gramíneas exóticas inflamáveis. No contexto da avifauna, matas queimadas possuíram maior presença de espécies independentes de floresta, enquanto insetívoros estiveram em menor número, provavelmente dado a transformação do ambiente e a redução de recursos. Os resultados desta pesquisa sugerem a fragilidade de ao menos parte da vegetação e avifauna das matas ripárias diante dos incêndios antrópicos e a necessidade de estratégias de manejo eficazes. O reconhecimento do fogo como elemento regulador e a adoção de práticas como o manejo integrado de fogo podem contribuir para a conservação do Cerrado, garantindo sua resiliência diante das crescentes ameaças ambientais.

**Palavras-chave:** Comunidade de aves, Fogo, Incêndios antrópicos, Manejo do fogo, Matas ripárias

## **Abstract**

Throughout Earth's evolutionary history, fire has been a natural force shaping terrestrial ecosystems. In the Cerrado, it regulates open vegetation and prevents woody encroachment, acting as a key element in the dynamics of savanna landscapes. However, humans have been altering fire regimes, intensifying wildfires and affecting sensitive ecosystems such as riparian forests. These forests play an essential role in landscape stability, serving as refuges for various species and acting as natural fire breaks. In this study I compared the vegetation and avifauna between burned and unburned riparian forests in the state of São Paulo, Brazil. Burned forests showed increased tree mortality and reduced canopy cover, with more light and invasion of highly flammable exotic grasses. Regarding bird communities, burned forests showed more forest-independent species and less insectivores than unburned forests, likely reflecting changes in environmental conditions and resource availability. These results suggest the vulnerability of at least part of the vegetation and bird fauna of riparian forests to human-induced fires and highlight the need for effective management strategies. Recognizing fire as a key ecological process and adopting fire management practices, we can contribute to Cerrado conservation, ensuring its resilience amid growing environmental threats.

**Keywords:** Anthropogenic fires, Bird community, Fire, Fire management, Riparian forests.

## Lista de Figuras

### Introdução Geral

<b>Figura 1.</b> Esquema ilustrativo da queima de uma mata ripária e a sucessão florestal.	13
<b>Figura 2.</b> Localização das áreas de estudo.	16
<b>Figura 3.</b> Registro fotográfico.	21
<b>Figura 4.</b> Registro fotográfico.	22
<b>Figura 5.</b> Registro fotográfico.	23

### Capítulo 1

<b>Figura 1.</b> Localização das áreas de estudo.	38
<b>Figura 2.</b> Gráfico NMDS demonstrando diferenças na estrutura da vegetação entre áreas queimadas e não queimadas.	41

### Material Suplementar do Capítulo 1

<b>Figura 1S.</b> Gráfico boxplot comparando os atributos da vegetação entre áreas queimadas e controle.	53
<b>Figura 2S.</b> Registro fotográfico da cobertura do solo	54
<b>Figura 3S.</b> Registro fotográfico da cobertura de dossel	55

### Capítulo 2

<b>Figure 1.</b> Representation of bird communities in burnt and unburnt riparian forests according to the NMDS.	66
<b>Figure 2.</b> Canonical Correspondence Analysis (CCA) of bird communities in burnt and unburnt riparian forests.	68

### Material Suplementar do Capítulo 2

<b>Figure S1.</b> Sampling completeness curves for each study area, estimated based on the number of individuals sampled.	86
<b>Figure S2.</b> Total bird abundance per plot in unburnt and burnt areas.	87
<b>Figure S3.</b> Bird species recorded in burnt and unburnt areas, with associated traits including body mass, forest dependency, and diet.	94
<b>Figure S4.</b> Bird abundance per trophic guild in each sampling point in burnt and unburnt areas.	98
<b>Figure S5.</b> Bird abundance per category of forest dependency in each sampling point in burnt and unburnt areas.	98

<b>Figure S6.</b> Abundance of the ten most abundant frugivorous and insectivorous bird species per sampling point in burnt and unburnt areas.	99
<b>Figure S7.</b> Photographic record of canopy cover in riparian forests	100
<b>Figure S8.</b> Photographic record of ground cover in riparian forests	101

## Lista de Tabelas

### Capítulo 1

<b>Tabela 1.</b> Resultados dos GLMMs que avaliaram a relação do fogo com os atributos da vegetação.	42
--	----

### Capítulo 2

<b>Table 1.</b> Results of Generalized Linear Mixed-effects Models.	68
---	----

### Material Suplementar do Capítulo 2

<b>Table S1.</b> Sampling area descriptions and fire occurrence.	82
<b>Table S2.</b> Bird species and families sampled during this study.	83
<b>Table S3.</b> Bird species recorded in burnt and unburnt areas, with associated traits including body mass, forest dependency, and diet.	88

## Sumário

<b>1. Introdução Geral</b>	<b>09</b>
<b>2. Área de Estudo</b>	<b>15</b>
2.1. Estações Ecológica e Experimental de Itirapina	15
2.2. Universidade Federal de São Carlos	17
2.3. Histórico do fogo	18
2.4. Desenho amostral	19
2.5. Registros fotográficos	20
<b>3. Referências Bibliográficas</b>	<b>24</b>
<b>4. Capítulo 1</b>	<b>32</b>
4.1. Abstract	32
4.2. Resumo	33
4.3. Introdução	34
4.4. Materiais e Métodos	36
4.4.1. Área de Estudo	36
4.4.2. Desenho Amostral	38
4.4.3. Análise de Dados	39
4.5. Resultados	40
4.6. Discussão	42
4.7. Referências Bibliográficas	45
4.8. Material Suplementar do Capítulo 1	53
<b>5. Capítulo 2</b>	<b>56</b>
5.1. Abstract	56
5.2. Resumo	57
5.3. Introduction	58
5.4. Material and methods	60
5.4.1. Study sites	60
5.4.2. Bird sampling and Functional traits	60
5.4.3. Vegetation sampling	61
5.4.4. Statistical analyses	62
5.5. Results	64
5.6. Discussion	69
5.7. References	73
5.8. Supplementary material	82
<b>6. Conclusão</b>	<b>102</b>
6.1. Referências Bibliográficas	104

## 1. Introdução Geral

O fogo é um processo natural amplamente distribuído no sistema terrestre, desempenhando um papel essencial na formação e manutenção dos ecossistemas ao longo de milhões de anos (Bond et al., 2005; Pausas & Keeley, 2009). Os incêndios influenciam a distribuição global dos biomas e regula a estrutura das comunidades propensas a incêndios (Bond & Keeley, 2005). O clima no final do Terciário permitiu que a maior frequência do fogo abrisse áreas antes florestadas, favorecendo a expansão das savanas globais e das gramíneas C4 (Keeley & Rundel, 2005). Com alta inflamabilidade, essas gramíneas não apenas aumentaram a frequência dos incêndios, mas também modificaram a dinâmica dos ecossistemas, favorecendo a manutenção de ambientes abertos e impedindo a regeneração de áreas florestadas, consolidando a dominância das savanas em diferentes partes do globo (Hobbs & Huenneke, 1992).

Muitas plantas evoluíram mecanismos que aumentam sua sobrevivência e regeneração em ambientes propensos ao fogo. A capacidade de rebrota, amplamente distribuída entre dicotiledôneas, é um exemplo de adaptação desenvolvida como resposta aos incêndios recorrentes (Pausas & Keeley, 2019). Características estruturais como cascas espessas e gemas protegidas—subterrâneas ou embutidas no tronco—minimizam danos e favorecem a recuperação pós-fogo (Pausas, 2015; Pausas et al., 2018). Além disso, gatilhos fisiológicos, como choque térmico, compostos químicos da fumaça e madeira carbonizada, estimulam a germinação de sementes (de espécies das famílias Fabaceae e Myrtaceae no Cerrado, por exemplo), garantindo sua emergência em períodos pós-incêndio, quando há maior disponibilidade de luz, água e nutrientes (Pausas & Verdú, 2005; Auld & Ooi, 2009). Assim, o fogo molda as adaptações que garantem a persistência de certas espécies nesses ecossistemas.

O fogo gera variações complexas na paisagem que não se restringem a um ponto específico no tempo e espaço. Mais do que o fogo em si, é o regime de fogo que define os ecossistemas, suas espécies e perspectivas de conservação (Woinarski & Legge, 2013). Esse regime corresponde ao conjunto de parâmetros utilizados na caracterização de um padrão de queima, abrangendo tipo de fogo (subterrâneo, de superfície ou de copa), intensidade, frequência, sazonalidade e extensão (Cochrane & Ryan, 2009). Ao interagir com o clima, a topografia e o acúmulo de material combustível, o regime de fogo determina a severidade das queimadas e seus impactos ecológicos (Downing et al., 2019). Em condições naturais, ele tende a gerar incêndios rápidos e de baixa intensidade, historicamente frequentes no final da

estação seca e início da chuvosa (Pivello et al., 2021). Essas queimadas ocorrem, em sua maioria, por raios que atingem a vegetação ainda seca (Frizzo et al., 2010; Pivello et al., 2021), originando incêndios de superfície que consomem principalmente a biomassa acumulada sobre o solo em áreas campestres e savânicas (Kauffman et al., 1994). Assim, a frequência dos incêndios naturais mantém a estrutura das fitofisionomias abertas ao evitar o adensamento da vegetação lenhosa (Durigan, 2020).

Embora as savanas possuam uma certa tolerância ao fogo, alterações no regime natural podem representar riscos significativos para esses ecossistemas (Miranda et al., 2010). Há cerca de 100.000 anos, o domínio do fogo pelos humanos para atividades cotidianas começou a modificar essa dinâmica, influenciando a interação entre fogo e clima (Vale, 2002; Bowman et al., 2009; Bliege Bird et al., 2012). Além de seu papel essencial no cotidiano, o fogo tornou-se uma ferramenta crucial no manejo ambiental, sendo empregado para a obtenção de alimentos, caça, construção de abrigos e práticas rituais (Hardesty et al., 2005). Com o passar do tempo, mudanças sociais, como a Revolução Industrial, também desempenharam um papel fundamental na transformação dos regimes de fogo, impactando a frequência e intensidade das queimadas em diversas partes do mundo (Pausas & Keeley, 2009).

Atualmente, a origem mais comum do fogo é a antrópica (Pausas e Keleey, 2009), vinculada a práticas como a conversão de terras para agropecuária e a renovação de pastagens (Pivello et al., 2021). Essas atividades humanas têm aumentado a incidência de ignições, além de suprimir a ocorrência de incêndios naturais, modificando a sazonalidade do fogo e alterado sua dinâmica (Archibald, 2016; Bowman et al., 2009; Bowman, 2013). Em especial, a expansão do agronegócio sobre as savanas tem causado perda de habitat e introdução de gramíneas exóticas (Strassburg et al., 2017), resultando em maior produção de biomassa combustível e, conseqüentemente, um ambiente mais inflamável (Damasceno et al., 2018).

Assim, regimes históricos de incêndios de superfície, caracterizados por alta frequência e baixa severidade, estão sendo gradualmente substituídos por incêndios menos frequentes, porém de alta intensidade, que ultrapassam a variabilidade natural das savanas (Pausas & Keleey, 2009). Além disso, as mudanças climáticas vêm intensificando essas transformações ao tornar as savanas ao redor do mundo progressivamente mais quentes e secas ao longo dos anos, aumentando sua vulnerabilidade a incêndios severos (Jolly et al., 2022; Hofmann et al., 2021). Como consequência, as savanas tropicais estão perdendo sua resiliência (Bengtsson et al., 2019) e tornando-se uma das paisagens mais ameaçadas

globalmente, em grande parte devido ao manejo inadequado da terra (Bustamante et al., 2022).

Considerado a savana mais biodiversa e mais ameaçada do mundo (Murphy et al., 2016; Vieira-Alencar et al., 2025), o Cerrado exemplifica as transformações no regime de fogo que ocorreram nas savanas ao longo das últimas décadas. Embora este domínio seja naturalmente adaptado ao fogo, com ciclos de queimadas regulares, a rápida expansão agrícola tem fragmentado a paisagem, dificultando a propagação das chamas dos incêndios naturais e comprometendo sua frequência (Durigan & Ratter, 2016; Schmidt & Eloy, 2020). Paralelamente, a percepção de que o fogo prejudica a biodiversidade levou à sua exclusão total em áreas protegidas. No entanto, essa supressão altera a dinâmica do fogo nas savanas, promovendo o acúmulo excessivo de biomassa e tornando os incêndios, quando ocorrem, mais intensos e difíceis de controlar (Coutinho, 1990; Ramos-Neto & Pivello, 2000; Pivello, 2006; Durigan & Ratter, 2016; Durigan, 2020). Além disso, a ausência de queimadas periódicas vem favorecendo o adensamento da vegetação lenhosa sobre áreas originalmente abertas, como campos e savanas naturais, reduzindo a diversidade de espécies herbáceas e alterando a estrutura do Cerrado (Medeiros & Fiedler, 2011; Abreu et al., 2017).

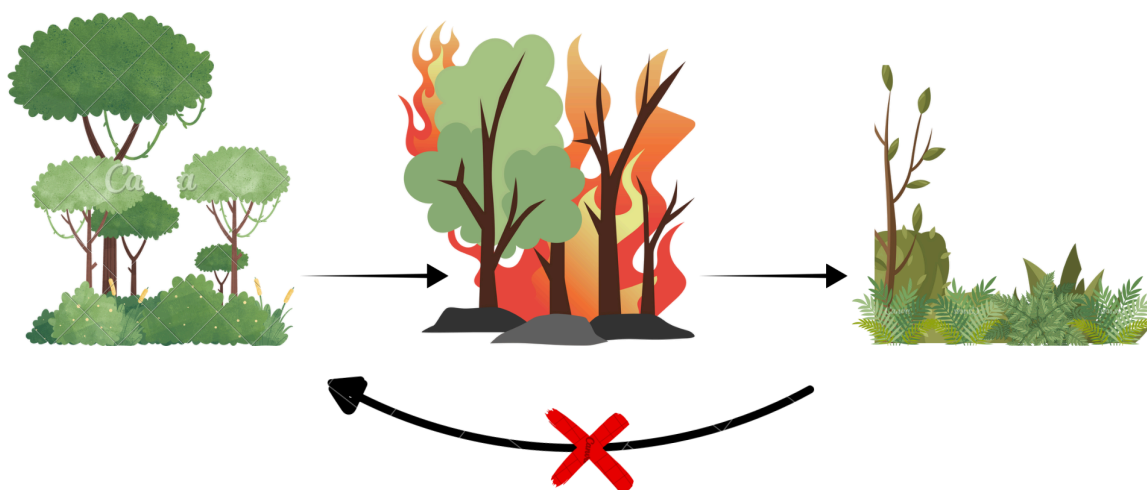
Por outro lado, em áreas particulares, a frequência e a intensidade dos incêndios aumentaram devido às ações antrópicas, chegando a ocorrer até 2-3 vezes mais que o ciclo natural (Pivello et al., 2021). Entre 2014 e 2017, a área do Cerrado queimada anualmente variou de 9 a 12 Mha, concentrando-se principalmente na nova fronteira agrícola ao norte do país (Silva et al., 2020). Esse aumento está diretamente ligado à conversão de áreas naturais em pastagens (Durigan & Ratter, 2016; Schmidt & Eloy, 2020), intensificando incêndios fora de época, mais duradouros e severos, sem interferência das chuvas (Miranda et al., 1993; Ramos-Neto & Pivello, 2000; Miranda et al., 2010).

Grande parte das espécies lenhosas do Cerrado apresenta forte suberização dos troncos e galhos, proporcionando isolamento térmico durante os incêndios (Miranda et al., 2002). No entanto, há variação significativa na tolerância das plantas ao fogo e na capacidade de recuperação pós-distúrbio (Miranda et al., 2002). Algumas espécies, como *Caryocar brasiliense* (pequi), desenvolvem casca espessa que garante proteção e facilita a regeneração após queimadas. Outras, como *Miconia albicans* (canela-de-velho), são mais vulneráveis: seus frutos e sementes frequentemente sofrem danos pelo fogo, comprometendo sua reprodução e regeneração populacional (Miranda et al., 2002). Além disso, devido à sua vasta

extensão – aproximadamente 2 milhões de km<sup>2</sup> – o Cerrado abriga um mosaico complexo de fitofisionomias (Coutinho, 1990; Ribeiro & Walter, 2008), incluindo formações de floresta tropical úmida, como as Matas ripárias . Embora imersas em uma matriz propensa a incêndios, essas florestas ribeirinhas apresentam microclima úmido, reduzindo a propagação de incêndios naturais (Hoffmann et al., 2012; Pivello et al., 2021).

Ao contrário das áreas abertas do Cerrado, a vegetação das matas ripárias não é propensa ao fogo, e a maioria das espécies arbóreas possui cascas finas, evidenciando sua resistência limitada a incêndios (Moreira, 2000; Hoffmann et al., 2012; Dantas et al., 2013). Durante períodos de seca extrema, incêndios que atingem essas florestas causam impactos profundos na estrutura e dinâmica da vegetação (Pettit & Naiman, 2007). A mortalidade elevada de árvores de casca fina cria aberturas no dossel, e junto com a morte de plântulas, reduz a cobertura vegetal e favorece a erosão do solo (Pettit & Naiman, 2007; Flores et al., 2020). Além disso, a serrapilheira é consumida, deixando o solo descoberto e facilitando a invasão por gramíneas e ervas exóticas que competem com as espécies nativas (Massi et al., 2017; Brando et al., 2020; Pivello et al., 2021). A presença dessas gramíneas invasoras aumenta a inflamabilidade do ambiente, aumentando a chance de incêndios subsequentes e dificultando a sucessão florestal (Flores et al., 2016; Staver et al., 2020).

A recorrência de grandes incêndios na savana eleva significativamente o risco de colapso das Matas ripárias , levando-as a um estado degradado e instável, com estrutura mais aberta e semelhante à savana (van Nes et al., 2018). Um exemplo disso ocorreu em 2017, quando incêndios no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros resultaram na morte de aproximadamente metade das árvores adultas dessas florestas, evidenciando sua vulnerabilidade ao fogo (Flores et al., 2020). Diante desse cenário, surge a incerteza sobre a capacidade de recuperação dessas áreas: florestas ribeirinhas severamente degradadas podem retornar à sua condição original ou permanecer em um estágio de sucessão bloqueada, dominadas por samambaias e gramíneas invasoras (Figura 1), como já observado em formações florestais do Cerrado e da Amazônia (Flores et al., 2016; Hoffmann & Haridasan, 2008; Veldman & Putz, 2011).



**Figura 1.** Esquema ilustrativo da queima de uma mata ripária, evidenciando o processo de sucessão florestal bloqueada e a transição de um estado florestal para um alternativo, dominado por samambaias e gramíneas invasoras.

A regeneração das matas ripárias após incêndios depende da resiliência das espécies vegetais e da dispersão de sementes para recompor a estrutura florestal. Nesse contexto, as aves desempenham um papel fundamental ao transportar sementes e influenciar o recrutamento de plantas, sobretudo em florestas tropicais (Nathan & Muller-Landau, 2000; Sekercioglu, 2006; Peterson & Parker, 2016; Palma et al., 2020). Contudo, incêndios severos reduzem drasticamente a densidade de árvores remanescentes, potencialmente limitando a dispersão de sementes e comprometendo o restabelecimento da vegetação (Pettit & Naiman, 2007). Além disso, o fogo altera a fenologia das plantas, reduzindo a disponibilidade de frutos, sementes e néctar para aves frugívoras, granívoras e nectarívoras (Vigilante & Bowman, 2004; Barlow & Peres, 2006). Grandes frugívoros de copa e insetívoros de sub-bosque sofreram perdas expressivas nos primeiros anos após incêndios em florestas amazônicas (Barlow & Peres, 2004). Em savanas tropicais, espécies de maior porte que dependem de habitats mais florestais, como áreas com cobertura contínua do dossel e sub-bosques sombreados, e que apresentam dietas especializadas, baseadas em frutos, sementes, néctar ou invertebrados, estão entre as mais vulneráveis às transformações

ambientais (Frizzo et al., 2011; Woinarski & Legge, 2013). A redução na presença dessas aves pode comprometer funções ecológicas essenciais, como a dispersão de sementes, a polinização e o controle de pragas (Sekercioglu, 2006).

Grande parte dos estudos sobre incêndios no Cerrado se concentram na vegetação savânica, restando lacunas no conhecimento sobre os impactos do fogo em fitofisionomias como as matas ripárias (Arruda et al., 2018). Essas florestas desempenham um papel essencial como fonte de recursos para fauna florestal e refúgio para fauna da savana durante incêndios (Redford & Fonseca, 1986; Frizzo et al., 2011), tornando fundamental uma compreensão mais aprofundada sobre os efeitos do fogo nesses ecossistemas. Além de servirem como abrigo, as matas ripárias também atuam como barreiras naturais contra incêndios, reduzindo sua propagação e favorecendo a estabilidade ecológica da paisagem (van Nes et al., 2018).

Em 2021, incêndios antrópicos atingiram matas ripárias em áreas protegidas do Cerrado no interior do Estado de São Paulo. Aproveitamos essa ocorrência para avaliar como a vegetação e a avifauna respondem ao fogo, fornecendo subsídios sobre sua capacidade de regeneração a curto prazo (2-4 anos). Escolhemos as aves porque, além de serem agentes de regeneração por dispersarem sementes, são excelentes bioindicadores devido sua sensibilidade a mudanças ambientais (Furness & Greenwood, 1993; Tuxill & Bright, 1998). O estudo também busca discutir a eficácia das políticas de supressão do fogo na conservação da biodiversidade do Cerrado, contribuindo para o debate sobre seu impacto na manutenção desses ecossistemas.

Com base na literatura existente sobre os efeitos do fogo no Cerrado, formulamos hipóteses para cada capítulo da dissertação. No primeiro capítulo, investigamos a estrutura da vegetação pós-incêndio, considerando que o fogo pode promover alterações, influenciadas pela cobertura do dossel, cobertura do solo e mortalidade das árvores, entre outros atributos. Além disso, avaliamos se matas ripárias queimadas apresentam maior heterogeneidade espacial em comparação às não queimadas. No segundo capítulo, examinamos os efeitos do fogo sobre a composição e abundância das espécies de aves, explorando como mudanças na cobertura vegetal e na estrutura florestal influenciam essa variação. Também consideramos a suscetibilidade diferencial das espécies aos efeitos do fogo, analisando características biológicas como massa, dependência florestal e dieta, e prevemos que guildas de frugívoros e insetívoros sejam as mais impactadas.

## 2. Área de Estudo

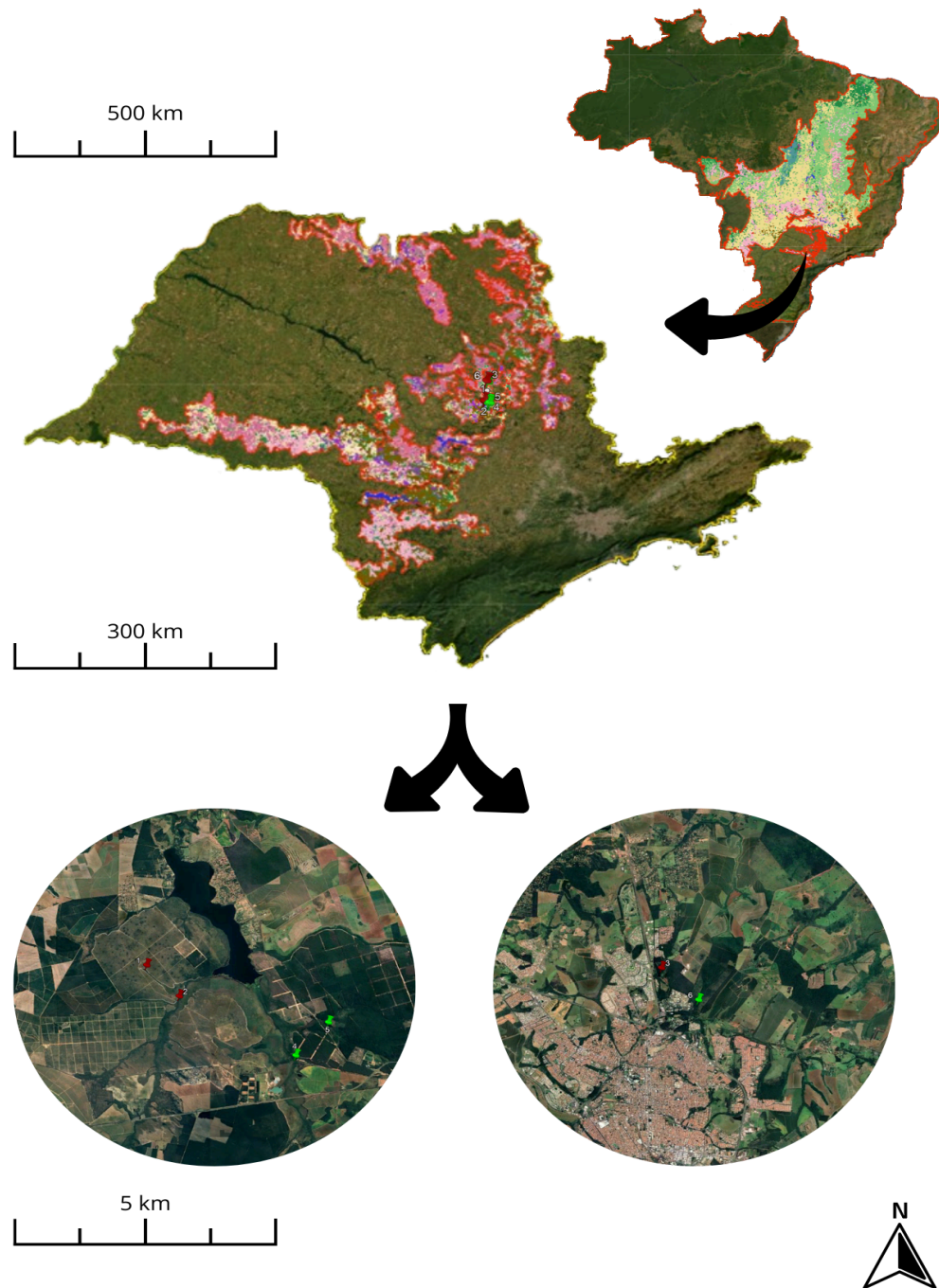
Este estudo foi conduzido em seis matas ripárias situadas nos municípios de Itirapina, Brotas e São Carlos, no estado de São Paulo, Brasil (Figura 2). O Cerrado paulista apresenta características marcantes devido à sua localização geográfica e condições climáticas, como a ocorrência de geadas severas e um período seco relativamente curto em comparação ao Planalto Central Brasileiro (Durigan et al., 2004). Historicamente, as áreas de Cerrado no estado de São Paulo eram naturalmente fragmentadas, formando enclaves em meio à Mata Atlântica, que constitui o domínio predominante na região (Kronka et al., 1998). No entanto, essas áreas sofreram uma drástica redução ao longo das últimas décadas devido à intensificação de atividades agropecuárias, expansão urbana e mineração (Mendonça, 2004; Durigan et al., 2007). Como consequência, os fragmentos remanescentes representam menos de 1% da cobertura original do Cerrado do estado (Cavassan, 2002; Durigan et al., 2015).

O Cerrado paulista é caracterizado pelo predomínio do cerradão, sendo possível distinguir duas grandes regiões conforme as fisionomias predominantes: a Ocidental, onde prevalece o cerradão, e a Oriental, marcada pela presença de formações savânicas e campestres (Durigan et al., 2003; 2004). Esses remanescentes estão inseridos em unidades de conservação ou em fragmentos naturais cercados por matriz antropizada composta por áreas urbanas, de pastagens e plantações de madeira (*Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.).

As unidades de conservação no Brasil apresentam diferentes graus de invasão por espécies exóticas, comprometendo significativamente seus ecossistemas (Pivello, 2005). No estado de São Paulo, essa problemática é evidenciada pela presença de gramíneas africanas invasoras, como *Melinis minutiflora* (capim-gordura), *Panicum maximum* (capim-colonião) e *Brachiaria* spp. (braquiárias), introduzidas para pastagem e que competem diretamente com a vegetação nativa, podendo provocar extinções locais e redução da biodiversidade (Instituto Florestal, 2006).

### 2.1. Estações Ecológica e Experimental de Itirapina

Nos municípios de Itirapina e Brotas, a área de estudo abrangeu a Estação Ecológica de Itirapina e a Estação Experimental de Itirapina, duas Unidades de Conservação inseridas na Bacia do Tietê Médio Inferior, que juntas constituem um dos mais importantes remanescentes de Cerrado no estado (Zanchetta et al., 2017). A região possui uma rede hidrográfica extensa, com cursos d'água que drenam o entorno das unidades e convergem



**Figura 2.** Localização das áreas de estudo: Seis matas ripárias distribuídas nos municípios de Itirapina, Brotas e São Carlos, estado de São Paulo, Brasil. Os alfinetes vermelhos (1, 2 e 3) indicam as matas ripárias queimadas do Córrego do Cabrito, Ribeirão do Lobo e Córrego do Espreado, respectivamente. Os alfinetes verdes (4, 5 e 6) representam as matas ripárias controle do Ribeirão Itaqueri, Córrego da Água Branca e Córrego do Fazzari, respectivamente.

para a Represa do Lobo (ou Broa) (Instituto Florestal, 2006). O impacto ambiental gerado pelas atividades antrópicas nos arredores dessas áreas, como contaminação do solo e do lençol freático, processos de assoreamento e a introdução de sedimentos e poluentes nos corpos d'água, tem resultado em impactos perceptíveis dentro das Unidades (Instituto Florestal, 2006).

A Estação Ecológica de Itirapina (22°13'S, 47°53'W) possui aproximadamente 2.300 ha de área protegida de Cerrado. O clima predominante é subtropical de inverno seco (Cwa, segundo Köppen), com temperatura média anual de 20,9°C e pluviosidade aproximada de 1.648 mm anuais (Dataclima.org). Sua paisagem é formada por um mosaico heterogêneo, onde 94% da área é coberta por fisionomias abertas, como campo sujo, campo úmido, campo cerrado e campo limpo, além da presença de cerrado *stricto sensu*, cerradão e matas ripárias (Instituto Florestal, 2006).

As Matas ripárias, que acompanham riachos e córregos de leitos bem definidos, formam corredores densos sobre os cursos d'água (Ribeiro & Walter, 2008). Para as coletas de dados, foram selecionadas três dessas matas, situadas ao longo do Córrego do Cabrito, Ribeirão do Lobo e Ribeirão Itaqueri (Figura 2). Essas formações são perenifólias, com cobertura arbórea entre 70% e 95%, dossel de 10 a 12 m de altura, larguras entre 20 e 30 m e alta umidade relativa, favorecendo a presença de epífitas como orquídeas, bromélias e samambaias (Instituto Florestal, 2006). Além disso, são áreas sujeitas a inundações sazonais, influenciadas pelo relevo e pelo transbordamento dos riachos na estação chuvosa, podendo apresentar transições abruptas para o cerrado ou serem circundadas por campos úmidos (Instituto Florestal, 2006).

Já a Estação Experimental de Itirapina (22°15'S, 47°50'W) abrange cerca de 3.212 ha, com a mata ripária do Córrego da Água Branca sendo a amostrada no estudo. Diferente da Estação Ecológica, esta unidade tem sua paisagem fortemente modificada pela presença de plantios comerciais de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp., o que fragmenta a vegetação nativa e reduz sua cobertura original (observação pessoal). Os remanescentes vegetais ainda preservados incluem cerrado *stricto sensu*, cerradão, matas ripárias e florestas paludosas. No entanto, algumas áreas, anteriormente ocupadas por cerrado, foram convertidas em pastagens, levando à degradação da vegetação nativa (Instituto Florestal, 2006).

A vegetação nativa das Unidades de Conservação apresenta diferentes graus de conservação, influenciados pelo histórico de uso da terra, pelas práticas de manejo e pela pressão antrópica. Algumas áreas abrigam alta biodiversidade, enquanto outras sofrem intensa degradação (Instituto Florestal, 2006). Entre os fatores que comprometem esses ecossistemas estão as invasões biológicas, o uso inadequado do solo e queimadas ocasionais. A expansão dessas invasões pode estar sendo favorecida pelo uso inadequado do solo no entorno, pela remoção da vegetação para construção de estradas e aceiros e pela deposição de resíduos de construção civil, que podem servir como vetores para a introdução de novas espécies (Instituto Florestal, 2006).

## 2.2. Universidade Federal de São Carlos

No município de São Carlos, a segunda área de estudo abrangeu a Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), localizada na antiga Fazenda Tranchan (21°50'S, 47°52'W), adquirida pela Prefeitura Municipal de São Carlos em 1968 e posteriormente doada à instituição.

Originalmente coberta pelo Cerrado, grande parte da vegetação foi eliminada devido às atividades agropecuárias desenvolvidas antes da implantação do campus universitário (Fusari, 2006). Desde 1993, a UFSCar tem promovido a recuperação de ambientes naturais remanescentes no campus, incluindo, entre 2003 e 2005, um reflorestamento heterogêneo em áreas antes ocupadas por gramíneas exóticas, utilizando mudas de viveiros da região (Fusari, 2006). Atualmente, cerca de 40% da área do campus de São Carlos é ocupada por vegetação secundária de Cerrado, com predominância de Cerrado *stricto sensu* sob invasão biológica especialmente por *Urochloa* spp. (Galindo et al., 2024). O remanescente de Cerrado tem aproximadamente 260 ha e está inserido em uma matriz de uso agropastoril, silvicultura e expansão urbana (Boschi et al., 2019).

As matas ripárias dos Córregos do Fazzari e do Espraiado são afluentes do rio Monjolinho, que integra a bacia hidrográfica homônima, situada na região centro-norte do estado de São Paulo (Roque & Trivinho-Strixino, 2001; Boschi et al., 2019). Essa bacia, com aproximadamente 275 km<sup>2</sup>, abrange altitudes entre 700 e 800 m e solos do tipo latossolo vermelho-amarelo, predominando no município de São Carlos, onde as atividades urbanas exercem forte influência ambiental (Mendes, 1998; Espíndola, 2000). O clima local é

classificado como Cfa, segundo Köppen, com temperatura média anual de 21,0°C e pluviosidade média anual de 1.404 mm (Boschi et al., 2019).

O córrego do Fazzari, de primeira ordem, possui pequenas dimensões e está inserido em uma área não urbanizada do campus da Universidade, com vegetação de cerrado *stricto sensu* (Siqueira & Trivinho-Strixino, 2005). Este córrego alimenta uma represa construída em 1978, causou a submersão parcial da mata ripária e ainda apresenta afloramentos de água subterrânea de boa qualidade (Trivinho-Strixino & Strixino, 1998). Já o córrego do Espraiado tem dois trechos no campus da UFSCar, sendo um caracterizado por mata ripária densa e dossel fechado e outro por vegetação ripária preservada próxima à canalização (Barrilli, 2014).

### **2.3. Histórico de fogo**

As queimadas são eventos recorrentes nas Unidades de Conservação de Itirapina (Brasileiro, 2004) e suas matas ripárias apresentam descontinuidade na cobertura vegetal devido a incêndios anteriores (Motta-Junior et al., 2008). No inverno de 2021, sucessivas geadas intensificaram a deposição de serrapilheira sobre o solo, criando condições favoráveis à propagação do fogo (obs. pess.). Em agosto do mesmo ano, incêndios de origem antrópica se iniciaram em áreas externas e rapidamente se espalharam, consumindo cerca de 500 ha da Estação Ecológica de Itirapina, atingindo trechos de savana e matas ripárias ao longo do Córrego do Cabrito e do Ribeirão do Lobo (obs. pess.). A queima persistiu por aproximadamente 48 horas, avançando também sobre áreas de plantação de *Eucalyptus* spp. e espaços de lazer (obs. pess.). Pouco mais de uma semana depois, focos de incêndio antrópicos surgiram também na UFSCar. As chamas atingiram a mata ripária do Fazzari, queimando cerca de 142 ha ao longo de 12 horas e afetando também plantações de *Pinus* spp. (obs. pess.).

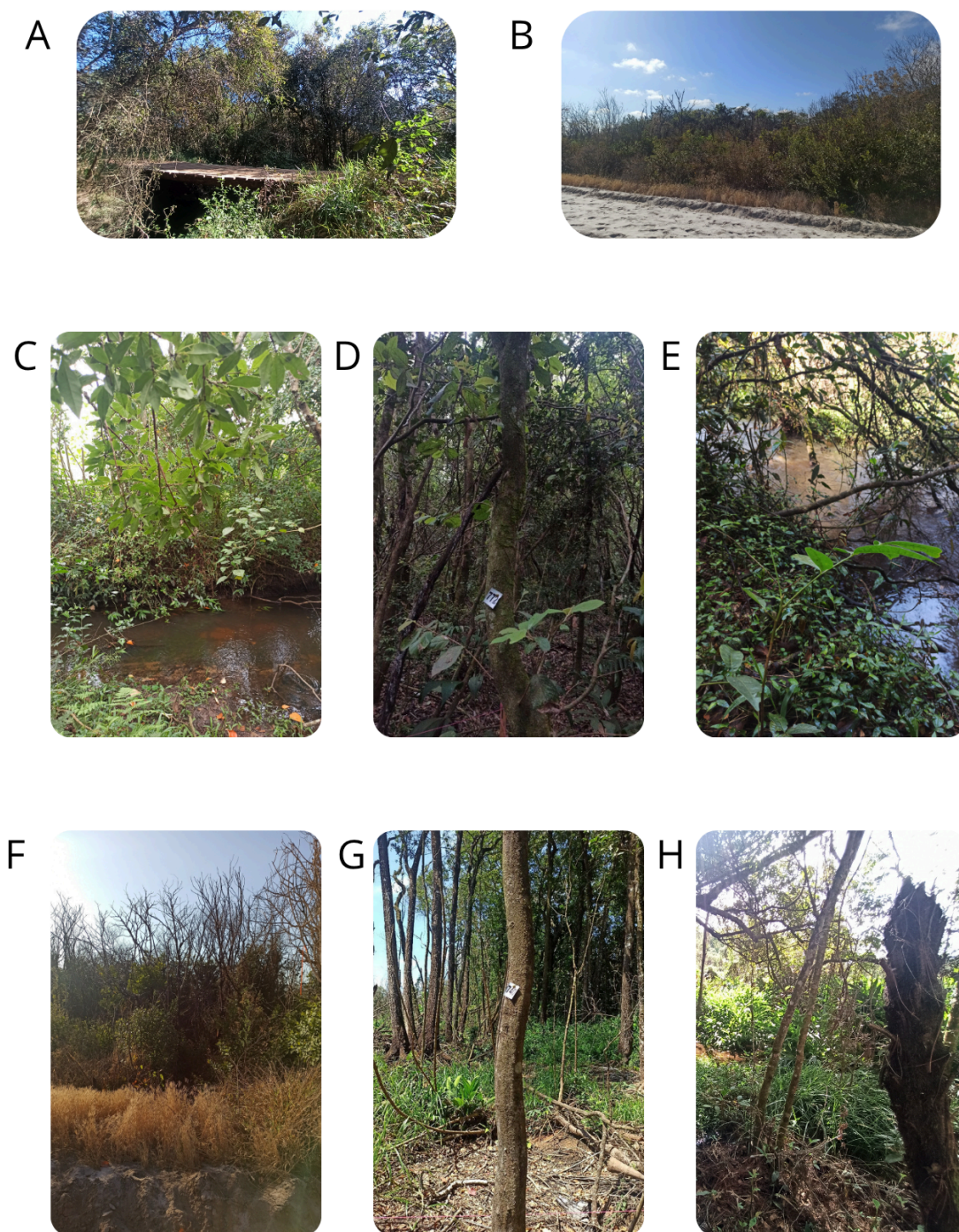
### **2.4. Desenho Amostral**

Em cada um dos capítulos a seguir, o desenho amostral considerou três matas ripárias como áreas controle: Ribeirão Itaqueri, Córrego da Água Branca e Córrego do Espraiado. Essas áreas não registraram incêndios nos últimos 10 anos, segundo dados do MapBiomias Fogo (Coleção 3, 2024). No entanto, em 2020, queimadas ocorreram em um trecho da mata ripária do Ribeirão Itaqueri, a aproximadamente 700 m dos pontos de amostragem.

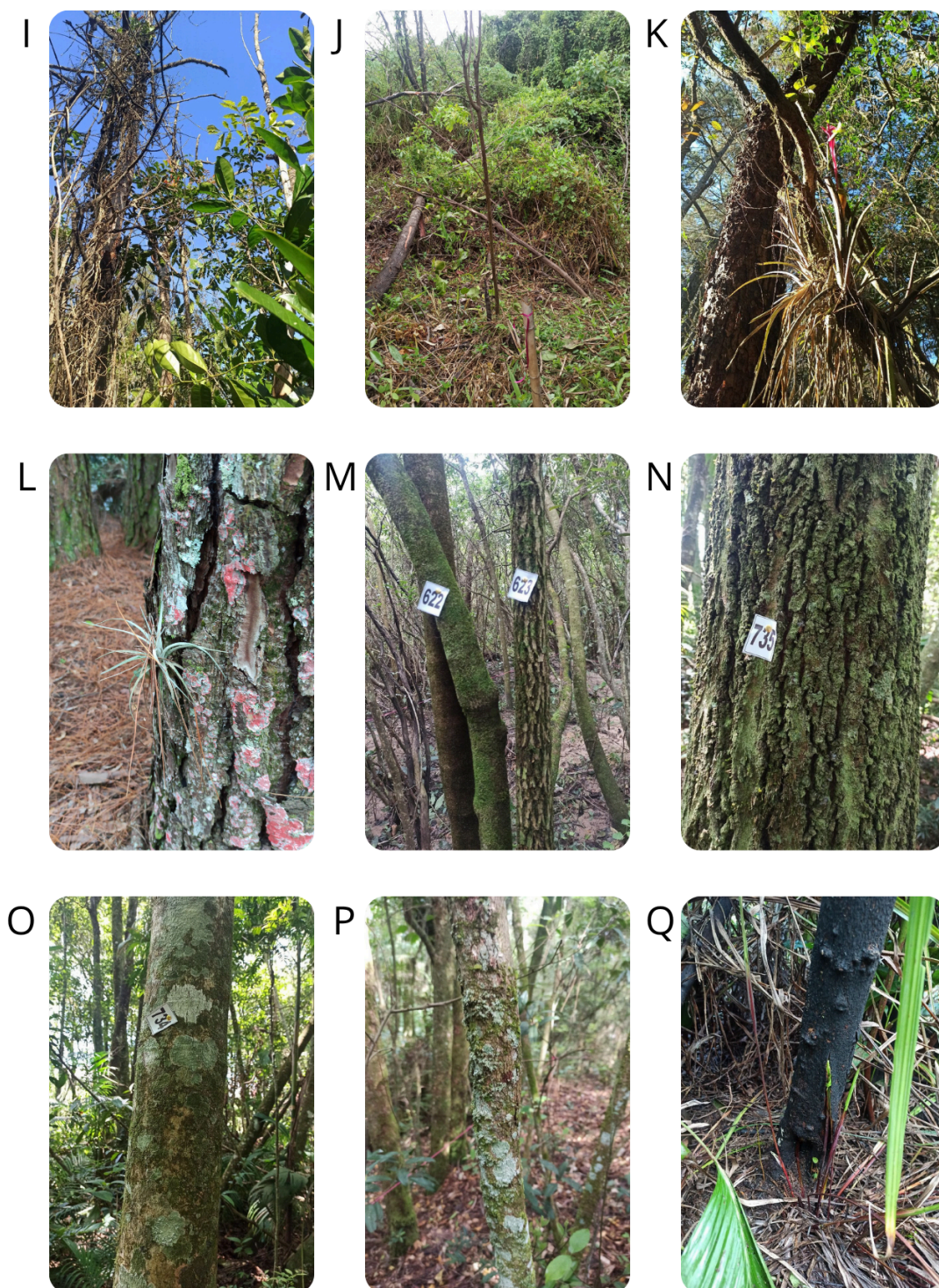
As matas ripárias do Córrego do Cabrito, do Ribeirão do Lobo e do Córrego do Fazzari, por sua vez, foram diretamente atingidas pelos incêndios de 2021 e, por isso, classificadas como áreas queimadas no estudo. Para garantir a comparação entre os grupos, as áreas controle foram selecionadas a uma distância mínima de 1 km das matas queimadas. Além disso, para algumas análises, as matas foram organizadas em três blocos experimentais, cada um contendo uma área queimada e uma área controle geograficamente próxima: Bloco 1 (Cabrito e Itaqueri), Bloco 2 (Lobo e Água Branca) e Bloco 3 (Fazzari e Espreado). Cinco pontos de amostragem georreferenciados foram estabelecidos em cada uma das seis Matas ripárias, distribuídos ao longo das margens dos corpos d'água e separados por, no mínimo, 100 metros. No total, foram definidos 15 pontos em áreas queimadas e 15 em áreas controle.

### **2.5. Registros fotográficos**

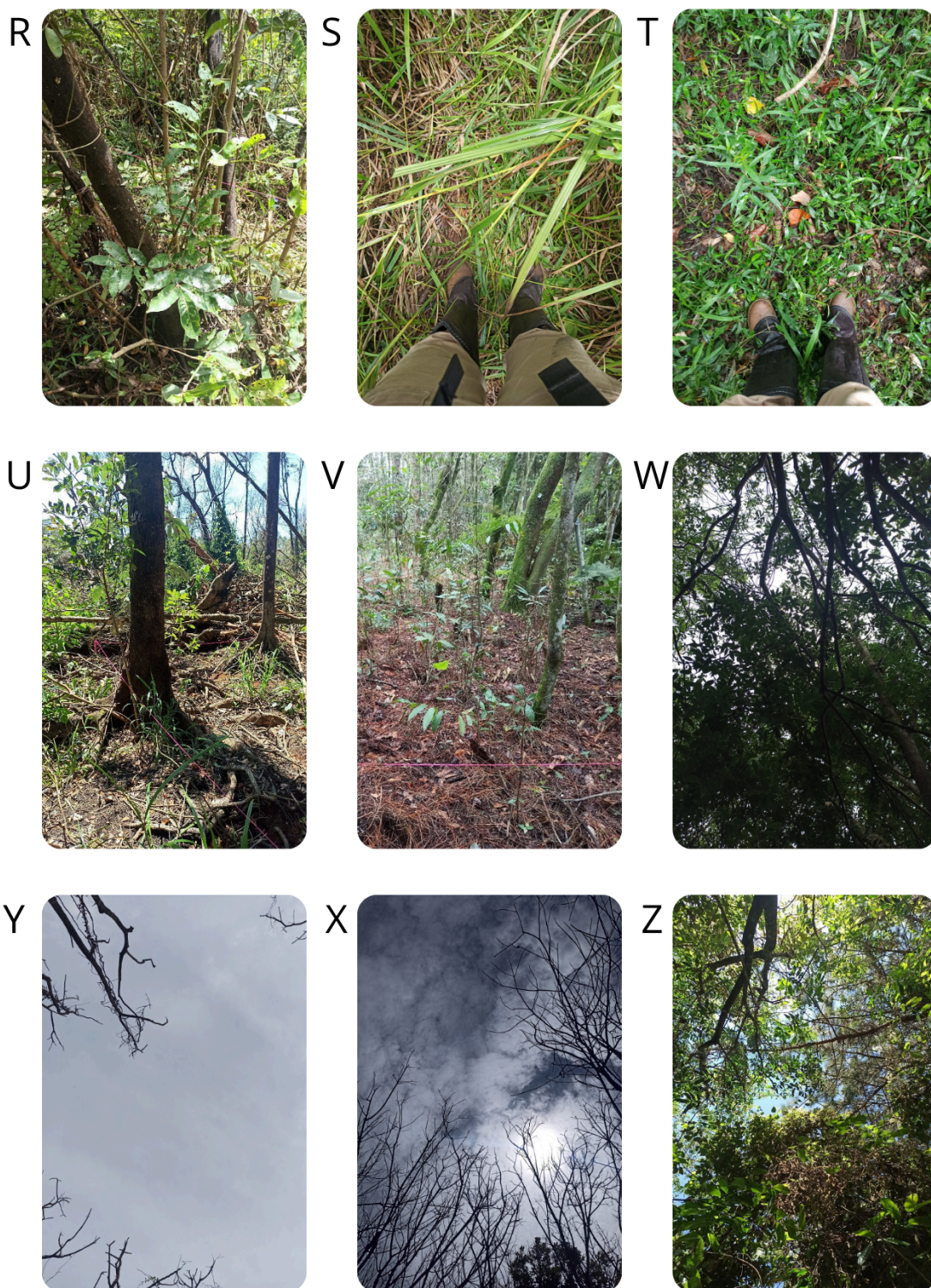
A seguir, apresentamos uma série de fotos das matas ripárias controle e matas ripárias queimadas, bem como de atributos da vegetação que foram amostrados nos capítulos desta dissertação, além da cobertura do solo e da cobertura de dossel.



**Figura 3.** Registro fotográfico. A. mata ripária do Ribeirão Itaqueri (controle); B. mata ripária do Ribeirão do Lobo (queimada); C. Ribeirão Itaqueri (controle); D. Interior da mata ripária do Córrego do Espriado (controle); E. Interior da mata ripária do Ribeirão Itaqueri (controle); F. Borda da mata ripária do Córrego do Cabrito (queimada); G. Interior da mata ripária do Córrego do Fazzari (queimada); H. Interior da mata ripária do Ribeirão do Lobo (queimada).



**Figura 4.** Registro fotográfico. I. Lianas sobre árvore morta na mata ripária do Córrego do Cabrito; J. Lianas sobre troncos caídos na mata ripária do Córrego do Lobo; K e L. Epífitas sobre tronco na mata ripária do Córrego da Água Branca (controle); M. Musgo sobre tronco na mata ripária do Córrego do Espraiado (controle); N. Musgo sobre tronco na mata ripária do Córrego da Água Branca (controle); O. Líquen sobre tronco na mata ripária do Córrego do Fazzari (queimada); P. Líquen sobre tronco na mata ripária do Córrego do Espraiado (controle); Q. Árvore morta pelo fogo na mata ripária do Córrego do Cabrito (queimada).



**Figura 5.** Registro fotográfico. R. Árvore queimada pelo fogo com rebrota na base na mata ripária do Córrego do Cabrito (queimada); S, T, U e V. Cobertura do solo nas matas ripárias do Córrego do Cabrito (queimada), do Ribeirão Itaqueri (controle), do Córrego do Fazzari (queimada) e do Córrego da Água Branca, respectivamente; W, Y, X e Z. Cobertura de dossel nas matas ripárias do Córrego do Espreado (controle), Córrego do Fazzari (queimada), Córrego do Cabrito (queimada) e Ribeirão Itaqueri (controle).

### 3. Referências Bibliográficas

ABREU, R. C. R. et al. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science Advances*, v. 3, e1701284, 2017. DOI: <http://doi.org/10.1126/sciadv.1701284>.

ARCHIBALD, S. Managing the human component of fire regimes: Lessons from Africa. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 371, n. 1696, p. 20150346, 2016. DOI: <http://doi.org/10.1098/rstb.2015.0346>.

ARRUDA, F. V. et al. Trends and gaps of the scientific literature about the effects of fire on Brazilian Cerrado. *Biota Neotropica*, v. 18, e20170426, 2018. DOI: <http://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2017-0426>.

BARLOW, J.; PERES, C. A. Ecological responses to El Niño-induced surface fires in central Brazilian Amazonia: management implications for flammable tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 359, p. 367–380, 2004. DOI: <http://doi.org/10.1098/rstb.2003.1423>.

BARLOW, J.; PERES, C. A. Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest. *Biodiversity and Conservation*, v. 15, p. 985–1012, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-004-3952-1>.

BENGTSSON, J. et al. Grasslands—More important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere*, v. 10, n. 2, e02582, 2019. DOI: <http://doi.org/10.1002/ecs2.2582>.

BIRD, R. et al. Aboriginal hunting buffers climate-driven fire-size variability in Australia's spinifex grasslands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 109, n. 26, p. 10287–10292, 2012. DOI: <http://doi.org/10.1073/pnas.1204585109>.

BOND, W.; KEELEY, J. Fire as a global 'herbivore': The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 20, n. 7, p. 387–394, 2005. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>.

BOND, W. J. et al. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*, v. 165, p. 525–538, 2005. DOI: <http://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01252.x>.

BOSCHI, R. S. et al. Avaliando a arborização urbana no campus de São Carlos da Universidade Federal de São Carlos, ações para uma Universidade Sustentável. In: MALHEIROS, T. F. et al. (Eds.). *Universidades rumo à sustentabilidade*. São Paulo: SGA/USP, 2019. p. 226–240.

BOWMAN, D. M. J. S. et al. Fire in the Earth system. *Science*, v. 324, p. 481–484, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1163886>.

BOWMAN, D. M.; O'BRIEN, J. A.; GOLDAMMER, J. G. Pyrogeography and the global quest for sustainable fire management. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 38, p. 57-80, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-082212-134049>.

BRANDO, P. M. et al. Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. *Flora*, v. 268, p. 151609, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151609>.

BUSTAMANTE, M. M. C.; et al. Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. *Brazilian Journal of Biology*, v. 72, p. 655-671, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400005>.

CLIMATE-DATA.ORG. Dados climáticos para cidades ao redor do mundo. Disponível em: <https://pt.climate-data.org>. Acesso em: [10 de outubro de 2024].

COUTINHO, L. M. Fire in the Ecology of the Brazilian Cerrado. In: GOLDAMMER, J. G. (Ed.). *Fire in the Tropical Biota*. Ecological Studies, v. 84. Berlin, Heidelberg: Springer, 1990. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-3-642-75395-4\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-642-75395-4_6).

DAMASCENO, G.; SOUZA, L.; PIVELLO, V. R.; GORGONE-BARBOSA, E.; GIROLDO, P. Z.; FIDELIS, A. Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. *Biological Invasions*, v. 20, n. 12, p. 3621-3629, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1800-6>.

DANTAS, V. L. et al. The role of fire in structuring trait variability in Neotropical savannas. *Oecologia*, v. 171, p. 487-494, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2431-8>.

DOWNING, W. M. et al. Influence of fire refugia spatial pattern on post-fire forest recovery in Oregon's Blue Mountains. *Landscape Ecology*, v. 34, p. 771–792, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00802-1>.

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F. D.; FRANCO, G. A. D. C. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, v. 64, n. 4, p. 355–363, 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-9016200700400006>.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology*, v. 53, n. 1, p. 11-15, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>.

DURIGAN, G. Zero-fire: not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. *Flora*, v. 268, p. 151612, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151612>.

FLORES, B. M. et al. Repeated fires trap Amazonian blackwater floodplains in an open vegetation state. *Journal of Applied Ecology*, v. 53, n. 5, p. 1597–1603, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12687>.

FLORES, B. M. et al. Tropical riparian forests in danger from large savanna wildfires. *Journal of Applied Ecology*, v. 58, p. 419-430, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13794>.

FRIZZO, T. L. M.; BONIZÁRIO, C.; BORGES, M. P.; VASCONCELOS, H. L. Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. *Oecologia Australis*, v. 15, n. 2, p. 365-379, 2011. DOI: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/8135>.

FURNESS, R. W.; GREENWOOD, J. J. D. (Eds.). *Birds as Monitors of Environmental Change*. Londres: Chapman & Hall, 1993. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-94-015-1322-7>.

HOBBS, R. J.; HUENNEKE, L. F. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, v. 6, p. 324-337, 1992. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4018-1\\_16](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4018-1_16).

HOFFMANN, W. A.; HARIDASAN, M. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology*, v. 33, n. 1, p. 29–36, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01787.x>.

HOFFMANN, W. A. et al. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters*, v. 15, n. 7, p. 759-768, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01789.x>.

HOFFMANN, W. A. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *Journal of Ecology*, v. 84, p. 383-393, 1996. DOI: <https://doi.org/10.2307/2261200>.

HOFMANN, G. S. et al. Environmental changes in the Brazilian Cerrado: becoming hotter and drier. *Global Change Biology*, v. 27, n. 17, p. 4060-4073, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15712>.

JOLLY, CHRIS J.; DICKMAN, CHRIS R.; DOHERTY, TIM S.; VAN EEDEN, LILY M.; GEARY, WILLIAM L.; LEGGE, SARAH M.; WOINARSKI, JOHN C. Z.; NIMMO, DALE G. Animal mortality during fire. *Global Change Biology*, v. 28, p. 2053-2065, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16044>.

KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. E. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. *Journal of Ecology*, v. 82, p. 519-531, 1994. DOI: <https://doi.org/10.2307/2261261>.

KEELEY, J. E.; RUNDEL, P. W. Fire and the Miocene expansion of C4 grasslands. *Ecology Letters*, v. 8, p. 683–690, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00767.x>.

MAPBIOMAS. Collection 3 of Annual burned area maps of Brazil (1985-2023). MapBiomass Data, v. 1, 2024. DOI: <https://doi.org/10.58053/MapBiomass/XUFVIC>.

MASSI, K. G. et al. Post-fire reproduction of herbs at a savanna-gallery forest boundary in Distrito Federal, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 77, n. 4, p. 876-886, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.06416>.

MEDEIROS, M.; FIEDLER, N. Heterogeneidade de ecossistemas, modelos de desequilíbrio e distúrbios. *Biodiversidade Brasileira*, v. 1, n. 2, 2011. DOI: <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v1i2.135>.

MIRANDA, A. C. et al. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, v. 9, p. 313–320, 1993. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467400007367>.

MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; MIRANDA, A. C. The fire factor. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). *The Cerrados of Brazil*. Nova York: Columbia University Press, 2002. p. 51-68. Disponível em:

[https://ava.icmbio.gov.br/pluginfile.php/4592/mod\\_data/content/19765/2002-The\\_Fire\\_Factor.pdf](https://ava.icmbio.gov.br/pluginfile.php/4592/mod_data/content/19765/2002-The_Fire_Factor.pdf)

MIRANDA, H. S. et al. Fires in the Cerrado, the Brazilian savanna. In: COCHRANE, M. A. (Ed.). *Tropical Fire Ecology: Climate Change, Land Use and Ecosystem Dynamics*. Heidelberg: Springer-Praxis, 2009. p. 427–450. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8\\_15](https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8_15).

MIRANDA, H. Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do Projeto Fogo. Brasília: IBAMA, 2010. Disponível em: [https://dataserver-coids.inpe.br/queimadas/queimadas/Publicacoes-Impacto/material3os/2010\\_Miranda\\_et\\_al\\_FogoEstruturaCerrado\\_IBAMA\\_DE3os.pdf](https://dataserver-coids.inpe.br/queimadas/queimadas/Publicacoes-Impacto/material3os/2010_Miranda_et_al_FogoEstruturaCerrado_IBAMA_DE3os.pdf).

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>.

MOTTA-JUNIOR, J. C.; GRANZINOLLI, M. A. M.; DEVELEY, P. F. Aves da Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 8, p. 207-227, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000300019>.

MURPHY, B. P.; ANDERSEN, A. N.; PARR, C. L. The underestimated biodiversity of tropical grassy biomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 371, n. 1703, p. 20150319, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0319>.

NATHAN, R.; MULLER-LANDAU, H. C. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 15, n. 6, p. 278-285, 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01874-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01874-0).

PALMA, A. C. et al. Contributions of frugivorous birds to forest regeneration. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 45, p. 243-260, 2020. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11252-020-01029-8>.

PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E. A burning story: The role of fire in the history of life. *BioScience*, v. 59, n. 7, p. 593–601, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>.

PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E. Wildfires as an ecosystem service. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 17, p. 289–295, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/fee.2044>.

PAUSAS, J. G.; VERDÚ, M. Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean basin: A phylogenetic approach. *Oikos*, v. 109, p. 196–202, 2005. DOI: <https://doi.org/10.2307/3548627>.

PAUSAS, J. G. et al. Unearthing belowground bud banks in fire-prone ecosystems. *New Phytologist*, v. 217, p. 1435–1448, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.14982>.

PAUSAS, J. G. Bark thickness and fire regime. *Functional Ecology*, v. 29, p. 315–327, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12372>.

PETERSON, N. B.; PARKER, V. T. Dispersal by rodent caching increases seed survival in multiple ways in canopy-fire ecosystems. *Ecology and Evolution*, v. 6, n. 13, p. 4298–4306, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.2156>.

PETIT, N. E.; NAIMAN, R. J. Fire in the riparian zone: Characteristics and ecological consequences. *Ecosystems*, v. 10, n. 5, p. 673–687, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/S10021-007-9048-5>

PIVELLO, V. Fire management for biological conservation in the Brazilian Cerrado. In: MISTRY, J.; BERARDI, A. (Eds.). *Savannas and Dry Forests - Linking People with Nature*. Hants: Ashgate, 2006. p. 129–154. Disponível em: <https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.4324/9781315243788-6/fire-management-biological-conservation-brazilian-cerrado-v%C3%A2nia-pivello>

PIVELLO, V. R. et al. 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>.

RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. *Environmental Management*, v. 26, n. 6, p. 675–684, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1007/s002670010124>.

REDFORD, K. H.; DA FONSECA, G. A. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica*, v. 18, n. 2, p. 126-135, 1986. DOI: <https://doi.org/10.2307/2388755>.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (eds.). *Cerrado: ecologia e flora*. Embrapa Cerrados, Planaltina, 2008, p. 151-212.

SCHMIDT, I. B.; ELOY, L. Fire regime in the Brazilian Savanna: recent changes, policy and management. *Flora*, v. 268, p. 151613, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151613>.

SEKERCIOĞLU, C. H. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 21, n. 8, p. 464-471, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>.

SILVA, P. S. et al. Drivers of burned area patterns in Cerrado: the case of Matopiba region. *ISPRS Archives*, v. XLII-3/W12, p. 135-202, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1109/LAGIRS48042.2020.9165665>.

STAVER, A. C., BRANDO, P. M., BARLOW, J., MORTON, D. C., PAINE, C. E. T., MALHI, Y., MURAKAMI, A. A., & PASQUEL, J. A. 2020. Thinner bark increases sensitivity of wetter Amazonian tropical forests to fire. *Ecology Letters*, v. 23, p. 99-106, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.13409>.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, v. 1, n. 4, p. 1-3, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>.

TUXILL, J.; BRIGHT, C. Losing Strands in the Web of Life. In: BROWN, L. R. et al. *State of the World 1998*. Nova York: W.W. Norton and Company, 1998. Disponível em: <https://archive.org/details/losingstrandsinw00tuxirich>.

VALE, T. R. *Fire, Native Peoples, and the Natural Landscape*. Washington, DC: Island Press, 2002. Disponível em: <https://archive.org/details/firenativepeople0000unse>.

VAN NES, E. H.; STAAL, A.; HANTSON, S.; HOLMGREN, M.; PUEYO, S.; BERNARDI, R. E.; et al. Fire forbids fifty-fifty forest. *PLoS ONE*, v. 13, n. 1, e0191027, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191027>.

VELDMAN, J. W.; PUTZ, F. E. Grass-dominated vegetation, not species-diverse natural savanna, replaces degraded tropical forests on the southern edge of the Amazon Basin. *Biological Conservation*, v. 144, n. 5, p. 1419–1429, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.01.011>.

VIGILANTE, T.; BOWMAN, D. M. J. S. Effects of individual fire events on the flowering of fruit tree species, with reference to Aboriginal management and use, in Kalumburu, North Kimberley, Australia. *Australian Journal of Botany*, v. 52, p. 405-415, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1071/BT03157>.

WOINARSKI, J. C. Z.; LEGGE, S. The impacts of fire on birds in Australia's tropical savannas. *Emu - Austral Ornithology*, v. 113, n. 4, p. 319-352, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1071/MU12109>.

## 4. Capítulo 1

### O avanço dos incêndios antrópicos sobre as matas ripárias no Cerrado brasileiro.

#### 4.1. Resumo

O Cerrado é um domínio onde o fogo desempenha um papel ecológico essencial, regulando a vegetação de áreas abertas e prevenindo o adensamento florestal. No entanto, políticas de supressão do fogo, somadas às pressões agrícolas e às mudanças climáticas, têm gerado incêndios descontrolados que alteram seu regime natural, afetando ecossistemas sensíveis como as Matas ripárias. Este estudo analisou os impactos do fogo na vegetação de seis matas ripárias no Estado de São Paulo, investigando mudanças estruturais causadas por incêndios antrópicos. Amostramos três matas queimadas em 2021 e três sem incêndios nos últimos dez anos, utilizadas como controle. Os incêndios duplicaram a mortalidade de árvores e reduziram em 57,5% a cobertura do dossel, favorecendo a invasão de gramíneas exóticas que aumentam a inflamabilidade e dificultam a regeneração. Musgos, líquens e epífitas sofreram declínio significativo, possivelmente devido a alterações microclimáticas. O Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) revelou diferenças estruturais relevantes entre áreas queimadas e controle. A heterogeneidade dos incêndios permitiu que algumas áreas fossem menos afetadas, podendo atuar como refúgios ecológicos e fontes de propágulos para a regeneração. No entanto, a recuperação dessas matas é incerta devido ao risco de novos incêndios e à expansão de invasoras. O efeito cumulativo do fogo pode colapsar essas florestas, favorecendo sua transição para um estado intermediário entre floresta e savana aberta. Estratégias eficazes de manejo são necessárias para evitar sua degradação e assegurar sua resiliência.

**Palavras-chave:** áreas refúgio; atributos florestais, espécies invasoras, savana neotropical

## 4.2. Abstract

The Cerrado is a domain where fire plays an essential ecological role, regulating vegetation dynamics in open areas and preventing forest densification. However, fire suppression policies, combined with agricultural pressures and climate change, have led to uncontrolled fires that alter the natural fire regime, affecting sensitive ecosystems such as riparian forests. This study analyzed the impacts of fire on the vegetation of six riparian forests in São Paulo, investigating structural changes caused by anthropogenic fires. Three burned forests in 2021 and three unburned forests from the last ten years (control) were sampled. Data were analyzed using multivariate methods and mixed models. The fires doubled tree mortality and reduced canopy cover by 57.5%, promoting the invasion of exotic grasses that increase flammability and hinder forest regeneration. Mosses, lichens, and epiphytes were significantly less abundant, possibly due to microclimatic alterations. NMDS revealed significant structural differences between burned and control areas. The heterogeneity of fire effects allowed some areas to be less affected, potentially acting as ecological refuges and sources of propagules for regeneration. Forest recovery may be hindered by recurring fires and the presence of invasive species, potentially encouraging gradual transitions between forested and savanna-like formations. Thoughtful fire management strategies could play a key role in preserving ecological integrity over time.

**Keywords:** forest attributes, invasive species, neotropical savanna, refuge areas

### 4.3. Introdução

O fogo desempenha um papel crucial na dinâmica dos ecossistemas, criando mosaicos de severidade de queima que influenciam diretamente a composição e a estrutura da vegetação ao longo do tempo (Abreu et al., 2017; Downing et al., 2019). Nas savanas, ele moldou comunidades biológicas por milhões de anos, sendo um fator determinante na evolução desses ambientes (Hobbs & Huenneke, 1992; Miranda et al., 2002; Simon et al., 2009). Além desses efeitos na vegetação (Abreu et al., 2017), o fogo exerce impactos significativos nas propriedades do solo, na disponibilidade de água e até no clima regional (Bowman et al., 2009; Bowman et al., 2013; Bustamante et al., 2022).

Nessa dinâmica, as vegetações sujeitas ao fogo natural apresentam adaptações evolutivas, como cascas espessas e gemas protegidas, que asseguram sua resiliência em um domínio essencialmente pirofítico (Coutinho, 1990; Pausas & Parr, 2018). Nesse ecossistema sazonalmente seco, o fogo ocorre de forma natural, principalmente devido à queda de raios no início da estação chuvosa, quando a vegetação ainda está seca, e ocasionalmente ao final desse período (Frizzo et al., 2011; Pivello et al., 2021). Esses incêndios, geralmente de baixa propagação devido às chuvas subsequentes (Ramos-Neto & Pivello, 2000), desempenham um papel fundamental na manutenção das fitofisionomias abertas, ao limitar o adensamento da vegetação lenhosa (Durigan et al., 2020). Caracterizados como incêndios de superfície, os incêndios naturais consomem principalmente a biomassa acumulada sobre o solo em áreas campestres e savânicas (Kauffman et al., 1994). Apesar de terem baixa intensidade, a ocorrência frequente de incêndios naturais, variando entre 2 e 6 anos (Pereira-Junior et al., 2014), afeta significativamente a vegetação arbórea, impedindo que plântulas alcancem a fase adulta e favorecendo, assim, o predomínio de espécies herbáceas e arbustivas (Hoffmann, 1996; Higgins et al., 2000).

Embora o Cerrado, savana brasileira hotspot de biodiversidade, seja reconhecido como um domínio propenso ao fogo, sua heterogeneidade espacial abriga também áreas florestais sensíveis, como as matas ripárias (Pettit & Naiman, 2007; Ribeiro & Walter, 2008). Restritas a zonas úmidas ribeirinhas, essas florestas formam corredores ao longo de cursos d'água e se destacam pelas copas altas de suas árvores, que desempenham um papel importante no microclima local (Oliveira-Filho & Ratter, 2002). O microclima úmido e os solos saturados, resultantes da cobertura arbórea, frequentemente suprimem a propagação de incêndios,

tornando as matas ripárias refúgios naturais menos inflamáveis em meio à matriz savânica (Hoffmann et al., 2012). Enquanto o fogo molda a biodiversidade nas áreas abertas do Cerrado, as matas ripárias não possuem adaptações ao fogo, o que se evidencia pelas cascas finas da maioria das árvores, características de espécies com resistência limitada a incêndios (Moreira, 2000; Dantas et al., 2013). Quando incêndios invadem essas florestas (Pettit e Naiman, 2007), os impactos são severos: plântulas e árvores com casca fina sofrem altas taxas de mortalidade, aberturas se formam no dossel, a serrapilheira é consumida e a erosão do solo se intensifica, facilitando a invasão de gramíneas e ervas exóticas (Massi et al., 2017; Brando et al., 2020; Flores et al., 2020; Staver et al., 2020; Pivello et al., 2021). Essas gramíneas invasoras criam condições favoráveis para a propagação de novos incêndios ao aumentarem a inflamabilidade do ambiente, dificultando a regeneração de espécies nativas e comprometendo a sucessão florestal (Flores et al., 2016).

Em condições naturais, exceto em eventos climáticos extremos, incêndios naturais raramente ocorrem nas matas ripárias (Kellmann & Meave, 1997). Contudo, o regime do fogo no Cerrado tem sido alterado pela ação humana. Por um lado, a supressão completa do fogo em áreas protegidas, motivada por políticas de conservação baseadas na percepção de que o fogo seria prejudicial à biodiversidade, tem levado ao acúmulo excessivo de biomassa, criando condições para incêndios mais severos (Coutinho, 1990; Ramos-Neto & Pivello, 2000; Pivello, 2006; Frizzo et al., 2011; Durigan & Ratter, 2016; Durigan, 2020). Além disso, sem queimas periódicas, a vegetação das áreas abertas se adensa, reduzindo a diversidade de espécies herbáceas e favorecendo a invasão por formações florestais (Medeiros & Fiedler, 2011; Abreu et al., 2017). Ao mesmo tempo, incêndios antrópicos em áreas particulares são cada vez mais frequentes e intensos, impulsionados pelo uso do fogo na agropecuária e pela conversão de áreas naturais em terras agrícolas (Durigan & Ratter, 2016; Schmidt & Eloy, 2020). Esse quadro resulta em incêndios fora de época, com temperaturas elevadas e maior tempo de combustão devido à abundância de material combustível e à ausência de chuvas (Miranda et al., 1993; Ramos-Neto & Pivello, 2000; Miranda et al., 2010). Enquanto os regimes naturais de fogo promovem maior heterogeneidade ao deixar áreas não queimadas, criando um mosaico de habitats, os incêndios de alta intensidade eliminam essa diversidade, consumindo todo o dossel e transformando a paisagem em um cenário mais homogêneo (Williams et al., 1999; Williams et al., 2003; Rodrigues & Fidelis, 2022).

Esses incêndios antrópicos, ao contrário dos naturais, atingem florestas úmidas como as Matas ripárias. Quanto mais frequentes e intensos são os incêndios na savana, maiores as chances dessas florestas colapsarem e adquirirem características de uma savana aberta e instável (van Nes et al., 2018). Esse cenário é agravado pelas mudanças climáticas, visto que estudos indicam que o Cerrado tem se tornado progressivamente mais quente e seco ao longo dos anos, aumentando sua vulnerabilidade a incêndios de alta intensidade (Jolly et al., 2022; Hofmann et al., 2021).

Em 2021, incêndios antrópicos avançaram sobre matas ripárias imersas em áreas de Cerrado no Estado de São Paulo. Apesar de estarem sob políticas estaduais de supressão do fogo, a intensidade dos incêndios foi suficiente para atingir essas florestas úmidas. Aproveitamos a ocasião para investigar a resposta da vegetação das matas ripárias ao fogo, considerando as seguintes hipóteses: (1) o fogo promoverá diferenças na estrutura da vegetação das matas ripárias queimadas; (2) variações na cobertura do dossel, na cobertura do solo e na mortalidade de árvores terão um papel determinante na diferenciação dessas áreas; (3) matas ripárias queimadas apresentarão maior heterogeneidade espacial do que matas ripárias não queimadas. Considerando o papel essencial das matas ripárias como fonte de recursos e habitat para espécies de floresta, além de servirem como refúgio para espécies de savana durante incêndios em áreas abertas (Redford & Fonseca, 1986; Frizzo et al., 2011), torna-se fundamental compreender os impactos do fogo nesses ecossistemas. Essa compreensão é imprescindível para embasar estratégias de manejo do fogo e orientar medidas eficazes de conservação da biodiversidade no Cerrado (Durigan & Ratter, 2016).

#### **4.4. Materiais e Métodos**

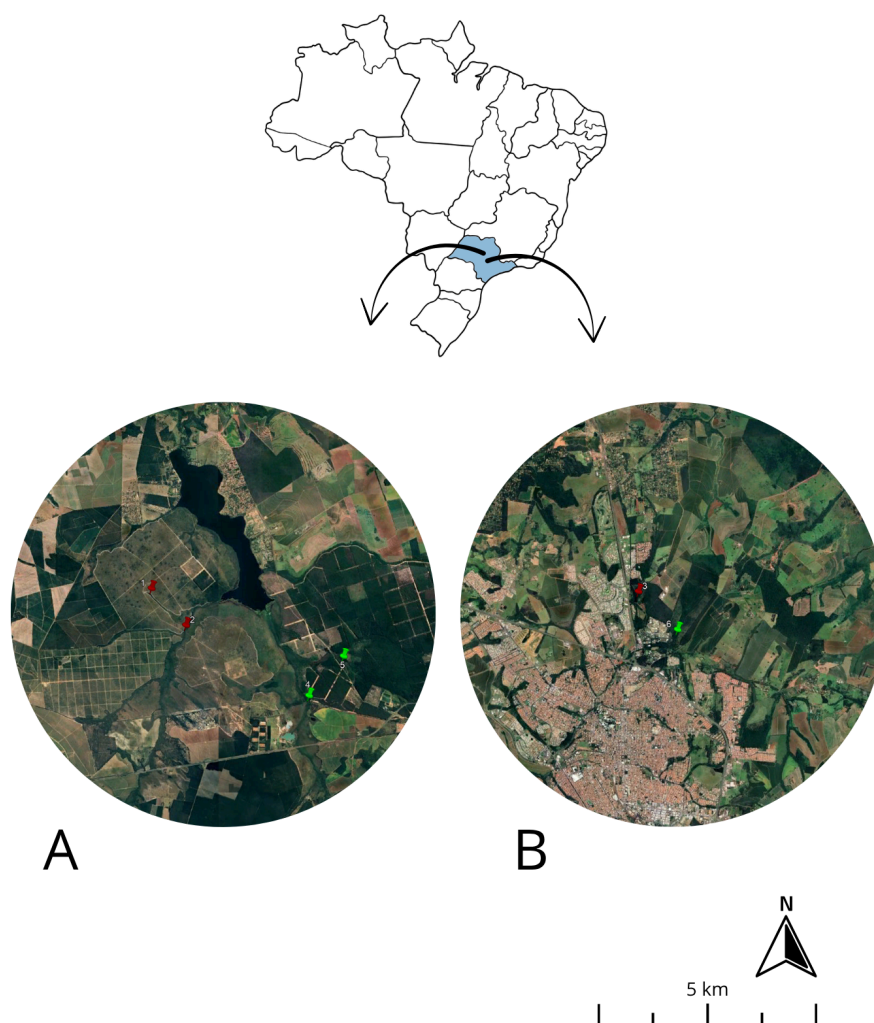
##### **4.4.1. Área de Estudo**

Nos municípios de Itirapina e Brotas, São Paulo, Brasil, foram selecionadas quatro matas ripárias situadas na Estação Ecológica de Itirapina (22°13'S, 47°53'O) e na Estação Experimental de Itirapina (22°15'S, 47°50'O), duas unidades de conservação que juntas representam um dos maiores fragmentos remanescentes de Cerrado do estado (Zanchetta et al., 2017) (Figura 1A). Essas áreas, localizadas a uma altitude média de 770 m, inserem-se em um clima subtropical de inverno seco (Cwa, segundo Köppen), com temperatura média anual

de 20,9°C e pluviosidade média anual de 1.648 mm (Dataclima.org). Essas unidades de conservação abrangem fitofisionomias campestres, como campos limpos e campos sujos, além de cerrado *stricto sensu*, cerradão e trechos de Matas ripárias, incluindo os fragmentos do Córrego do Cabrito, Ribeirão do Lobo, Ribeirão Itaqueri e Córrego da Água Branca, cuja largura varia entre 20 e 30 metros e apresentam discontinuidades devido a queimadas anteriores (Motta-Junior et al., 2008). No entorno da Estação Experimental de Itirapina, há áreas de plantio de espécies exóticas, como *Pinus spp.* e *Eucalyptus spp.*. Sucessivas geadas intensificaram a deposição de serrapilheira sobre o solo durante o inverno de 2021 (observação pessoal). Posteriormente, em agosto, incêndios de origem antrópica se espalharam a partir de áreas externas, consumindo aproximadamente metade da Estação Ecológica, incluindo trechos de savana e matas ripárias ao longo do Córrego do Cabrito e do Ribeirão do Lobo (obs. pess.).

Além das áreas protegidas, o estudo abrangeu fragmentos de Cerrado no campus da UFSCar, no município de São Carlos (21°50'S, 47°52'O) (Figura 1B). Esse remanescente de aproximadamente 260 ha está inserido em uma matriz de uso agropastoril, silvicultura e expansão urbana (Boschi et al., 2019). O clima local é classificado como Cfa, segundo Köppen, com temperatura média anual de 21,0°C e pluviosidade média anual de 1.404 mm (Boschi et al., 2019). As matas ripárias do Córrego do Espraiado e do Córrego do Fazzari fazem parte da microbacia hidrográfica do Monjolinho, que também abriga cursos d'água como o próprio Monjolinho (Boschi et al., 2019). Incêndios antrópicos semelhantes aos que atingiram as matas ripárias da Estação Ecológica de Itirapina também ocorreram no campus da UFSCAR em agosto de 2021, onde a vegetação savânica e a mata ripária do Córrego do Fazzari também foram afetadas por queimadas oriundas do entorno (obs. pess.).

As matas ripárias do Ribeirão Itaqueri, do Córrego da Água Branca e do Córrego do Espraiado foram consideradas áreas controle, pois não registraram incêndios nos 10 anos anteriores aos eventos de 2021 (Coleção 3 do MapBiomias Fogo, 2024). No entanto, em 2020, queimadas foram identificadas em trechos da mata ripária do Ribeirão Itaqueri, a aproximadamente 700 metros dos pontos de amostragem (Coleção 3 do MapBiomias Fogo, 2024). Por outro lado, as matas ripárias do Córrego do Cabrito, do Ribeirão do Lobo e do Córrego do Fazzari foram diretamente afetadas pelos incêndios de 2021, sendo classificadas como áreas queimadas no estudo. Cada uma das matas controle está localizada a pelo menos 1 km de distância das matas queimadas amostradas.



**Figura 1.** Localização das áreas de estudo no interior do Estado de São Paulo, Brasil. Os alfinetes 1, 2 e 3 (vermelhos) indicam as matas ripárias queimadas do Córrego do Espraiado, Ribeirão do Lobo e Córrego do Cabrito. Já os alfinetes 4, 5 e 6 (verdes) representam as matas ripárias controle do Córrego do Fazzari, Córrego da Água Branca e Ribeirão Itaqueri.

#### 4.4.2. Desenho Amostral

Em 2023, amostramos cada uma das seis matas ripárias estabelecendo cinco pontos de amostragem georreferenciados ao longo das margens dos corpos d'água, respeitando uma distância mínima de 100 metros entre pontos adjacentes. No total, foram definidos 15 pontos de amostragem em matas ripárias queimadas e 15 em matas ripárias controle. Em cada ponto,

foi delimitado um plot de 25 m<sup>2</sup> (5 x 5 metros), no qual foram registrados atributos das árvores com DAP (diâmetro à altura do peito) igual ou superior a 5 cm.

Os atributos observados incluíram: (1) Mortalidade – árvores foram classificadas como mortas quando apresentavam cicatrizes de fogo combinadas à ausência de folhas e sinais de rebrota, ou estavam caídas no solo; (2) Rebrota – árvores que exibiam cicatrizes de fogo e regeneração na base, tronco ou galhos foram consideradas com rebrota; (3) Presença de lianas – árvores que serviram como suporte para lianas lenhosas ou herbáceas foram classificadas como contendo lianas; (4) Presença de epífitas – árvores que possuíam epífitas aderidas ao tronco ou galhos foram identificadas como tendo epífitas; (5) Presença de musgo – árvores com musgo no tronco até dois metros de altura foram registradas como contendo musgo; (6) Presença de líquens – árvores com líquens aderidos ao tronco até dois metros de altura foram classificadas como contendo líquens. Para cada plot, calculamos a proporção de árvores com os atributos descritos, dividindo o número de indivíduos que apresentavam cada característica pelo total de árvores registradas na área amostral. Além disso, avaliamos a cobertura verde do solo (considerando gramíneas e herbáceas) e do dossel, atribuindo visualmente índices de cobertura conforme a seguinte escala: 0 para ausência de cobertura; 1 para 1% a 25%; 2 para 26% a 50%; 3 para 51% a 75%; e 4 para 76% a 100%.

#### **4.4.3. Análise de dados**

Para investigar os efeitos do fogo em diferentes atributos da vegetação em matas ripárias queimadas e não queimadas, realizamos duas abordagens principais: a Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) e a modelagem estatística.

Para explorar as diferenças na composição dos atributos da vegetação entre áreas queimadas e não queimadas, aplicamos a Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS). Utilizamos a métrica de dissimilaridade de Bray-Curtis (função `metaMDS`, do pacote `vegan`; Oksanen et al., 2022) e os resultados foram visualizados com gráficos gerados pelas funções `ggplot` e `geom_text_repel`, do pacote `ggplot2` (Wickham, 2016). Vetores foram sobrepostos ao gráfico da NMDS para evidenciar correlações entre os atributos da vegetação e os eixos obtidos. Para avaliar a significância das diferenças observadas, realizamos o teste de permutação PERMANOVA (função `adonis2`, do pacote `vegan`).

Na etapa de modelagem, as análises foram adaptadas à natureza de cada atributo. Para garantir uma comparação adequada entre áreas queimadas e não queimadas, organizamos os dados em três blocos experimentais, cada um composto por uma área queimada e uma área controle geograficamente próxima: Bloco 1 (Cabrito e Itaqueri), Bloco 2 (Lobo e Água Branca) e Bloco 3 (Fazzari e Espraiado). Essa estrutura permitiu capturar variações espaciais independentes do impacto do fogo, sendo incorporada à modelagem estatística como fator aleatório.

Assim, ajustamos um GLMM para cada atributo, utilizando a família binomial na função `glmer` do pacote `lme4` para mortalidade (Modelo 1) (Bates et al 2015). A família binomial negativa foi aplicada na função `glmer` para rebrota (Modelo 2), liana (Modelo 3), epífita (Modelo 4), musgo (Modelo 5) e líquen (Modelo 6), visando capturar a superdispersão dos dados. Para solo (Modelo 7) e dossel (Modelo 8), utilizamos modelos com distribuição Poisson na função `glmer` (Brooks et al., 2017), adequando a modelagem para dados que representam categorias.

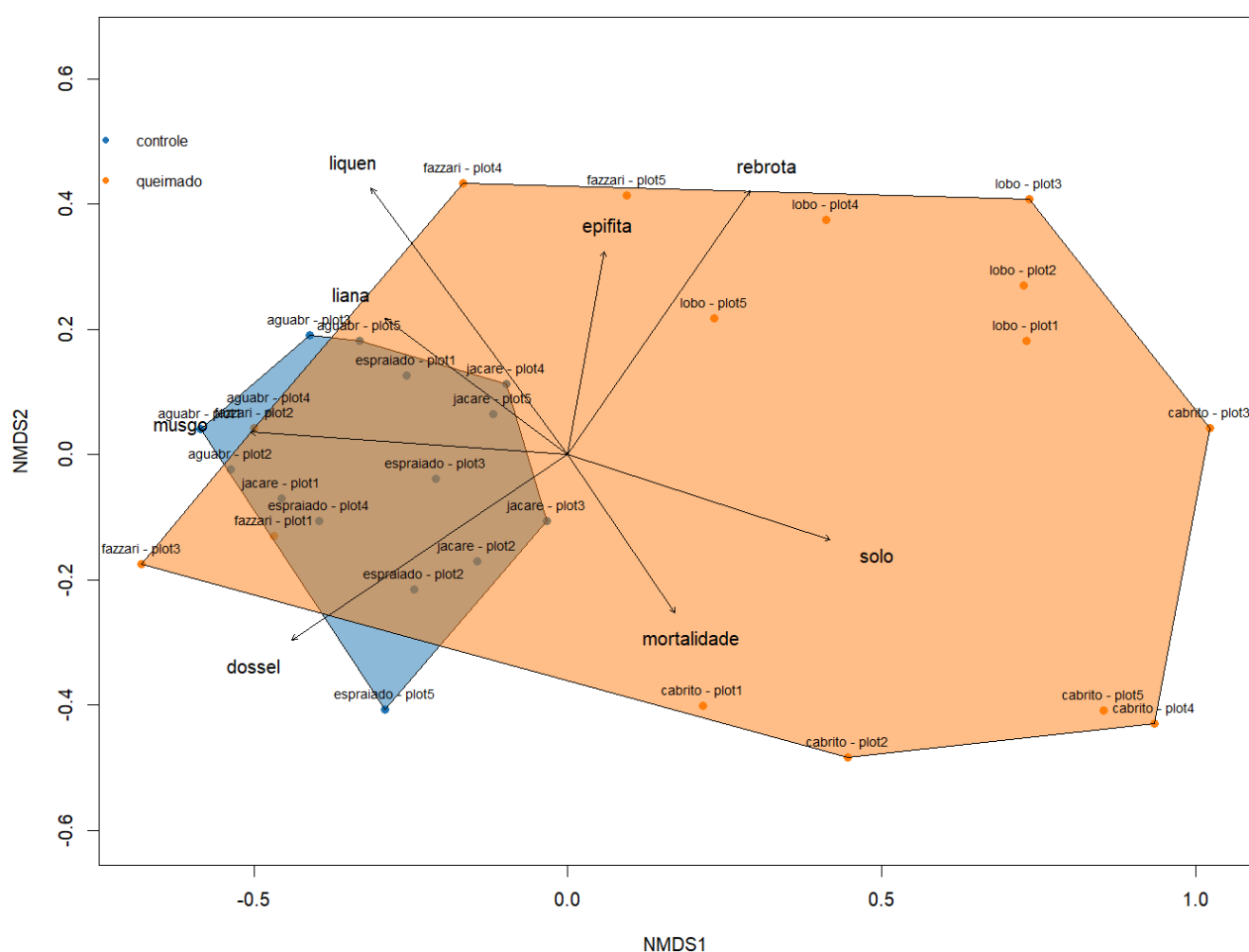
Cada atributo foi considerado como variável resposta, enquanto a ocorrência do fogo foi incluída como variável explicativa e o bloco como efeito aleatório nos modelos. Adicionalmente, o pacote `eDHARMA` (Hartig, 2022) foi utilizado para diagnóstico dos modelos, garantindo a verificação da dispersão e ajuste dos resíduos.

#### 4.5. Resultados

Os atributos da vegetação apresentaram diferenças entre áreas queimadas e controle (Figura 1S). A mortalidade foi, em média, o dobro nas áreas afetadas pelo fogo, enquanto a rebrota média foi 12,4 vezes maior nas áreas queimadas em relação às áreas controle. A presença de lianas, epífitas, musgos e líquens apresentaram menores proporções, 16,4%, 85,5%, 42,6% e 36,4%, respectivamente. Por outro lado, a cobertura do solo foi maior nas áreas queimadas, atingindo 18,6%. Já a cobertura do dossel foi menor nessas áreas em relação às áreas controle, representando uma diferença de 57,5%.

A Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) apresentou um stress de 0,093, indicando uma boa representatividade dos dados (Figura 2). A PERMANOVA revelou diferenças significativas entre os grupos ( $F = 11,9$ ,  $R^2 = 0,298$ ,  $p < 0,001$ ), evidenciando que a estrutura da vegetação variou em função do impacto do fogo. Entre os

atributos analisados, dossel ( $r^2 = 0.875$ ,  $p < 0.001$ ) e líquen ( $r^2 = 0.869$ ,  $p < 0.001$ ) apresentaram as correlações mais fortes com os eixos da NMDS, seguidos por rebrota ( $r^2 = 0.817$ ,  $p < 0.001$ ) e musgo ( $r^2 = 0.802$ ,  $p < 0.001$ ). Além disso, solo ( $r^2 = 0.602$ ,  $p < 0.001$ ), liana ( $r^2 = 0.411$ ,  $p = 0.003$ ), epífita ( $r^2 = 0.338$ ,  $p = 0.007$ ) e mortalidade ( $r^2 = 0.289$ ,  $p = 0.014$ ) também apresentaram correlações significativas, considerando ambos os eixos da NMDS na análise.



**Figura 2.** Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) demonstrando diferenças na estrutura da vegetação em função do impacto do fogo. Cada vetor representa um atributo da vegetação e sua correlação com os eixos da NMDS. O polígono laranja representa as áreas queimadas e o polígono azul, as áreas controle.

Os efeitos do fogo também foram confirmados na modelagem estatística de cada atributo da vegetação (Tabela 1). O Modelo 1 indicou um aumento significativo na mortalidade nas áreas queimadas em comparação às áreas controle (Est. = 1.29,  $p < 0.01$ ). Da mesma forma, o rebrotamento foi significativamente maior nas áreas queimadas, conforme

evidenciado pelo Modelo 2 (Est. = 2.3,  $p < 0.001$ ). O Modelo 3, que avaliou a presença de lianas, não revelou diferenças significativas entre tratamentos (Est. = -0.45  $p = 0.10$ ). Por outro lado, o Modelo 4 mostrou uma redução significativa na presença de epífitas em áreas queimadas (Est. = -1.86,  $p < 0.001$ ). O Modelo 5 reforçou esse padrão de redução com uma diminuição significativa na cobertura de musgo nas áreas queimadas (Est. = -0.66,  $p < 0.05$ ), enquanto o Modelo 6 indicou uma diminuição na presença de líquens sob o efeito do fogo (Est. = -0.70,  $p < 0.05$ ). O Modelo 7, que analisou a variável cobertura do solo, não encontrou um efeito significativo do fogo (Est. = 0.17,  $p = 0.44$ ). Por fim, o Modelo 8 revelou uma redução significativa na cobertura do dossel nas áreas queimadas (Est. = -0.86,  $p < 0.001$ ).

**Tabela 1.** Resultados dos Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMMs) que avaliaram a relação do fogo com os atributos da vegetação (mortalidade, rebrota, liana, epífita, musgo, líquen, cobertura do solo e cobertura do dossel). Os valores-p significativos estão indicados por um asterisco.

Modelos	Estimate	Erro padrão	valor-z	valor-p
1) mortalidade ~ tratamento + (1   bloco)				
tratamentoqueimado	1.29	0.41	3.13	< 0.001 *
2) rebrota ~ tratamento + (1   bloco)				
tratamentoqueimado	3.86	0.69	5.57	< 0.001 *
3) liana ~ tratamento + (1   bloco)				
tratamentoqueimado	-0.38	0.30	-1.27	0.20
4) epífita ~ tratamento + (1   bloco)				
tratamentoqueimado	-2.28	0.44	-5.21	< 0.001 *
5) musgo ~ tratamento + (1   bloco)				
tratamentoqueimado	-2.68	0.49	-5.45	< 0.001 *
6) líquen ~ tratamento + (1   bloco)				
tratamentoqueimado	-1.79	0.40	-4.46	< 0.001 *
7) solo ~ tratamento + (1   bloco)				
tratamentoqueimado	0.17	0.22	0.77	0.44
8) dossel ~ tratamento + (1   bloco)				
tratamentoqueimado	-0.86	0.24	-3.60	< 0.001 *

#### 4.6. Discussão

Os incêndios florestais de 2021 tiveram impactos severos na estrutura da vegetação das matas ripárias afetadas. A mortalidade das árvores foi aproximadamente o dobro (+107%)

em comparação às áreas não queimadas, um padrão recorrente em ecossistemas florestais perenes que não toleram incêndios (Moreira, 2000; Laurance, 2003; Pettit & Naiman, 2007; Dantas et al., 2013). Situações semelhantes já foram documentadas, como no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, onde incêndios em 2017 resultaram na perda de aproximadamente metade das árvores adultas em florestas ribeirinhas, evidenciando a vulnerabilidade desses ecossistemas ao fogo (Flores et al., 2020).

Embora a maior entrada de luz no sub-bosque, devido à redução de 50% da cobertura de dossel (Figura 1S), pudesse estimular a reprodução de espécies nativas (Massi et al., 2017), observamos um aumento da cobertura do solo por gramíneas exóticas invasoras, como *Urochloa* spp. e *Panicum maximum*, que dois anos após os incêndios já cobriam parte das áreas impactadas (observação pessoal - Figura 2S). A expansão dessas espécies eleva a inflamabilidade do ambiente, favorecendo incêndios recorrentes e acelerando a degradação da floresta (Flores et al., 2016; Massi et al., 2017; Brando et al., 2020; Staver et al., 2020; Pivello et al., 2021). Além disso, a vegetação em regeneração, somada às árvores mortas, aumenta a carga de combustível desde o solo até o dossel, tornando incêndios subsequentes ainda mais severos, principalmente em períodos de seca prolongada (Haugaaen et al., 2003). Essa dinâmica reforça o mecanismo de retroalimentação entre a cobertura arbórea e a prevenção de incêndios severos: florestas dificultam o avanço de gramíneas inflamáveis, mas, uma vez degradadas, tornam-se mais vulneráveis a novos incêndios (Nepstad et al., 1999; van Nes et al., 2018). Como resultado, essas áreas podem transicionar para ecossistemas alternativos dominados por espécies oportunistas, reduzindo sua capacidade de retorno ao estado original (Flores et al., 2020).

Gramíneas invasoras já estão presentes na maioria das áreas protegidas do Cerrado (Durigan et al., 2007). Além disso, a vulnerabilidade das árvores jovens a incêndios sucessivos representa um obstáculo à sucessão florestal. Estudos indicam que mudas de espécies pioneiras, essenciais para a recuperação da vegetação, não apresentam resistência ao fogo comparadas às não-pioneiras, o que, diante de incêndios recorrentes, impede que alcancem a maturidade e favorece a conversão dessas florestas em formações arbustivas, onde a presença de árvores se torna cada vez mais escassa (Cochrane & Schulze, 1999). Esse processo contínuo compromete a resiliência da floresta, favorecendo sua transição para paisagens abertas e menos biodiversas (Haugaaen et al., 2003).

Os incêndios também afetaram elementos florestais das matas ripárias queimadas, incluindo musgos, líquens e epífitas, que desempenham um papel essencial na formação de micro-habitats específicos. Esses componentes mostraram-se particularmente sensíveis ao fogo neste estudo, possivelmente devido à queima direta ou às alterações do microclima no sub-bosque, provocadas pelo aumento da entrada de luz decorrente da abertura do dossel (Wolfe et al., 2025). Com o interior da floresta tornando-se mais quente e seco (Wolfe et al., 2025), as matas ripárias podem se tornar mais instáveis, dificultando a permanência de espécies que dependem de condições úmidas e sombreadas.

Embora grandes incêndios antrópicos costumem queimar a paisagem de maneira homogênea (Williams et al., 1999), a heterogeneidade dos impactos do fogo na vegetação criou um mosaico de áreas com diferentes graus de perturbação, especialmente no Córrego do Fazzari. Essa variabilidade foi refletida na análise de NMDS, onde o polígono que representa as áreas queimadas apresenta maior dispersão, indicando diferenças estruturais mais pronunciadas entre as áreas (Figura 3). Em regiões menos afetadas, como nos plots 1, 2 e 3 deste córrego, a preservação da cobertura arbórea e de atributos vegetais, como epífitas e líquens, possibilitou uma maior semelhança com as áreas controle. Essa proximidade na ordenação do NMDS sugere que essas porções de mata ripária podem funcionar como refúgios ecológicos para espécies animais que se desloquem das porções mais queimadas, além de contribuírem para a regeneração de trechos mais degradados ao funcionarem como fontes de propágulos (van Nes et al., 2018). Por outro lado, os plots mais severamente queimados se afastam das áreas controle na análise de NMDS, refletindo uma maior alteração na estrutura da vegetação e um efeito mais homogêneo do fogo, o que pode comprometer a trajetória de recuperação e favorecer a persistência de um estado alternativo de vegetação.

A regeneração das matas ripárias pode levar décadas e permanece incerta, pois depende da ausência de novos incêndios e do controle de espécies invasoras que dificultam a sucessão florestal (Flores et al., 2016, 2020). Embora 61% das árvores tenham apresentado rebrota, a recorrência de queimadas e as limitações na dispersão de sementes representam desafios adicionais à recuperação, uma vez que incêndios sucessivos podem impactar severamente as populações animais, especialmente os vertebrados de grande porte responsáveis pela dispersão de espécies com sementes grandes (Barlow & Peres, 2004, 2006). O efeito cumulativo desses incêndios pode colapsar essas florestas e comprometer sua função como refúgios ecológicos, favorecendo a transição para um estado intermediário entre floresta

e savana aberta (van Nes et al., 2018). Assim, a vulnerabilidade desses ecossistemas ao fogo reforça a necessidade de estratégias eficazes de manejo para evitar a degradação e promover a resiliência da vegetação.

Diante das mudanças climáticas, o Cerrado torna-se cada vez mais vulnerável a eventos extremos, como períodos prolongados de seca que intensificam a severidade dos incêndios. Com apenas 7% de sua área total protegida no Brasil e um alto grau de fragmentação (Soares-Filho et al., 2014), os remanescentes desse domínio enfrentam pressões antrópicas crescentes que podem comprometer sua capacidade de recuperação. A adoção de queimadas prescritas pode ser fundamental para mitigar esses impactos (Redford & Fonseca, 1986; Estes et al., 2011; Flores et al., 2020). Projetos de longo prazo são essenciais para fornecer subsídios científicos que aprimorem estratégias de conservação e manejo dos recursos naturais, sobretudo porque ainda sabemos pouco sobre os mecanismos de regeneração dessas florestas após incêndios.

#### **4.7. Referências Bibliográficas**

ABREU, R. C. R. et al. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science Advances*, v. 3, e1701284, 2017. DOI: <http://doi.org/10.1126/sciadv.1701284>.

BARLOW, J.; PERES, C. A. Ecological responses to El Niño-induced surface fires in central Brazilian Amazonia: management implications for flammable tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 359, p. 367–380, 2004. DOI: <http://doi.org/10.1098/rstb.2003.1423>.

BARLOW, J.; PERES, C. A. Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest. *Biodiversity and Conservation*, v. 15, p. 985–1012, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-004-3952-1>.

BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, v. 67, n. 1, p. 1-48, 2015. DOI: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.

BOSCHI, R. S. et al. Avaliando a arborização urbana no campus de São Carlos da Universidade Federal de São Carlos, ações para uma Universidade Sustentável. In: MALHEIROS, T. F. et al. (Eds.). *Universidades rumo à sustentabilidade*. São Paulo: SGA/USP, 2019. p. 226–240.

BOWMAN, D. M. J. S. et al. Fire in the Earth system. *Science*, v. 324, p. 481–484, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1163886>.

BOWMAN, D. M.; O'BRIEN, J. A.; GOLDAMMER, J. G. Pyrogeography and the global quest for sustainable fire management. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 38, p. 57-80, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-082212-134049>.

BRANDO, P. M. et al. Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. *Flora*, v. 268, p. 151609, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151609>.

BROOKS, M. E. et al. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal*, v. 9, n. 2, p. 378–400, 2017. DOI: <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>.

BUSTAMANTE, M. M. C.; et al. Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. *Brazilian Journal of Biology*, v. 72, p. 655-671, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400005>.

COCHRANE, M. A.; SCHULZE, M. D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica*, v. 31, p. 2–16, 1999. DOI: <https://www.jstor.org/stable/2663955>.

CLIMATE-DATA.ORG. Dados climáticos para cidades ao redor do mundo. Disponível em: <https://pt.climate-data.org>. Acesso em: [10 de outubro de 2024].

COUTINHO, L. M. Fire in the Ecology of the Brazilian Cerrado. In: GOLDAMMER, J. G. (Ed.). *Fire in the Tropical Biota*. Ecological Studies, v. 84. Berlin, Heidelberg: Springer, 1990. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-3-642-75395-4\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-642-75395-4_6).

DANTAS, V. L. et al. The role of fire in structuring trait variability in Neotropical savannas. *Oecologia*, v. 171, p. 487-494, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2431-8>.

DOWNING, W. M. et al. Influence of fire refugia spatial pattern on post-fire forest recovery in Oregon's Blue Mountains. *Landscape Ecology*, v. 34, p. 771–792, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00802-1>.

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F. D.; FRANCO, G. A. D. C. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, v. 64, n. 4, p. 355–363, 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-9016200700400006>.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology*, v. 53, n. 1, p. 11-15, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>.

DURIGAN, G. Zero-fire: not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. *Flora*, v. 268, p. 151612, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151612>.

ESTES, J. A. et al. Trophic downgrading of planet Earth. *Science*, v. 333, n. 6040, p. 301–306, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1205106>.

FLORES, B. M.; FAGOAGA, R.; NELSON, B. W.; HOLMGREN, M. Repeated fires trap Amazonian blackwater floodplains in an open vegetation state. *Journal of Applied Ecology*, v. 53, n. 5, p. 1597–1603, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12687>.

FLORES, B. M.; DE SÁ DECHOUM, M.; SCHMIDT, I. B.; et al. Tropical riparian forests in danger from large savanna wildfires. *Journal of Applied Ecology*, v. 00, p. 1-12, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13794>.

FRIZZO, T. L. M.; BONIZÁRIO, C.; BORGES, M. P.; VASCONCELOS, H. L. Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. *Oecologia Australis*, v. 15, n. 2, p. 365-379, 2011. DOI: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/8135>.

HARTIG, F. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Mixed) Regression Models, 2022. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/DHARMA/index.html>.

HAUGAASEN, T.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Surface wildfires in central Amazonia: short-term impact on forest structure and carbon loss. *Forest Ecology and Management*, v. 179, p. 321–331, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00548-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00548-0).

HIGGINS, S. I.; BOND, W. J.; TROLLOPE, W. S. W. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology*, v. 88, p. 213–229, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00435.x>.

HOBBS, R. J.; HUENNEKE, L. F. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, v. 6, p. 324-337, 1992. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4018-1\\_16](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4018-1_16).

HOFFMANN, W. A. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *Journal of Ecology*, v. 84, p. 383-393, 1996. DOI: <https://doi.org/10.2307/2261200>.

HOFFMANN, W. A. et al. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters*, v. 15, n. 7, p. 759-768, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01789.x>.

HOFMANN, G. S. et al. Environmental changes in the Brazilian Cerrado: becoming hotter and drier. *Global Change Biology*, v. 27, n. 17, p. 4060-4073, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15712>.

JOLLY, CHRIS J.; DICKMAN, CHRIS R.; DOHERTY, TIM S.; VAN EEDEN, LILY M.; GEARY, WILLIAM L.; LEGGE, SARAH M.; WOINARSKI, JOHN C. Z.; NIMMO, DALE G. Animal mortality during fire. *Global Change Biology*, v. 28, p. 2053-2065, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16044>.

KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. E. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. *Journal of Ecology*, v. 82, p. 519-531, 1994. DOI: <https://doi.org/10.2307/2261261>.

LAURANCE, W. F. Slow burn: the insidious effects of surface fires on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 18, p. 209–212, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(03\)00064-8](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(03)00064-8).

MAPBIOMAS. Collection 3 of Annual Burned Area Maps of Brazil (1985-2023). MapBiomass Data, v. 1, 2024. DOI: <https://doi.org/10.58053/MapBiomass/XUFVIC>.

MASSI, K. G.; EUGENIO, C. U. O.; FRANCO, A. C.; LOIOLA, P. P.; CIANCIARUSO, M. V. Post-fire reproduction of herbs at a savanna-gallery forest boundary in Distrito Federal,

Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 77, n. 4, p. 876-886, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.06416>.

MEDEIROS, M.; FIEDLER, N. Heterogeneidade de ecossistemas, modelos de desequilíbrio e distúrbios. *Biodiversidade Brasileira*, v. 1, n. 2, 2011. DOI: <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v1i2.135>.

MIRANDA, A. C. et al. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, v. 9, p. 313–320, 1993. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467400007367>.

MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; MIRANDA, A. C. The fire factor. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). *The Cerrados of Brazil*. Nova York: Columbia University Press, 2002. p. 51-68. Disponível em: [https://ava.icmbio.gov.br/pluginfile.php/4592/mod\\_data/content/19765/2002-The\\_Fire\\_Factor.pdf](https://ava.icmbio.gov.br/pluginfile.php/4592/mod_data/content/19765/2002-The_Fire_Factor.pdf).

MIRANDA, H. Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do Projeto Fogo. Brasília: IBAMA, 2010. Disponível em: [https://dataserver-coids.inpe.br/queimadas/queimadas/Publicacoes-Impacto/material3os/2010\\_Miranda\\_et al\\_FogoEstruturaCerrado\\_IBAMA\\_DE3os.pdf](https://dataserver-coids.inpe.br/queimadas/queimadas/Publicacoes-Impacto/material3os/2010_Miranda_et al_FogoEstruturaCerrado_IBAMA_DE3os.pdf).

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>.

MOTTA-JUNIOR, J. C.; GRANZINOLLI, M. A. M.; DEVELEY, P. F. Aves da Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 8, p. 207-227, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000300019>.

NEPSTAD, D. C. et al. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, v. 398, p. 505–508, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1038/19066>.

OKSANEN, J. et al. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4, 2022. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/>.

PAUSAS, J. G.; PARR, C. L. Towards an understanding of the evolutionary role of fire in animals. *Evolutionary Ecology*, v. 32, p. 113-125, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10682-018-9927-6>.

PEREIRA-JUNIOR, 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, n. 7, e102380, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102380>.

PETIT, N. E.; NAIMAN, R. J. Fire in the riparian zone: Characteristics and ecological consequences. *Ecosystems*, v. 10, n. 5, p. 673-687, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/S10021-007-9048-5>.

PIVELLO, V. Fire management for biological conservation in the Brazilian Cerrado. In: MISTRY, J.; BERARDI, A. (Eds.). *Savannas and Dry Forests - Linking People with Nature*. Hants: Ashgate, 2006. p. 129–154. Disponível em: <https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.4324/9781315243788-6/fire-management-biological-conservation-brazilian-cerrado-v%C3%A2nia-pivello>.

PIVELLO, V. R. et al. 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>.

RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. *Environmental Management*, v. 26, n. 6, p. 675-684, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1007/s002670010124>.

REDFORD, K. H.; DA FONSECA, G. A. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica*, v. 18, n. 2, p. 126-135, 1986. DOI: <https://doi.org/10.2307/2388755>.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (eds.). *Cerrado: ecologia e flora*. Embrapa Cerrados, Planaltina, 2008, p. 151-212.

SCHMIDT, I. B.; ELOY, L. Fire regime in the Brazilian Savanna: recent changes, policy and management. *Flora*, v. 268, p. 151613, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151613>.

SIMON, M. F.; GREYER, R.; QUEIROZ, L. P.; 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. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 106, n. 48, p. 20359-20364, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0903410106>

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's forest code. *Science*, v. 344, n. 6182, p. 363–364, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.124663>.

STAVER, A. C.; BRANDO, P. M.; BARLOW, J.; MORTON, D. C.; PAINE, C. E. T.; MALHI, Y.; MURAKAMI, A. A.; PASQUEL, J. A. Thinner bark increases sensitivity of wetter Amazonian tropical forests to fire. *Ecology Letters*, v. 23, p. 99-106, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.13409>.

VAN NES, E. H.; STAAL, A.; HANTSON, S.; HOLMGREN, M.; PUEYO, S.; BERNARDI, R. E.; et al. Fire forbids fifty-fifty forest. *PLoS ONE*, v. 13, n. 1, e0191027, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191027>.

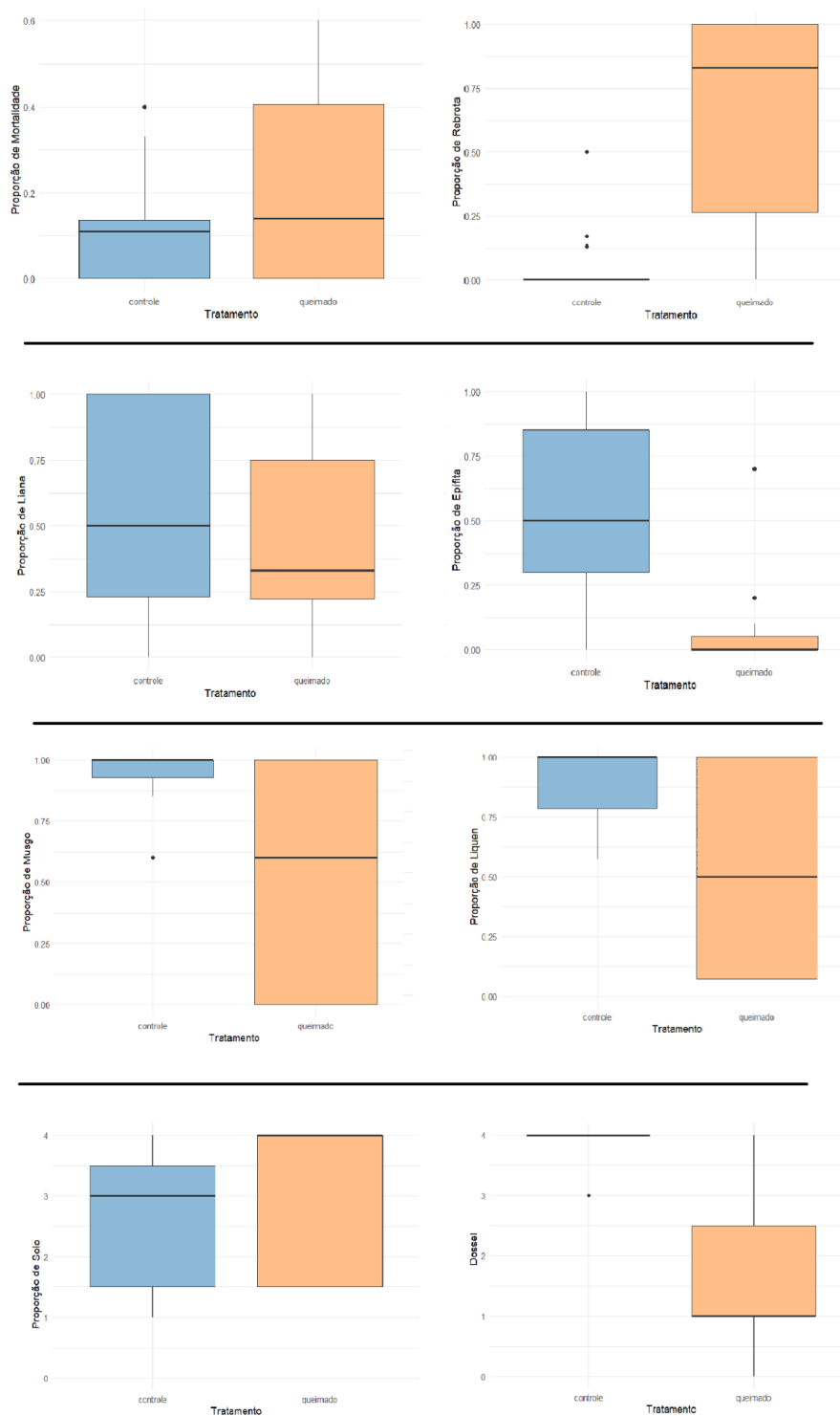
WILLIAMS, R. J.; COOK, G. D.; GILL, A. M.; MOORE, P. H. R. Fire regime, fire intensity and tree survival in a tropical savanna in northern Australia. *Australian Journal of Ecology*, v. 24, p. 50–59, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.1999.00946.x>.

WILLIAMS, R. J.; WOINARSKI, J. C. Z.; ANDERSEN, A. N. Experimentos de fogo no norte da Austrália: lições para ecologia, gestão e conservação da biodiversidade. *International Journal of Wildland Fire*, v. 12, p. 391–402, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1071/WF03025>.

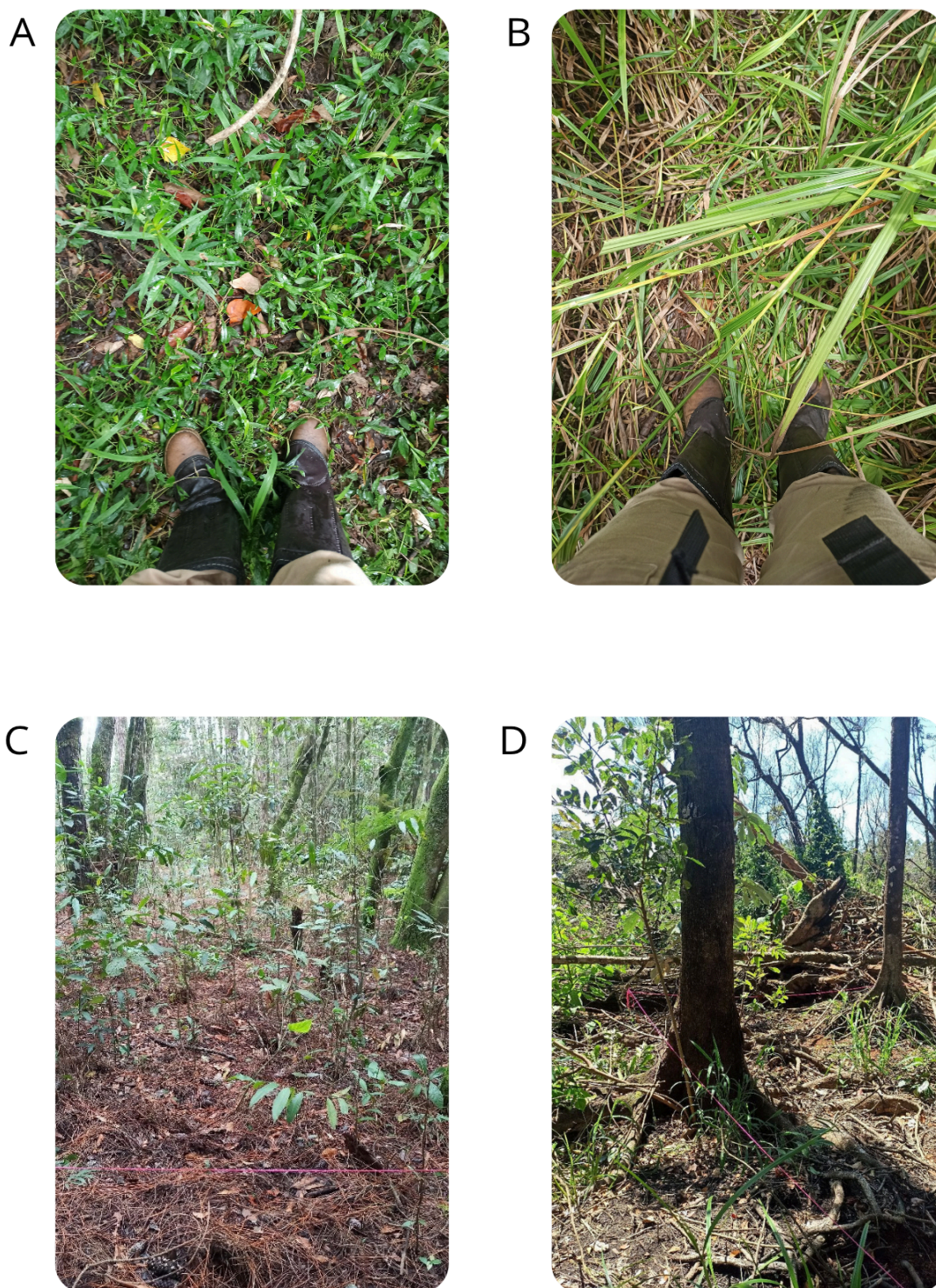
WOLFE, J. D.; LUTHER, D. A.; JIRINEC, V.; COLLINGS, J.; JOHNSON, E. I.; BIERREGAARD JR., R. O.; STOUFFER, P. C. Climate change aggravates bird mortality in pristine tropical forests. *Science Advances*, v. 11, n. 5, eadq8086, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.adq8086>.

ZANCHETTA, D.; RUFFINO, P. H. P.; CONCIANI, D. E. Erradicação do *Pinus* spp. em campos úmidos na Estação Ecológica de Itirapina. Fórum Ambiental, v. 13, 2017. DOI: <https://doi.org/10.17271/1980082713320171689>.

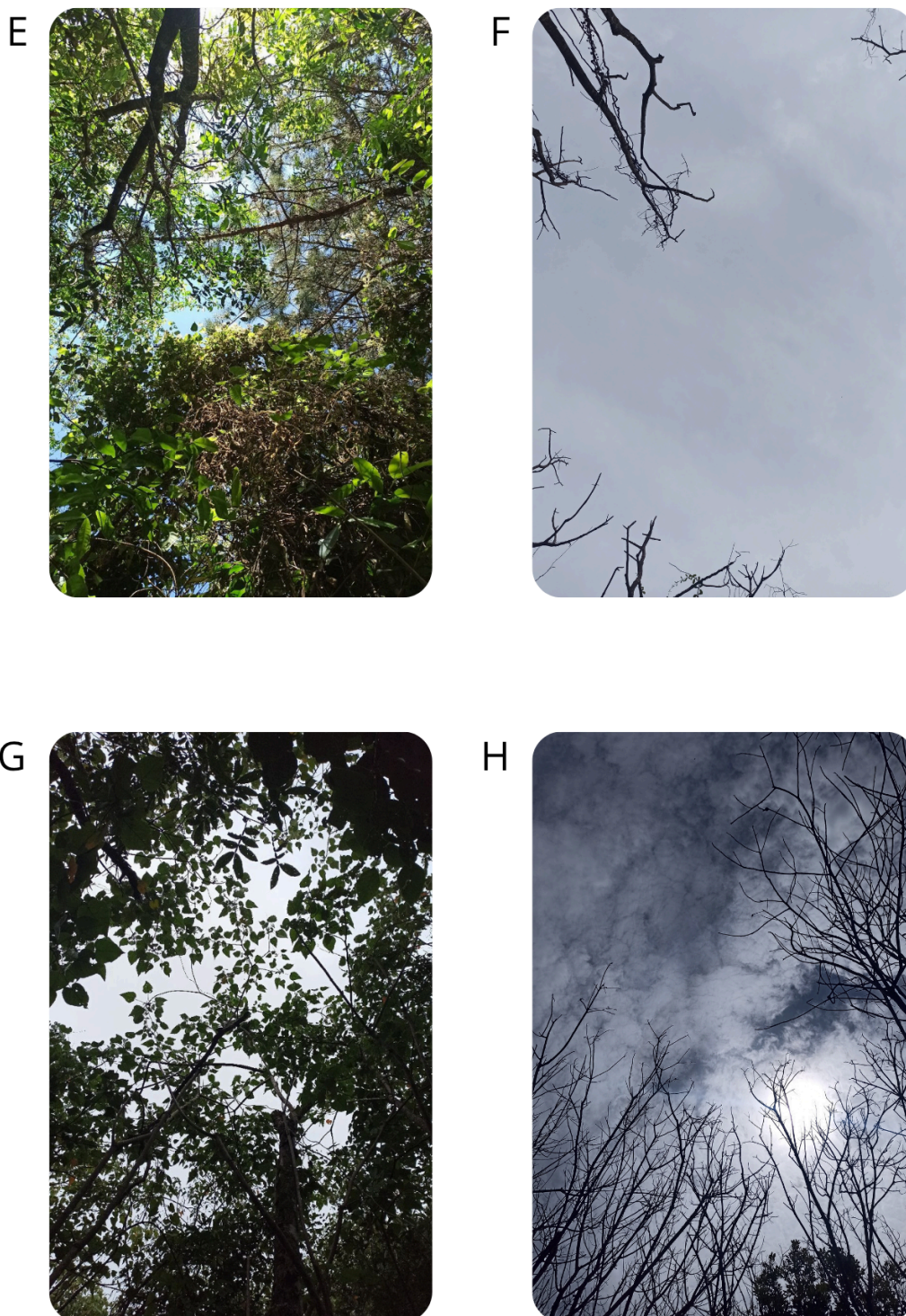
## 4.8. Material Suplementar do Capítulo 1



**Figura 1S.** Comparação das características da vegetação entre áreas queimadas e controle. O box plot exibe a variação das proporções médias dos diferentes atributos analisados, incluindo mortalidade, rebrota, presença de lianas, epífitas, musgos e líquens, além da cobertura de solo e dossel. As caixas representam a dispersão dos dados e possíveis diferenças entre os ambientes avaliados.



**Figura 2S.** Registro fotográfico. Cobertura do solo nas Matas ripárias : A. Do Ribeirão Itaqueri (controle); B. Do Córrego do Cabrito (queimada); C. Do Córrego da Água Branca (controle); D. Do Córrego do Fazzari (queimada).



**Figura 3S.** Registro fotográfico. Cobertura do dossel nas Matas ripárias : E. do Ribeirão Itaqueri (controle); F. do Córrego do Fazzari (queimada); G. do Córrego do Espreado (controle); H. do Córrego do Cabrito (queimada).

## 5. Capítulo 2

### **Are bird communities shaped by fire? A comparison of avian communities between burnt and unburnt riparian forests immersed in savanna landscapes**

Capítulo formatado segundo as normas da revista *Forest Ecology and Management*

#### **5.1. Abstract**

Fire has shaped biological communities in savannas for millions of years. However, anthropogenic fires, intensified by climate change, are altering the natural fire regime of the Cerrado (i.e. Brazilian savanna), a biodiversity hotspot. In this study, we investigated the impacts of anthropogenic fires on the avifauna of fire-sensitive riparian forests embedded within the savanna matrix of protected areas in southeastern Brazil. We investigated how fire affects bird composition and abundance, considering their functional traits and changes in forest structure. We sampled six riparian forests, three burnt and three fire-free for at least ten years (unburnt). Birds were recorded through point counts during one year, and vegetation structure was analyzed in 25 m<sup>2</sup> plots established in each point count. Bird composition and abundance, as well as forest structure, differed between burnt and unburnt forests. Burnt riparian forests showed doubled tree mortality, reduced canopy cover, and an increase in invasive grasses. Although burnt forests had more forest-independent birds, they also had less understory insectivorous and forest-dependent birds, compared to unburnt forests. This suggests that some groups of birds are being negatively affected by anthropogenic wildfires, highlighting the need to consider riparian forests as fire-sensitive vegetation within the Cerrado.

**Keywords:** Cerrado, frugivores, functional traits, insectivores, Neotropical savanna

## 5.2. Resumo

O fogo molda comunidades biológicas em savanas há milhões de anos. No entanto, incêndios de origem antrópica, intensificados pelas mudanças climáticas, estão alterando o regime natural de fogo do Cerrado — savana brasileira considerada um hotspot de biodiversidade. Neste estudo, investigamos os impactos dos incêndios antrópicos sobre a avifauna de matas ripárias sensíveis ao fogo, inseridas na matriz savânica de áreas protegidas no sudeste do Brasil. Analisamos como o fogo afeta a composição e a abundância de aves, considerando seus traços funcionais e as alterações na estrutura florestal. Amostramos seis Matas ripárias, sendo três queimadas e três sem fogo há pelo menos dez anos. As aves foram registradas por meio de pontos de contagem ao longo de um ano, e a estrutura da vegetação foi analisada em parcelas de 25 m<sup>2</sup> estabelecidas em cada ponto. A composição e a abundância de aves, assim como a estrutura florestal, diferiram entre as áreas queimadas e não queimadas. As matas ripárias queimadas apresentaram o dobro da mortalidade de árvores, redução na cobertura do dossel e aumento de gramíneas invasoras. Embora essas áreas tenham abrigado mais aves independentes de floresta, também apresentaram menor ocorrência de insetívoros de sub-bosque e espécies dependentes de floresta, em comparação às áreas não queimadas. Esses resultados sugerem que certos grupos de aves estão sendo negativamente afetados pelos incêndios antrópicos, ressaltando a importância de considerar as matas ripárias como vegetação sensível ao fogo dentro do Cerrado.

**Palavras-chave:** Cerrado, frugívoros, insetívoros, savana neotropical, traços funcionais

### 5.3. Introduction

Fire is an important natural disturbance in many ecological systems (Bond et al., 2005). Its occurrence, frequency and intensity is influenced by weather, topography and by the presence of flammable material, creating spatial mosaics with different degrees of burn severity (Downing et al., 2019). Throughout history, wildfires have played an important role influencing the species composition, structure and function of fire-prone ecosystems, such as savannas (Bond et al., 2005; Bond & Keeley, 2005; Pausas & Keeley, 2009; Pivello, 2011).

Fire determines vegetation composition and structure in savannas (Coutinho, 1990; Miranda et al., 2002; Bond et al., 2005). The periodic occurrence of natural wildfires favors the regeneration of species adapted to it, promoting both diversity and resilience of these non-forested ecosystems (Coutinho, 1990; Miranda et al., 2009). The Brazilian Cerrado, the largest savanna in South America covering ca. 2 million km<sup>2</sup> (MapBiomas, 2024), and a hotspot of biodiversity (Myers et al., 2000), has been burnt for at least 10 million years (Simon et al., 2009). In this domain, fire plays an essential role in keeping open vegetation, such as grasslands and savannas, avoiding woody encroachment and the loss of endemic species of plants and animals from savannas (Durigan et al., 2016; Abreu et al., 2017; Durigan, 2020).

Between 2014 and 2017, the annual burnt area in Cerrado varied between 9 and 12 million hectares (Silva et al., 2020). Although Cerrado is naturally adapted to fire, caused by lightning during the first rains after droughts (Ramos-Neto & Pivello, 2000), it also harbors patches of fire-sensitive vegetation inserted into the savanna matrix, such as riparian forests (Silva & Bates, 2002; Kellman & Meave, 1997; Ribeiro & Walter, 2008; Pivello et al., 2021). Riparian forests occur surrounding water bodies within the savanna landscape, and in southeastern Brazil, they have biogeographic affinities with the fire-sensitive Atlantic forests in the east (Redford & Fonseca, 1986). Riparian forests provide food and shelter to fauna, and may serve as a refuge for animals during wildfires in the surrounding savannas (Redford & Fonseca, 1986). In these patches of tropical forests, the majority of tree species have thinner barks compared to fire-adapted savanna trees (Felfili et al., 2001; Dantas & Pausas, 2013), which makes them less resistant to fire damage (Hoffman et al., 2012). Large wildfires during extreme droughts can invade these forests (Pettit & Naiman, 2007; Flores et al., 2020), causing widespread mortality of seedlings and trees, creating canopy openings, consuming the plant litter, facilitating soil erosion and enabling invasion by grasses and forbs (Massi et al.,

2017; Brando et al., 2020; Flores et al., 2020; Staver et al., 2020; Pivello et al., 2021). Furthermore, climate change is extending the dry season, making the Cerrado hotter and drier, extending fire seasons and the risk of high intensity wildfires (Jolly et al., 2022; Hofmann et al., 2021). The more frequent and intense the savanna wildfires, the greater the chances of these riparian forests to be hit and shift into a degraded forest state, structurally similar to a savanna (van Nes et al., 2018; Flores et al., 2020; Pivello et al., 2021). In recent years, fire management strategies have been successful in reducing catastrophic fires in Cerrado (Pivello et al., 2021 and references therein).

In tropical forests, fire modifies plant phenology and decreases food availability to frugivorous, granivorous and nectarivorous birds (Vigilante & Bowman, 2004; Barlow & Peres, 2006). Large canopy frugivorous and understory insectivorous birds suffer significant impacts in the first three years after fire in Amazon terra-firme forest (Barlow & Peres, 2004). In tropical savannas, birds' responses to fire are also influenced by vegetation changes (Woinarski & Legge, 2013). Large-bodied , habitat specialist (e.g., those dependent on riparian vegetation, under a continuous canopy cover and shaded understory), and diet specialist species (e.g., those relying heavily on fruits, seeds, nectar or invertebrates), tend to be the most vulnerable to habitat changes (Frizzo et al., 2011; Woinarski & Legge, 2013).

Birds perform essential ecological functions, such as pest control, pollination and seed dispersal (Sekercioglu, 2006). Insectivorous birds contribute to regulate populations of herbivorous insects, minimizing damage to plants, while seed-dispersing birds influence seedling recruitment, especially in tropical forests (Nathan & Muller-Landau, 2000; Sekercioglu, 2006; Peterson & Parker, 2016; Palma et al., 2020). Large frugivorous birds play an important role in this process, dispersing larger seeds over long distances, connecting populations and allowing the regeneration of degraded areas (Jordano, 1994; Jordano et al., 2007). In spite of the importance of riparian forests to fauna and the role of birds in ecosystem functions, most studies about the impacts of fire in Cerrado focus on savanna vegetation (Arruda et al., 2018) and often do not pay attention to bird responses to fire (but see Cintra & Sanaiotti, 2005; Reis et al., 2016; Durigan et al., 2020). Here, we take advantage of wildfires that hit riparian forests immersed in Cerrado landscapes in protected areas in Brazil to investigate bird communities' responses to fire. We hypothesize that: (1) the composition and abundance of bird species differ between burnt and unburnt areas; (2) structural changes in habitats in burnt sites, such as the amount of dead trees, soil and canopy cover, might explain these potential differences; (3) birds' traits such as body mass, forest dependence and diet,

may influence species' differential susceptibility to fire; (4) frugivores and insectivores will be the most affected compared to other guilds.

## **5.4. Material and methods**

### **5.4.1. Study sites**

To study the impacts of fire on forest structure and birds, we selected six riparian forests in the municipalities of Itirapina, Brotas, and São Carlos, in São Paulo, southeast Brazil (Figure 1). The forests of Córrego do Cabrito, Ribeirão do Lobo and Ribeirão Itaqueri are part of Itirapina Ecological Station (22°13'S, 47°53'W; 22°10' to 22°15'S), a 2,300 ha protected Cerrado remnant. The fourth riparian forest is Córrego da Água Branca, located in the neighbor Itirapina Experimental Station (22°15'S, 47°50'W; 47°45' to 48°00'W), with 3,212 ha of Cerrado (Table 1 – supplementary material). The two other riparian forests included in the study, Córrego do Espraiado and Córrego do Fazzari, are located in the campus of the Universidade Federal de São Carlos, in São Carlos (21°50'S, 47°52'W), containing ca. 260 ha of Cerrado located in a matrix of agro-pastoral activities, silviculture and urban areas (Boschi et al., 2019). Study sites present annual average temperatures around 21°C and an average annual rainfall between ca. 1,300 and 1,400 mm (São Paulo, 2006; Boschi et al., 2019).

From June to August 2021, there was a sequence of six frosts in the region, which increased the biomass of dry litter deposited on the soil (personal observation). In August 2021, anthropogenic wildfires spread throughout the region, burning about half of the Itirapina Ecological Station, including savanna areas and the riparian forests of Córrego do Cabrito and Ribeirão do Lobo (personal observation). In a few weeks, the riparian forest of Córrego do Fazzari and the surrounding savanna were also hit by anthropogenic fires (personal observation). We considered the Ribeirão do Itaqueri, Córrego da Água Branca and Córrego do Espraiado as control (hereafter “unburnt”) sites, since they have no records of fires for at least 10 years prior to 2021 (MapBiomas, 2024). However, portions of the riparian forest of Ribeirão do Itaqueri that were near (ca. 700 m) our sampling points have been burnt in 2020 (MapBiomas, 2024). Burnt and unburnt sampling sites were distant at least 1 km from each other.

### **5.4.2. Bird Sampling and Functional Traits**

We sampled birds using point counts. In each one of the six riparian forests, we established five point counts, with a minimum distance of 100 m between adjacent points ( $N = 15$  points in burnt riparian forests and  $N = 15$  in unburnt riparian forests). Points were surveyed in a random order bimonthly, three times during both dry (April, June, August) and rainy (October, December, February) seasons between April 2023 and February 2024. At each sampling we recorded by direct sight, or by vocalization, all birds detected in a 50-m radius around the point during 10 minutes, at dawn (between 05:00 and 08:00) and dusk (between 16:00 and 18:00), the periods of higher activities of local birdlife (Sick, 1997). We avoided recording the same bird twice (e.g. when moving between consecutive points) and the birds that just flew over the sampling point above the canopy were recorded as crossovers (i.e. were not using that habitat), and disregarded in the analyses.

To test if certain bird traits would make some species more susceptible to the carryover effects of burning than others, we classified bird species according to forest dependence following Silva (1995): “independent” for species usually associated with open vegetation (*pantanais*, *campo limpo*, *campo sujo*, *campo Cerrado*, *Cerrado sensu stricto* and *campos rupestres*); “semi-dependent” for species that occur in both open vegetation and in forests; and “dependent” for species usually associated with forests like *cerradão*, dry forests and riparian forests. Diet categories were defined as: “frugivores-nectarivores”, “herbivores-granivores”, “insectivores” (including invertebrates in general), “carnivores” (including vertebrates and scavengers) and “omnivores”, based on the dominant diet category (i.e., the one representing >50% of the species’ overall diet) among these five constituent diet categories for each species, according to Wilman et al. (2014). Body mass was also retrieved from Wilman et al. (2014).

#### **5.4.3. Vegetation sampling**

To compare habitat structure between burnt and unburnt riparian forests, we sampled the vegetation around each bird point count in February 2023. We established a 25m<sup>2</sup> plot (5 x 5 m) centered on the point count, where we recorded the following attributes for all trees with a diameter at breast height (DBH) equal or larger than 5 cm: (1) Tree DBH – trunk diameter measured at 1.30 m above ground; (2) Tree Height – visually estimated for each sample tree; (3) Mortality – Trees were classified as dead when they had fire scars combined with absence of leaves or no sign of regrowth and/or were lying in the ground; (4) Fire Scars – Trees that presented carbonization on their trunks, indicating exposure to fire; (5) Resprouting – Trees that presented fire scars and signs of resprouting either at the base, trunk or on the branches;

(6) Presence of Lianas – Trees that provided support to woody or herbaceous lianas; (7) Presence of living Epiphytes - Trees that provided support to epiphytes; (8) Presence of Moss – Trees with the presence of moss on the trunk up to height of 2 m above ground; (9) Presence of Lichen – Trees with lichens on the trunk up to height of 2 m above ground. Besides that, we evaluated the green coverage of the soil and the canopy inside each plot, visually assigning a cover index as follows: 0 for absence of coverage; 0.25 for 1% to 25%; 0.50 for 26% to 50%; 0.75 for 51% to 75%; and 1 for 76% to 100%. For the subsequent statistical analyses, the average of the continuous attributes – such as DBH, tree height of the sample trees, and the green coverage of soil and canopy – were calculated for each sampling point. For the other attributes – mortality, fire scar, resprouting, liana, epiphytes, moss and lichens presence – the proportion of trees in each plot bearing the trait were estimated, obtained by the ratio between the number of trees that exhibited each attribute and the total of individuals recorded in the given sampling point.

#### 5.4.4. Statistical analyses

All the analyses were conducted in the R environment (R Core Team, 2024). To test the potential impact of fire on bird abundances, we considered the abundance of birds as the sum of records over the year of sampling, for each species, in each point count ( $N = 30$ ). For each riparian forest, we built a species accumulation curve according to sampling effort, defined as the number of records per sampling point. We used the total abundance of each species in each area to calculate the sampling completeness of the recorded bird species, through rarefaction curves and richness extrapolation using Chao1 estimator (Chao & Jost, 2012) from the “iNEXT” package (Hsieh et al., 2020; Figure S1).

To evaluate changes in the composition and abundance of bird communities between burnt and unburnt riparian forests, we used a Non-Metric Multidimensional Scaling Analysis (NMDS), with the Bray-Curtis dissimilarity metric (`metaMDS` function from “vegan” package), exploring 50 attempts to reach the most adequate configuration (Oksanen et al., 2022). Environmental vectors were adjusted to the ordering, and only variables with statistical significance ( $p < 0.05$ ) were considered for further interpretation. The significance of differences in the composition between groups was tested via PERMANOVA, using the same Bray-Curtis metric. Ordering visualizations were created, and additional interactive elements were generated using the functions `metaMDS`, `envfit` and `adonis2` from the “vegan”

package (Oksanen et al., 2022), `ggplot` from the “`ggplot2`” package (Wickham, 2016) and `plotly` from the “`plotly`” package (Sievert, 2020).

To assess the relationships between habitat characteristics and the variation in composition and abundance of avifauna, we performed a Canonical Correspondence Analysis (CCA), considering the abundances of each bird species and the vegetation attributes of sampled points. The significance of vegetation attributes was evaluated with an ANOVA test per permutation, while significant environmental vectors ( $p < 0.05$ ) were adjusted to the ordination. The results were graphically represented with additional elements that indicate the groups and environmental vectors with `geom_polygon`, `geom_text_repel` and `ggrepel` (Slowikowski, 2023). In these steps, we used the functions `cca`, `anova.cca` and `envfit` from the “`vegan`” package (Oksanen et al., 2022), `ggplot` from the “`ggplot2`” package (Wickham, 2016) and `geom_text_repel` from the “`ggrepel`” package (Slowikowski, 2023).

To evaluate how functional traits influence the abundance of birds in sampled communities, we fitted five Generalized Linear Mixed-effects Models (GLMM) using the “`glmmTMB`” package (Brooks et al., 2017) and the negative binomial distribution, appropriate to deal with over dispersion in counting data (Brooks et al., 2017). To assess the significance of the main factors and interactions in the models, we used ANOVA tests type II and type III, according model structure, with the `Anova` function from the “`car`” package (Fox & Weisberg, 2019).

Model 1 tested the effect of fire occurrence (unburnt vs. burnt) on the abundance of bird species. Model 2 had the abundance of bird species as a response variable, fire occurrence and body mass as explanatory variables. We included an interaction term between predictors to investigate whether the impact of fire on bird abundances varied according to the body mass of bird species. Body mass was standardized as a z-score for this model to allow interpretation of effects on a comparable scale. For Models 3 and 4, abundances were aggregated by functional categories of diet and forest dependence, respectively, allowing the assessment of ecological patterns at the functional group level. Model 3 included fire occurrence and diet as predictors, with an interaction between predictors to understand if different trophic guilds responded differently to fire occurrence. Model 4 contained forest dependence, fire occurrence and an interaction between forest dependence and fire, to test if species more dependent on forest vegetation are more sensitive to disturbance. All models included area (sampled forest) as a random effect. For significant interactions, we performed

post-hoc analyses with the `emmeans` function, from the “`emmeans`” package (Searle et al., 1980), which estimates adjusted marginal means and allowed comparing the differences between unburnt and burnt areas within each functional category.

To investigate the impact of fire on frugivorous and insectivorous birds in more detail, we fitted an additional GLMM (Model 5), selecting the ten most abundant species in each of these guilds. The frugivores considered were Bananaquit (*Coereba flaveola*), Creamy-bellied Thrush (*Turdus amaurochalinus*), Pale-vented Pigeon (*Patagioenas cayennensis*), Purple-throated Euphonia (*Euphonia chlorotica*), Yellow-chevroned Parakeet (*Brotogeris chiriri*), Gilded Hummingbird (*Hylocharis chrysura*), Toco Toucan (*Ramphastos toco*), Piratic Flycatcher (*Legatus leucophaeus*), White Woodpecker (*Melanerpes candidus*) and Palm Tanager (*Thraupis palmarum*). The insectivores were Pale-breasted Thrush (*Turdus leucomelas*), Rufous-browed Peppershrike (*Cyclarhis gujanensis*), Golden-crowned Warbler (*Basileuterus culicivorus*), Tropical Kingbird (*Tyrannus melancholicus*), Chivi Vireo (*Vireo chivi*), Southern House Wren (*Troglodytes musculus*), Buff-breasted Wren (*Cantorchilus leucotis*), White-browed Warbler (*Myiothlypis leucoblephara*), Bran-colored Flycatcher (*Myiophobus fasciatus*) and Barred Antshrike (*Thamnophilus doliatus*). This model had as the response variable the bird abundance in each guild, and as explanatory variables fire occurrence and trophic guild, as well as the interaction between them. Sampling area (forest) was included as a random effect. Values are reported as mean  $\pm$  standard error.

## 5.5. Results

We identified 128 bird species belonging to 41 families (Table S2) in burnt and unburnt riparian forests. Species accumulation curves suggested sampling was enough to capture local bird diversity (Figure S1). We recorded 103 species in the unburnt riparian forests, with 19 species exclusive to these areas, such as Horned Screamer (*Anhima cornuta*), Great Horned Owl (*Bubo virginianus*) and Ringed Kingfisher (*Megaceryle torquata*). In the burnt riparian forests, we recorded 109 species, 25 of them exclusive, such as the Red-legged Seriema (*Cariama cristata*), Great Potoo (*Nyctibius grandis*) and Slaty-breasted Wood-Rail (*Aramides saracura*). Four of the five top species with higher mean abundances (i.e. mean number of records considering the months and plots pooled, for the three unburnt areas  $\pm$  SE), were recorded in both unburnt and burnt sites: Picazuro Pigeon (*P. picazuro*) ( $8.6 \pm 0.79$  in unburnt vs  $6.0 \pm 0.56$  in burnt forests); Great Kiskadee (*Pitangus sulphuratus*) ( $8.53 \pm 1.17$  vs  $4.27 \pm 0.61$ ); Pale-breasted Thrush (*T. leucomelas*) ( $5.4 \pm 0.40$  vs  $5.07 \pm 0.67$ ); and Sayaca

Tanager (*Thraupis sayaca*) ( $5.2 \pm 1.04$  vs  $6.07 \pm 0.58$ ). White-tipped Dove (*Leptotila verreauxi*) ( $5.4 \pm 0.84$ ) completes the list of the five most abundant species in the unburnt areas and Yellow-bellied Elaenia (*Elaenia flavogaster*) ( $3.80 \pm 0.70$ ) in the burnt areas.

Fire likely changed species abundances. Species that showed higher mean abundance in the burnt forests in relation to the unburnt forests were, for instance, the Yellow-bellied Elaenia (*E. flavogaster*) (unburnt:  $2.13 \pm 0.63$  | burnt:  $3.80 \pm 0.69$ ); Southern House Wren (*T. musculus*) (unburnt:  $1.20 \pm 0.60$  | burnt:  $2.40 \pm 0.60$ ); Sayaca Tanager (*T. sayaca*) (unburnt:  $5.20 \pm 0.87$  | burnt:  $6.07 \pm 0.10$ ); Rufous-collared Sparrow (*Zonotrichia capensis*) (unburnt:  $1.40 \pm 0.80$  | burnt:  $2.20 \pm 0.80$ ); and Double-collared Seedeater (*Sporophila caerulescens*) (unburnt:  $0.47 \pm 0.73$  | burnt:  $1.20 \pm 0.73$ ). On the other hand, the species that had lower mean abundances in the burnt forests in relation to the unburnt forests were, for instance, Great Kiskadee (*P. sulphuratus*) (unburnt:  $8.53 \pm 1.17$  | burnt:  $4.27 \pm 0.61$ ); White-tipped Dove (*L. verreauxi*) (unburnt:  $5.40 \pm 0.84$  | burnt:  $2.80 \pm 0.71$ ); Picazuro Pigeon (*P. picazuro*) (unburnt:  $8.60 \pm 0.79$  | burnt:  $6.00 \pm 0.56$ ); Rufous-browed Peppershrike (*C. gujanensis*) (unburnt:  $3.60 \pm 0.92$  | burnt:  $1.40 \pm 0.21$ ); and Rufous-bellied Thrush (*Turdus rufiventris*) (unburnt:  $4.73 \pm 0.59$  | burnt:  $2.87 \pm 0.45$ ).

Considering all species, the mean abundance per species was slightly higher in the unburnt areas ( $2.73 \pm 0.11$ ) compared to the burnt areas ( $2.36 \pm 0.09$ ), reinforcing the general trend of a decrease in bird abundances with fire (Figure S2). Regarding the species mean abundances, 63 bird species showed a reduction in abundance in burnt forests compared to unburnt ones, while 8 remained stable. In contrast, 57 bird species showed higher abundances in burnt forests compared to unburnt ones (Table S3). We recorded four threatened species in the vulnerable category for the São Paulo State (São Paulo, 2018): Horned Screamer (*A. cornuta*) and Great Horned Owl (*B. virginianus*) (both Near Threatened) were recorded only in the unburnt areas ( $0.13 \pm 0.13$  and  $0.07 \pm 0.07$ , respectively). Slaty-breasted Wood-Rail (*A. saracura*) (Vulnerable) had lower abundance in the burnt areas (unburnt:  $0.20 \pm 0.11$  | burnt:  $0.07 \pm 0.07$ ) and Great Potoo (*N. grandis*) (Critically endangered) was recorded only once in a burnt site (Córrego do Cabrito).

The two-dimensional NMDS showed final stress of 0.10, indicating good coverage of the ordination space. The sampling points from burnt and unburnt areas were spatially segregated (Figure 1), but points qf1, qf2, and qf3, which corresponded to sampling sites 1, 2, and 3 of the burnt Córrego do Fazzari, were positioned near to the unburnt sites, suggesting similar structural characteristics. The PERMANOVA indicated that fire explained 15.45% of the variation of the vegetation structure ( $R^2 = 0.15$ ;  $F = 5.12$ ;  $p = 0.01$ ). The adjustments of

the environmental vectors to the NMDS space revealed ten variables correlated (i.e.  $p < 0.05$ ) with the ordination of sampling points. The degree of association between each variable and the distribution of the points in the NMDS space, were: canopy coverage ( $R^2 = 0.84$ ;  $p = 0.001$ ), fire scars ( $R^2 = 0.80$ ;  $p = 0.001$ ), lianas ( $R^2 = 0.79$ ;  $p = 0.001$ ), moss ( $R^2 = 0.75$ ;  $p = 0.001$ ), lichens ( $R^2 = 0.70$ ;  $p = 0.001$ ), resprouting ( $R^2 = 0.67$ ;  $p = 0.001$ ), soil coverage ( $R^2 = 0.58$ ;  $p = 0.001$ ), epiphytes ( $R^2 = 0.56$ ;  $p = 0.016$ ), tree height ( $R^2 = 0.29$ ) and tree mortality ( $R^2 = 0.28$ ;  $p = 0.010$ ). The mean proportions of each vegetation attribute in burnt and unburnt areas are represented in the Figure S3.

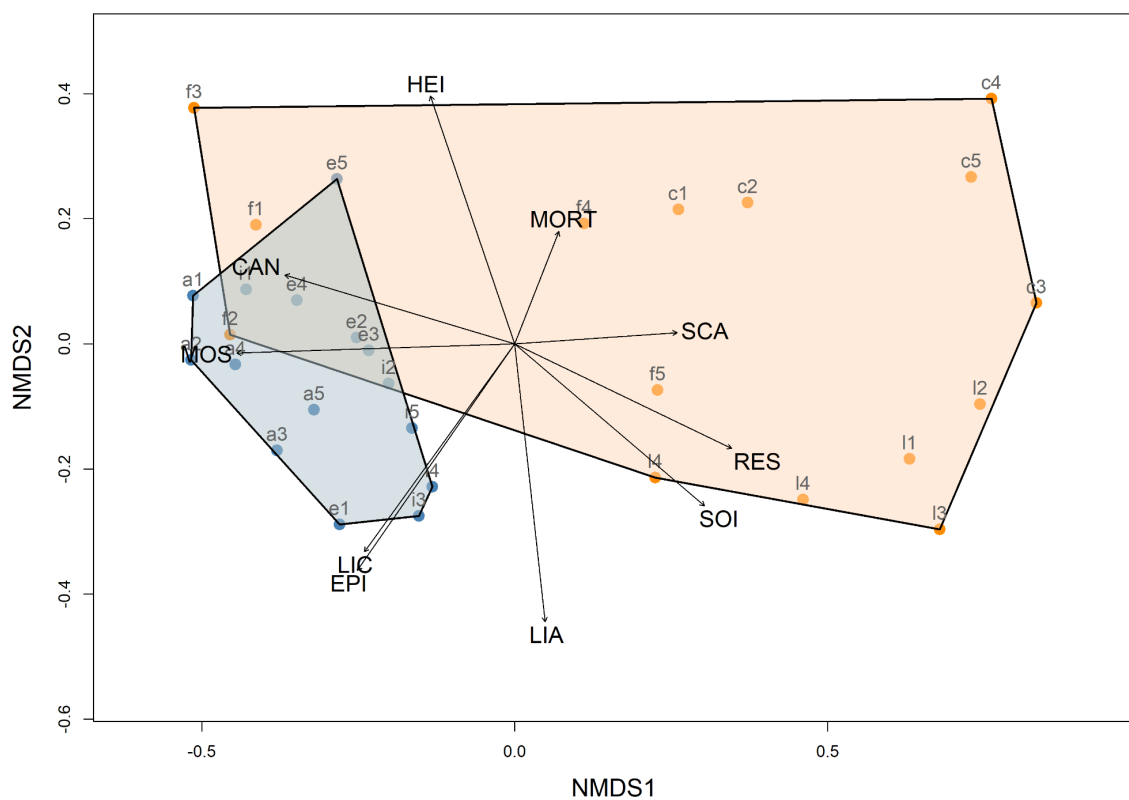


Figure 1. Representation of bird communities in burnt and unburnt riparian forests (orange and blue, respectively), according to the NMDS. Each point is a point count, grouped by similarity in the vegetation structure. The vectors indicate vegetation attributes associated with the most relevant ecological gradients of the ordination. Abbreviations: CAN = Canopy coverage; EPI = Epiphytes; HEI = Height; LIA = lianas; LIC = Lichens; MOR = Tree mortality; MOS = moss; SCA = Fire scars; SOI = Soil coverage; RES = Resprouting.

The CCA analysis revealed that axes 1 and 2 explained 21.09% and 13.76% of the total variation, respectively, accumulating 34.84% of the variation of the bird composition and

abundance in the riparian forests (Figure 2). The ANOVA confirmed the model significance ( $F = 1.19$ ;  $p = 0.006$ ), and the variable “fire” also had a significant effect on the bird community structure ( $F = 1.86$ ;  $p = 0.001$ ). These results indicate a consistent segregation between the bird communities of burnt and unburnt areas. The main vectors adjusted as vegetation attributes significantly associated with variations in the bird communities composition were: the proportion of trees with lichens ( $R^2 = 0.72$ ;  $p < 0.05$ ), soil coverage ( $R^2 = 0.70$ ;  $p < 0.05$ ), fire scars ( $R^2 = 0.65$ ;  $p < 0.05$ ), canopy coverage ( $R^2 = 0.61$ ;  $p < 0.05$ ), the proportion of trees with moss ( $R^2 = 0.60$ ;  $p < 0.05$ ), and epiphytes ( $R^2 = 0.52$ ;  $p < 0.05$ ), as well as resprouting ( $R^2 = 0.33$ ;  $p < 0.05$ ), tree mortality ( $R^2 = 0.32$ ;  $p < 0.05$ ), and tree height ( $R^2 = 0.29$ ;  $p < 0.05$ ).

In the Córrego do Fazzari points, the vegetation attributes were comparable to the patterns observed in unburnt areas (Figure 2). This pattern was also evident in the NMDS, in which the burnt plots f1, f2, and f3 grouped near the unburnt areas (Figure 1). The mean canopy coverage of these points was high ( $4.0 \pm 0.00$ ), virtually equal to those of unburnt areas ( $3.96 \pm 0.06$ ). Tree mortality ( $0.04 \pm 0.04$ ) and sprouting ( $0.03 \pm 0.03$ ) also showed levels close to those recorded in unburnt areas, as well as the occurrence of lichens ( $1.00 \pm 0.00$ ), moss ( $1.00 \pm 0.00$ ), and epiphytes ( $0.23 \pm 0.20$ ), indicating a structural similarity between these plots and unburnt areas.

The results of the GLMM indicated different responses of the bird community to fire occurrence for each analytical approach (Table 1). In model 1, fire showed a significant effect on bird species abundance (Est. = 0.06;  $p = 0.02$ ), indicating higher abundance in burnt areas (Table 1). In model 2, the main effect of fire was significant (Est. = 0.06;  $p = 0.04$ ), indicating higher species abundances in burnt areas. The effect of body mass was not significant (Est. = 0.02;  $p = 0.64$ ). The interaction between body mass and fire occurrence did not have a significant effect on bird species abundances (Est. = -0.005;  $p = 0.92$ ) (Table 1). In model 3, the effect of fire did not depend on diet ( $p > 0.05$  for all the terms) (Table 1, Figure S4). In model 4, the effect of fire was not significant ( $p = 0.16$ ). The interaction between fire occurrence and forest dependence revealed a significant effect on forest independent species (Est. = 0.09;  $p = 0.03$ ) and a marginally significant effect on forest semi-dependent species (Est. = -0.06;  $p = 0.08$ ). The post-hoc pairwise comparisons showed that only forest dependent birds had a reduction in burnt areas (Est. = -0.42;  $p = 0.03$ ), whereas no differences were observed for independent and semi-dependent species ( $p = 0.59$  and  $p = 0.31$ , respectively) (Figure S5). Model 5 revealed that the effect of fire was positive and significant (Est. = 0.09;  $p = 0.01$ ), and the interaction between fire and diet was also

significant (Est. =  $-0.08$ ;  $p = 0.01$ ). The post-hoc pairwise comparisons showed that insectivorous species had significantly lower abundances in burnt areas compared to unburnt areas (Est. =  $-0.36$ ;  $p < 0.001$ ), while frugivore species showed no significant difference between burnt and unburnt areas ( $p = 0.96$ ) (Table 1, Figure S6).

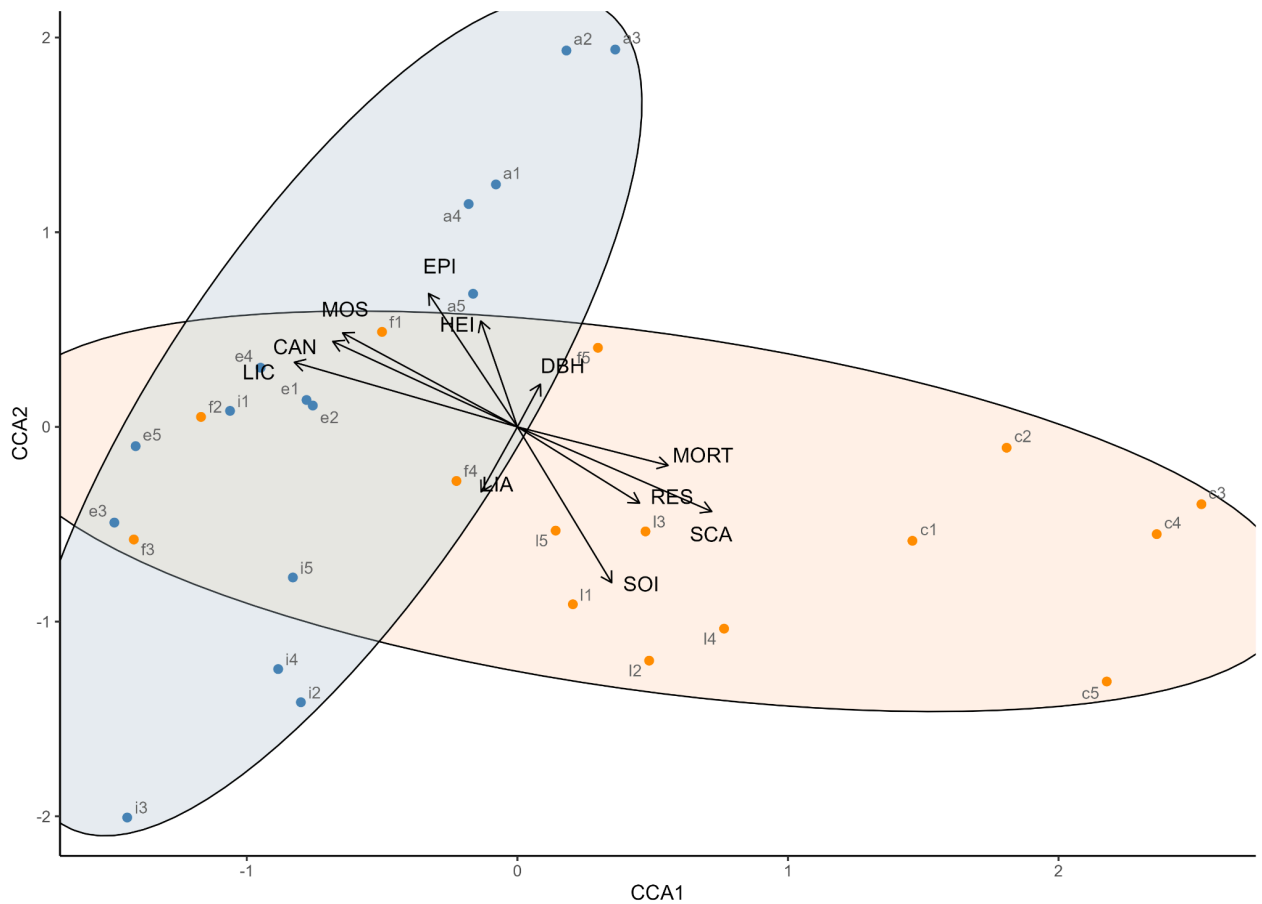


Figure 2. Canonical Correspondence Analysis (CCA) of bird communities in burnt (orange) and unburnt riparian forests (blue). The graph illustrates the variation in the bird species composition and abundance in relation to the habitat characteristics. The vectors indicate the adjusted vegetation attributes. Abbreviations: CAN = Canopy coverage; DBH = Tree diameter at breast height; EPI = Epiphytes; HEI = Height; LIA = lianas; LIC = Lichens; MOR = Tree mortality; MOS = moss; SOI = Soil coverage; SCA = Fire scars; RES = Resprouting.

Table 1. Results of Generalized Linear Mixed-effects Models assessing the functional traits and their influence on bird species abundances in burnt and unburnt riparian forests. Significant  $p$ -values in bold ( $p < 0.05$ ).

Models	Estimate	Std. error	z	p
<b>1) abundance ~ fire + (1 area)</b>				
fire(burnt)	0.069	0.030	2.254	<b>0.024</b>
<b>2) abundance ~ fire * body mass+ (1 area)</b>				
fire(burnt)	0.068	0.033	2.078	<b>0.037</b>
body mass	0.026	0.057	0.461	0.645
fire(burnt):body mass	-0.005	0.057	-0.091	0.927
<b>3) abundance ~ fire * diet + (1 area)</b>				
fire(burnt)	0.095	0.089	1.069	0.285
diet(insectivores)	0.039	0.066	0.587	0.557
diet(omivores)	1.065	0.057	18.734	<b>&lt; 0.001</b>
diet(herbivoresgranivores)	0.693	0.059	11.717	<b>&lt; 0.001</b>
diet(carnivores)	0.363	0.062	5.864	<b>&lt; 0.001</b>
fire(burnt):diet(insectivores)	-0.047	0.066	-0.714	0.475
fire(burnt):diet(omnivores)	0.050	0.057	0.888	0.375
fire(burnt):diet(herbivoresgranivores)	-0.002	0.059	-0.030	0.976
fire(burnt):diet(carnivores)	-0.053	0.062	-0.856	0.392
<b>4) abundance ~ fire * forest dependency + (1 area)</b>				
fire(burnt)	0.118	0.085	1.380	0.168
forestdependency(independent)	-0.595	0.044	-13.380	<b>&lt; 0.001</b>
forestdependency(semi-dependent)	-0.005	0.040	-0.120	0.902
fire(burnt): forestdependency(independent)	0.095	0.044	2.140	<b>0.033</b>
fire(burnt): forestdependency(semi-dependent)	-0.068	0.040	-1.710	0.088
<b>5) abundance ~ fire * diet + (1 area)</b>				
fire(burnt)	0.091	0.037	2.439	<b>0.015</b>
diet(insectivores)	-0.069	0.037	-1.852	0.064
fire(burnt): diet(insectivores)	-0.088	0.037	-2.355	<b>0.019</b>

## 5.6 Discussion

The high bird richness recorded, with 128 species from 41 families, points out the diversity of the fauna and reinforces the relevance of riparian forests to biodiversity conservation in the Cerrado. The records of four species regionally threatened or near threatened, including Horned Screamer (*A. cornuta*), Great Horned Owl (*Bubo virginianus*), Slaty-breasted Wood-Rail (*A. saracura*), and Great Potoo (*N. grandis*), denotes the

importance of riparian forests to harbor endangered species in an increasingly fragmented landscape such as ours. We found differences in the bird communities between burnt and unburnt riparian forests in the Cerrado, which are associated at least partially with changes in vegetation structure. Burnt forests had a lower abundance of forest dependent and insectivorous birds (Figures S5, S6). However, some birds benefited from burnt forests, including granivores, omnivores and carnivores.

The changes in vegetation structure associated with fire contributed to explain the differences in bird communities between burnt and unburnt forests, a result confirmed by NMDS and CCA analyses. The structural simplification of the habitats is likely a main factor in reorganizing the avifauna after fire. In burnt areas, tree mortality was 126.5% higher and the canopy cover was 55.9% lower than in unburnt forests, indicating an increase in gaps and an expressive loss of vegetation structural complexity (Figure S7). These changes likely made the habitat less suitable to a number of species, especially those typical from more dense and shaded forests, such as several understory insectivores that decreased sharply in burnt forests, such as the Variable Antshrike (*Thamnophilus caerulescens*; -89.2%), Tropical Parula (*Setophaga pitiayumi*; -84.3%) and Golden-crowned Warbler (*Basileuterus culicivorus*; -46.6%).

Indeed, our findings corroborate the hypothesis that the susceptibility to fire can vary according to species functional traits. Although differences in species abundances between burnt and unburnt areas were not predictable based on body mass, forest dependence was an important factor. In burnt forests, there was a higher abundance of forest independent species (Figure S5) and a decrease in the forest dependent species (post-hoc test). The opening of gaps and the reduction of structural complexity caused by fire seem to create more favorable conditions for species typical from savannas (Cavalcanti & Alves, 1997) including the forest-independent Double-collared Seedeater (*S. caerulescens*; +155.3%), Southern House Wren (*T. musculus*; +100%) and Rufous-collared Sparrow (*Z. capensis*; +57.1%).

In addition to forest dependence, diet also was a significant predictor of bird species abundances in burnt and unburnt sites, although only when taken into account the ten most abundant frugivorous and insectivorous species. This result is consistent with studies conducted in Amazonian tropical forests, where large canopy frugivores and understory insectivores are severely affected during the first three years after wildfires (Barlow et al., 2003; Barlow & Peres, 2004). The stronger effect of fire on insectivores compared to

frugivores is likely due to the loss of microhabitats and substrates associated with dense vegetation, such as leaves and branches (Dial et al., 2006; Wolfe et al., 2025). The canopy opening allows higher light penetration, which turns the understory hotter and drier (Wolfe et al., 2025). These microclimate changes are harmful to forest insectivores, most of which are photophobic (Barlow et al., 2002) and depend on air humidity to regulate their body temperature (Jirinec, 2024).

The reduction in the presence of epiphytes (-87.15%), moss (-43.93%) and lichens (-36.31%) in burnt forests likely decreased habitat quality for several species. Litter burning and progressive degradation of the tree layer of the vegetation after fire (pers. obs.) impact directly the availability of these elements, compromising the persistence of specific foraging microhabitats in burnt riparian forests. Epiphytes, in particular, play a crucial role in maintaining several bird species in tropical forests, offering nectar, fruits, seeds and water, foraging substrate for birds that prey on invertebrates or small vertebrates, and shelter or nesting sites for a number of birds (Nadkarni & Matelson, 1989; Cestari & Pizo, 2008; Boechat, et al. 2019). The specialization of some birds in exploring these microhabitats (Pizo, 1994; Rodrigues, 1995) may make them particularly vulnerable to postfire habitats, including the Black-throated Saltator (*Saltator atricollis*, Thraupidae) (-46.2%), Plain Xenops (*Xenops minutus*, Furnariidae) (-100%) and Streaked Xenops (*Xenops rutilans*, Furnariidae) (-65%).

As riparian forests hit by fire become increasingly open and degraded, they offer less suitable habitat and fewer resources for species dependent on shaded and moist environments (Pivello et al., 2021). The greater preservation of forest attributes, including closed canopy cover and the presence of epiphytes, lichens, and mosses, in plots 1, 2, and 3 of the Córrego do Fazzari suggests that mild fire such as the one that hit these points may keep a higher degree of vegetation similarity to unburnt riparian forests. Indeed, we detected a bird community composition in these points more closely resembling that of unburnt forests (Figure 2). As fire impact is often not homogeneous in space, less affected sites may act as refuges for species of surrounding habitats, and may also contribute to the regeneration of the most degraded portions of burnt forests by supplying seeds and propagules (Frizzo et al., 2011; Downing et al., 2019).

Two years after the fires, differences in vegetation structure between burnt and unburnt areas still persist, continuing to influence bird communities. In the medium term (e.g. ten years), species' responses to fire probably will depend on progressive habitat changes, as

observed in Australian savannas (Woinarski & Legge, 2013). Burnt areas have shown high levels of tree resprouting (+967.57%), which may indicate a recovery of at least some trees and canopy cover with time. However, the increase in ground cover (18.42%) in burnt forests was due to the spread of invasive exotic grasses such as *Urochloa* spp. and *Panicum maximum* (personal observation – Figure S8). These species, already widely distributed in Cerrado protected areas (Durigan et al., 2007), represent a risk to forest regeneration by competition with tree seedlings and increasing environmental flammability and further hindering the establishment of woody species (Flores et al., 2016; Brando et al., 2020; Staver et al., 2020; Pivello et al., 2021). The regeneration of riparian forests may take longer to restore their functional characteristics, unlike savannas, where recovery tends to occur more rapidly (Bustamante et al., 2022). The landscape configuration in the region, where remnants of Cerrado are relatively small and isolated, may increase the uncertainty about the likelihood of fauna recolonization after fires (Frizzo et al., 2011). Furthermore, most anthropogenic fires occur at the peak of the dry season, near the onset of the breeding cycle of many bird species, which may compromise population recovery (Sanaiotti & Cintra, 2001).

The decrease in forest dependent species reinforces the need to consider riparian forests as fire-sensitive vegetation within the Cerrado (Flores et al., 2020). Their role as ecological refuges for fauna becomes even more relevant in light of the annual increase in fire outbreaks across Brazil, which in 2020 recorded more than 312,140 km<sup>2</sup> of burnt area, with the Cerrado accounting for 28.6% of that total (INPE, 2020). Globally, fires are becoming more frequent, prolonged, and severe due to climate change (Flannigan et al., 2013; Potapov et al., 2025). In addition, climatic events such as El Niño are increasingly intense and recurrent, hindering forest regeneration and raising the risk of permanent degradation (Timmermann et al., 1999; Haugaasen et al., 2003). Identifying the ecological communities most sensitive to fire becomes essential for enabling more refined fire management actions that offer effective responses to growing environmental instability (Woinarski & Legge, 2013). This study contributes to the understanding of these impacts, but we highlight the need for long-term research to monitor the populations and recolonization dynamics of the most affected bird species. As the need for fire management strategies in Cerrado is becoming clear (Durigan et al., 2016; Abreu et al., 2017; Durigan et al., 2020; Pivello et al., 2021; Reis et al., 2016), there will be increasing opportunities to advance our knowledge about the impacts of fire on more sensitive biodiversity within savanna landscapes, and how to deal with it, while also keeping adequate habitats for savanna species.

## 5.7. References

- Abreu, R. C. R., Hoffmann, W. A., Vasconcelos, H. L., Pilon, N. A., Rossatto, D. R., & Durigan, G. (2017). The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science Advances*, 3(8), e1701284. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701284>
- Arruda, F. V., Sousa, D. G., Teresa, F. B., Prado, V. H. M., Cunha, H. F., & Izzo, T. J. (2018). Trends and gaps of the scientific literature about the effects of fire on Brazilian Cerrado. *Biota Neotropica*, 18(1), e20170426. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2017-0426>
- Barlow, J., & Peres, C. A. (2004). Ecological responses to El Niño-induced surface fires in central Brazilian Amazonia: Management implications for flammable tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 359(1443), 367–380. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1423>
- Barlow, J., & Peres, C. A. (2006). Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest. *Biodiversity and Conservation*, 15(3), 985–1012. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-3952-1>
- Barlow, J., Haugaasen, T., & Peres, C. A. (2002). Effects of ground fires on understory bird assemblages in Amazonian forests. *Biological Conservation*, 105(2), 157–169. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00177-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00177-X)
- Barlow, J., Peres, C. A., Lagan, B. O., & Haugaasen, T. (2003). Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. *Ecology Letters*, 6(1), 6–8. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00394.x>
- Boechat, R. F., Silva, B. F., & Nunes-Freitas, A. F. (2019). Bird–epiphyte interactions in three Atlantic Forest environments in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 27(2), 108–114. <https://link.springer.com/article/10.1007/BF03544454>
- Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global ‘herbivore’: The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(7), 387–394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>

- Bond, W. J., Woodward, F. I., & Midgley, G. F. (2005). The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*, 165(2), 525–537. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01252.x>
- Boschi, R. S., Malheiros, T. F., & Silva, M. A. (2019). Assessing urban afforestation on the São Carlos campus of the Federal University of São Carlos: Actions toward a sustainable university. In T. F. Malheiros et al. (Eds.), *Universities toward sustainability* (pp. 226–240). SGA/USP.
- Brando, P. M., Macedo, M. N., Silvério, D. V., Rattis, L., Paolucci, L. N., Alencar, A., Coe, M. T., & Amorim, C. (2020). Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. *Flora*, 268, 151609. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151609>
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Mächler, M., & Bolker, B. M. (2017). glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal*, 9(2), 378–400. <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>
- Marques, N., Miranda, F., Gomes, L., Lenti, F., Costa, L., & Bustamante, M. M. C. (2022). Fire effects on riparian vegetation recovery and nutrient fluxes in Brazilian Cerrado. *Austral Ecology*, 47(6), 1168–1183. <https://doi.org/10.1111/aec.13175>
- Cavalcanti, R. B., & Alves, M. A. S. (1997). Effects of fire on savanna birds in central Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 8, 85–87. [https://digitalcommons.usf.edu/ornitologia\\_neotropical/vol8/iss1/15](https://digitalcommons.usf.edu/ornitologia_neotropical/vol8/iss1/15) Accessed on July 26, 2024.
- Cestari, C., & Pizo, M. A. (2008). Utilization of epiphytes by birds in a Brazilian Atlantic Forest. *Ornitologia Neotropical*, 19, 97–107. [https://digitalcommons.usf.edu/ornitologia\\_neotropical/vol19/iss1/9/](https://digitalcommons.usf.edu/ornitologia_neotropical/vol19/iss1/9/)
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Cintra, R., & Sanaiotti, T. M. (2005). Fire effects on the composition of a bird community in an Amazonian savanna (Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 65(4), 683–695.

[https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Cintra\\_Sanaioti\\_2005.pdf](https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Cintra_Sanaioti_2005.pdf) Accessed on March 07, 2024.

- Coutinho, L. M. (1990). The Cerrado: The ecology of fire. *Science Today*, 12, 22–30.
- Dantas, V. D. L., & Pausas, J. G. (2013). The lanky and the corky: Fire-escape strategies in savanna woody species. *Journal of Ecology*, 101(5), 1265–1272. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12118>
- Dial, R. J., Ellwood, M. D., Turner, E. C., & Foster, W. A. (2006). Arthropod abundance, canopy structure, and microclimate in a Bornean lowland tropical rain forest. *Biotropica*, 38(5), 643–652. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00181.x>
- Downing, W. M., Krawchuk, M. A., Meigs, G. W., Haire, S. L., Coop, J. D., Walker, R. B., Whitman, E., Chong, G., & Miller, C. (2019). Influence of fire refugia spatial pattern on post-fire forest recovery in Oregon’s Blue Mountains. *Landscape Ecology*, 34, 771–792. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00802-1>
- Durigan, G., Siqueira, M. F., & Franco, G. A. D. (2007). Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, 64(4), 355–363. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162007000400006>
- Durigan, G., & Ratter, J. A. (2016). The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 11–15. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>
- Durigan, G. (2020). Zero-fire: Not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. *Flora*, 268, 151612. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151612>
- Felfili, J. M., Mendonça, R. D., Walter, B. M. T., & others. (2001). Phanerogamic flora of riparian forests in Central Brazil. In J. F. Ribeiro, C. E. L. Fonseca, & J. C. Souza-Silva (Eds.), *Cerrado: Characterization and restoration of riparian forests* (pp. 195–263). EMBRAPA Cerrados.
- Flannigan, M., Cantin, A. S., de Groot, W. J., Wotton, M., Newbery, A., & Gowman, L. M. (2013). Global wildland fire season severity in the 21st century. *Forest Ecology and Management*, 294, 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.022>

- Flores, B. M., Fagoaga, R., Nelson, B. W., & Holmgren, M. (2016). Repeated fires trap Amazonian blackwater floodplains in an open vegetation state. *Journal of Applied Ecology*, 53(5), 1597–1603. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12687>
- Flores, B. M., De Sá Dechoum, M., Schmidt, I. B., Hirota, M., Abrahão, A., Verona, L., Pecoral, L. L. F., Cure, M. B., Giles, A. L., Costa, P. B., Pamplona, M. B., Mazzochini, G. G., Groenendijk, P., Minski, G. L., Wolfsdorf, G., Sampaio, A. B., Piccolo, F., Melo, L., Lima, R. F., & Oliveira, R. S. (2020). Tropical riparian forests in danger from large savanna wildfires. *Journal of Applied Ecology*, 58(2), 419–430. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13794>
- Fox, J., & Weisberg, S. (2019). *An R companion to applied regression* (3rd ed.). Sage Publications. <https://doi.org/10.4135/9781071802724>
- Frizzo, T. L. M., Bonizário, C., Borges, M. P., & Vasconcelos, H. L. (2011). Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. *Oecologia Australis*, 15(2), 365–379. <https://revistas.ufri.br/index.php/oa/article/view/8135>
- Haugaasen, T., Barlow, J., & Peres, C. A. (2003). Surface wildfires in central Amazonia: Short-term impact on forest structure and carbon loss. *Forest Ecology and Management*, 179, 321–331. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00548-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00548-0)
- Hoffmann, W. A., Geiger, E. L., Gotsch, S. G., Rossatto, D. R., Silva, L. C. R., Lau, O. L., Haridasan, M., & Franco, A. C. (2012). Ecological thresholds at the savanna–forest boundary: How plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters*, 15(7), 759–768. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01789.x>
- Hofmann, G. S., Mello, R. F., Padovani, C. R., Rocha, H. R., Franco, H. C. J., Wolf, R. B., & Galvani, E. (2021). Environmental changes in the Brazilian Cerrado: Becoming hotter and drier. *Global Change Biology*, 27(17), 4060–4073. <https://doi.org/10.1111/gcb.15712>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2020). *iNEXT: Interpolation and extrapolation for species diversity* (Version 2.0.20) [R package]. <https://cran.r-project.org/package=iNEXT>

- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). (2020). *Programa Queimadas*. <https://terrabilis.dpi.inpe.br/queimadas/portal/> Accessed on January 10, 2025.
- Jirinec, V. (2024). Thermoregulation of understory birds in lowland Amazonia. *Oikos*, e10554. <https://doi.org/10.1111/oik.10554>
- Jolly, C. J., Dickman, C. R., Doherty, T. S., van Eeden, L. M., Geary, W. L., Legge, S. M., Woinarski, J. C. Z., & Nimmo, D. G. (2022). Animal mortality during fire. *Global Change Biology*, 28(6), 2053–2065. <https://doi.org/10.1111/gcb.16044>
- Jordano, P. (1994). Spatial and temporal variation in the avian-frugivore assemblage of *Prunus mahaleb*: Patterns and consequences. *Oikos*, 71, 479–491.
- Jordano, P., García, C., Godoy, J. A., & García-Castaño, J. L. (2007). Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(9), 3278–3282. <https://doi.org/10.1073/pnas.0606793104>
- Kellman, M., & Meave, J. (1997). Fire in the tropical gallery forests of Belize. *Journal of Biogeography*, 24(1), 23–34. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.1997.tb00047.x>
- MapBiomias. (2024). *Collection 3 of annual burned area maps of Brazil (1985–2023)*. *MapBiomias Data*, 1. <https://doi.org/10.58053/MapBiomias/XUFVIC> Accessed on March 22, 2025.
- Massi, K. G., Eugênio, C. U. O., & Franco, A. C. (2017). Post-fire reproduction of herbs at a savanna–gallery forest boundary in Distrito Federal, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 77(4), 876–886. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.06416>
- Miranda, H. S., Bustamante, M. M. C., & Miranda, A. C. (2002). The fire factor. In P. S. Oliveira & R. J. Marquis (Eds.), *The Cerrados of Brazil* (pp. 51–68). Columbia University Press. <https://doi.org/10.7312/oliv12042-003>
- Miranda, H. S., Sato, M. N., Nascimento Neto, W., & Aires, F. S. (2009). Fires in the Cerrado, the Brazilian savanna. In M. A. Cochrane (Ed.), *Tropical fire ecology: Climate change, land use and ecosystem dynamics* (pp. 427–450). Springer-Praxis. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8\\_15](https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8_15)

- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nadkarni, N. M., & Matelson, T. J. (1989). Bird use of epiphyte resources in Neotropical trees. *Condor*, *91*, 891–907. <https://doi.org/10.2307/1368074>
- Nathan, R., & Muller-Landau, H. C. (2000). Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology & Evolution*, *15*(6), 278–285. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01874-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01874-7)
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2022). *vegan: Community Ecology Package* (Version 2.6-4) [R package]. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/> Accessed on November 07, 2024.
- Palma, A. C., Valério, L. M., Cheung, K. C., dos Santos Ferreira, B. H., Guerra, A., Szabo, J. K., & Reis, L. K. (2020). Contributions of frugivorous birds to forest regeneration. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *45*, 243–260. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01029-8>
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2009). A burning story: The role of fire in the history of life. *BioScience*, *59*(7), 593–601. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>
- Peterson, N. B., & Parker, V. T. (2016). Dispersal by rodent caching increases seed survival in multiple ways in canopy-fire ecosystems. *Ecology and Evolution*, *6*(13), 4298–4306. <https://doi.org/10.1002/ece3.2156>
- Petit, N. E., & Naiman, R. J. (2007). Fire in the riparian zone: Characteristics and ecological consequences. *Ecosystems*, *10*(5), 673–687. <https://doi.org/10.1007/S10021-007-9048-5>
- Pivello, V. R. (2011). The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. *Fire Ecology*, *7*(1), 24–39. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0701024>
- Pizo, M. A. (1994). *Comparative study of seed dispersal and predation of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in two forest areas in the state of São Paulo* (Master 's dissertation, Universidade Estadual de Campinas, Institute of Biology).

- Potapov, P., Tyukavina, A., Turubanova, S., Hansen, M. C., Giglio, L., Hernandez-Serna, A., Lima, A., Harris, N., & Stolle, F. (2025). Unprecedentedly high global forest disturbance due to fire in 2023 and 2024. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *122*(30), e2505418122. <https://doi.org/10.1073/pnas.2505418122>
- R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Ramos-Neto, M. B., & Pivello, V. R. (2000). Lightning fires in a Brazilian savanna national park: Rethinking management strategies. *Environmental Management*, *26*(6), 675–684. <https://doi.org/10.1007/s002670010124>
- Redford, K. H., & da Fonseca, G. A. B. (1986). The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica*, *18*(2), 126–135. <https://doi.org/10.2307/2388755>
- Reis, M. G., Fieker, C. Z., & Dias, M. M. (2016). The influence of fire on the assemblage structure of foraging birds in grasslands of the Serra da Canastra National Park, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, *88*(2), 891–901. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201620150177>
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (2008). The main phytophysiognomies of the Cerrado biome. In S. M. Sano, S. P. Almeida, & J. F. Ribeiro (Eds.), *Cerrado: Ecology and flora* (pp. 151–212). Embrapa Cerrados.
- Rodrigues, M. (1995). Spatial distribution and food utilization among tanagers in southeastern Brazil (Passeriformes: Emberizidae). *Ararajuba*, *3*, 27–32.
- Sanaiotti, T. M., & Cintra, R. (2001). Breeding and migrating birds in an Amazonian savanna. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, *36*(1), 23–32. [https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Sanaiotti\\_Cintra\\_2000.pdf](https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Sanaiotti_Cintra_2000.pdf)
- São Paulo. (2006). *Integrated Management Plan – Itirapina Ecological and Experimental Station/SP*. Secretariat of Environment / Forest Institute.
- São Paulo. (2018). *Decree No. 63.853, of November 27, 2018*. Legislative Assembly of the State of São Paulo.

<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutoflorestal/wp-content/uploads/sites/234/2013/10/AP-008.pdf> Accessed on July 11, 2024.

- Searle, S. R., Speed, F. M., & Milliken, G. A. (1980). Population marginal means in the linear model: An alternative to least squares means. *The American Statistician*, 34(4), 216–221. <https://doi.org/10.1080/00031305.1980.10483031>
- Şekercioğlu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(8), 464–471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>
- Sievert, C. (2020). *Interactive web-based data visualization with R, plotly, and shiny*. Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9780429447273>
- Silva, J. M. C. da. (1995). Birds of the Cerrado Region, South America. *Steenstrupia*, 21, 69–92.
- Silva, J. M. C., & Bates, J. M. (2002). Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: A tropical savanna hotspot. *BioScience*, 52(3), 225–233. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0225:BPACIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0225:BPACIT]2.0.CO;2)
- Silva, P. S., Rodrigues, J. A. S., Santos, F. L. M., Pereira, A. A., Nogueira, J., DaCamara, C. C., & Libonati, R. (2020). Drivers of burned area patterns in Cerrado: The case of Matopiba region. *ISPRS Archives, XLII-3/W12*, 135–202. <https://doi.org/10.1109/LAGIRS48042.2020.9165665>
- Simon, M. F., Grether, R., Queiroz, L. P., Skema, C., Pennington, R. T., & Hughes, C. E. (2009). Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(48), 20359–20364. <https://doi.org/10.1073/pnas.0903410106>
- Slowikowski, K. (2023). *ggrepel: Automatically position non-overlapping text labels with 'ggplot2'* (R package version 0.9.3). <https://CRAN.R-project.org/package=ggrepel> Accessed on March 22, 2025.
- Staver, A. C., Brando, P. M., Barlow, J., Morton, D. C., Paine, C. E. T., Malhi, Y., Murakami, A. A., & Pasquel, J. A. (2020). Thinner bark increases sensitivity of wetter Amazonian tropical forests to fire. *Ecology Letters*, 23(1), 99–106. <https://doi.org/10.1111/ele.13409>

- Timmermann, A., Oberhuber, J., Bacher, A., Esch, M., Latif, M., & Roeckner, E. (1999). Increased El Niño frequency in a climate model forced by future greenhouse warming. *Nature*, 398, 694–697. <https://doi.org/10.1038/19505>
- Van Nes, E. H., Staal, A., Hantson, S., Holmgren, M., Pueyo, S., Bernardi, R. E., Flores, B. M., Xu, C., & Scheffer, M. (2018). Fire forbids fifty-fifty forest. *PLoS ONE*, 13(1), e0191027. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191027>
- Vigilante, T., & Bowman, D. M. J. S. (2004). Effects of individual fire events on the flowering of fruit tree species, with reference to Aboriginal management and use, in Kalumburu, North Kimberley, Australia. *Australian Journal of Botany*, 52, 405–415. <https://doi.org/10.1071/BT03157>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., de la Rosa, C., Rivadeneira, M. M., & Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, 95(8), 2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>
- Woinarski, J. C. Z., & Legge, S. (2013). The impacts of fire on birds in Australia's tropical savannas. *Emu – Austral Ornithology*, 113(4), 319–352. <https://doi.org/10.1071/MU12109>
- Wolfe, J. D., Luther, D. A., Jirinec, V., Collings, J., Johnson, E. I., Bierregaard Jr., R. O., & Stouffer, P. C. (2025). Climate change aggravates bird mortality in pristine tropical forests. *Science Advances*, 11(5), eadq8086. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adq8086>

## 5.8. Supplementary Material

Table S1. Sampling area descriptions and fire occurrence.

<b>Forest Riparian</b>	<b>Fire</b>	<b>Location</b>	<b>Coordinates</b>	<b>Fire Information</b>
Córrego do Cabrito	Burnt	Itirapina Ecological Station	22°13'S, 47°53'W; 22°10' to 22°15'S	It lasted approximately 48 hours, burning around 800 hectares, including eucalyptus plantations, cerrado vegetation, and recreational areas.
Ribeirão Itaqueri	Unburnt	Itirapina Ecological Station	22°13'S, 47°53'W; 22°10' to 22°15'S	
Ribeirão do Lobo	Burnt	Itirapina Ecological Station	22°13'S, 47°53'W; 22°10' to 22°15'S	
Córrego da Água Branca	Unburnt	Itirapina Experimental Station	22°15'S, 47°50'W; 47°45' to 48°00'W	
Córrego do Fazzari	Burnt	Universidade Federal de São Carlos, in São Carlos	21°50'S, 47°52'O	It lasted approximately 12 hours, burning around 142 hectares, including pine plantations and cerrado vegetation.
Córrego do Espreado	Unburnt	Universidade Federal de São Carlos, in São Carlos	21°50'S, 47°52'O	

Table S2. Bird species and families sampled during this study.

<b>Families</b>	<b>Species</b>
TINAMIDAE	<i>Crypturellus obsoletus</i> <i>Crypturellus parvirostris</i>
ANHIMIDAE	<i>Anhima cornuta</i> <i>Anhinga anhinga</i>
COLUMBIDAE	<i>Claravis pretiosa</i> <i>Columbina talpacoti</i> <i>Geotrygon montana</i> <i>Leptotila rufaxilla</i> <i>Leptotila verreauxi</i> <i>Patagioenas cayennensis</i> <i>Patagioenas picazuro</i> <i>Zenaida auriculata</i>
RALLIDAE	<i>Aramides cajaneus</i> <i>Aramides saracura</i> <i>Laterallus melanophaius</i> <i>Pardirallus nigricans</i>
ARAMIDAE	<i>Aramus guarauna</i>
CARIAMIDAE	<i>Cariama cristata</i>
CHARADRIIDAE	<i>Vanellus chilensis</i>
SCOLOPACIDAE	<i>Tringa melanoleuca</i>
ALCEDINIDAE	<i>Megaceryle torquata</i>
PSITTACIDAE	<i>Brotogeris chiriri</i> <i>Brotogeris tirica</i>
CUCULIDAE	<i>Crotophaga ani</i> <i>Guira guira</i> <i>Piaya cayana</i> <i>Tapera naevia</i>
CAPRIMULGIDAE	<i>Lurocalis semitorquatus</i> <i>Nyctibius grandis</i> <i>Nyctidromus albicollis</i>
APODIDAE	<i>Streptoprocne zonaris</i>
MOMOTIDAE	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>
GALBULIDAE	<i>Galbula ruficauda</i>
BUCCONIDAE	<i>Nystalus chacuru</i>
RAMPHASTIDAE	<i>Ramphastos toco</i>
PICIDAE	<i>Colaptes campestris</i> <i>Colaptes melanochloros</i> <i>Dryocopus lineatus</i> <i>Hypoedaleus guttatus</i> <i>Melanerpes candidus</i>
FALCONIDAE	<i>Daptrius chimachima</i> <i>Herpetotheres cachinnans</i> <i>Micrastur semitorquatus</i>

ACCIPITRIDAE	<i>Rupornis magnirostris</i>
THRESKIORNITHIDAE	<i>Mesembrinibis cayennensis</i>
TYTONIDAE	<i>Tyto alba</i>
STRIGIDAE	<i>Bubo virginianus</i>
	<i>Glaucidium brasilianum</i>
CORVIDAE	<i>Cyanocorax chrysops</i>
EMBERIZIDAE	<i>Zonotrichia capensis</i>
FURNARIIDAE	<i>Automolus leucophthalmus</i>
	<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>
	<i>Clibanornis rectirostris</i>
	<i>Furnarius rufus</i>
	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>
	<i>Sittasomus griseicapillus</i>
	<i>Synallaxis ruficapilla</i>
	<i>Synallaxis spixi</i>
	<i>Xenops minutus</i>
	<i>Xenops rutilans</i>
TROCHILIDAE	<i>Hylocharis chrysurus</i>
HIRUNDINIDAE	<i>Progne chalybea</i>
	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>
ICTERIDAE	<i>Agelaioides badius</i>
	<i>Chrysomus ruficapillus</i>
	<i>Gnorimopsar chopi</i>
	<i>Molothrus bonariensis</i>
MIMIDAE	<i>Mimus saturninus</i>
PARULIDAE	<i>Basileuterus culicivorus</i>
	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>
	<i>Myiothlypis flaveola</i>
	<i>Myiothlypis leucoblephara</i>
	<i>Setophaga pitiayumi</i>
PASSERIDAE	<i>Passer domesticus</i>
PIPRIDAE	<i>Chiroxiphia caudata</i>
POLIOPTILIDAE	<i>Ramphocaenus melanurus</i>
THAMNOPHILIDAE	<i>Dysithamnus mentalis</i>
	<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>
	<i>Taraba major</i>
	<i>Thamnophilus caerulescens</i>
	<i>Thamnophilus doliatus</i>
THRAUPIDAE	<i>Coereba flaveola</i>
	<i>Euphonia chlorotica</i>
	<i>Habia rubica</i>
	<i>Pipraeidea melanonota</i>
	<i>Piranga flava</i>
	<i>Ramphocelus carbo</i>
	<i>Saltator atricollis</i>
	<i>Saltator similis</i>
	<i>Sicalis flaveola</i>
	<i>Sicalis luteola</i>

	<i>Sporophila caeruleascens</i>
	<i>Sporophila nigricollis</i>
	<i>Stilpnia cayana</i>
	<i>Thraupis palmarum</i>
	<i>Thraupis sayaca</i>
	<i>Volatinia jacarina</i>
TITYRIDAE	<i>Tityra cayana</i>
TROGLODYTIDAE	<i>Cantorchilus leucotis</i>
	<i>Troglodytes musculus</i>
TURDIDAE	<i>Turdus albicollis</i>
	<i>Turdus amaurochalinus</i>
	<i>Turdus leucomelas</i>
	<i>Turdus rufiventris</i>
TYRANNIDAE	<i>Camptostoma obsoletum</i>
	<i>Cnemotriccus fuscatus</i>
	<i>Elaenia albiceps</i>
	<i>Elaenia flavogaster</i>
	<i>Elaenia parvirostris</i>
	<i>Elaenia spectabilis</i>
	<i>Hemitriccus</i>
	<i>margaritaceiventer</i>
	<i>Lathrotriccus euleri</i>
	<i>Legatus leucophaeus</i>
	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>
	<i>Megarynchus pitangua</i>
	<i>Myiarchus ferox</i>
	<i>Myiarchus swainsoni</i>
	<i>Myiarchus tyrannulus</i>
	<i>Myiodynastes maculatus</i>
	<i>Myiophobus fasciatus</i>
	<i>Myiozetetes similis</i>
	<i>Pitangus sulphuratus</i>
	<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>
	<i>Serpophaga subcristata</i>
	<i>Todirostrum cinereum</i>
	<i>Tyrannus melancholicus</i>
VIREONIDAE	<i>Cyclarhis gujanensis</i>
	<i>Vireo chivi</i>

---

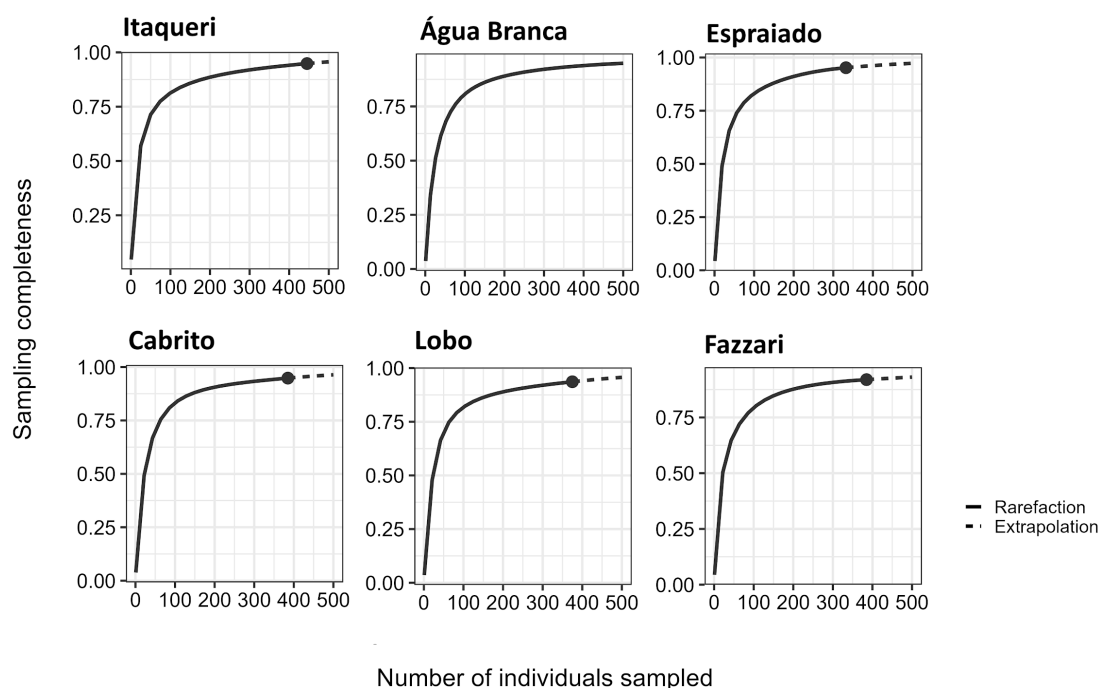


Figure S1. Sampling completeness curves for each study area, estimated based on the number of individuals sampled. Solid lines represent the rarefaction curves, and dotted lines represent extrapolations. We estimated sampling completeness using the iNEXT function from the “iNEXT” R package and the measure of diversity of species richness ( $q = 0$ ).

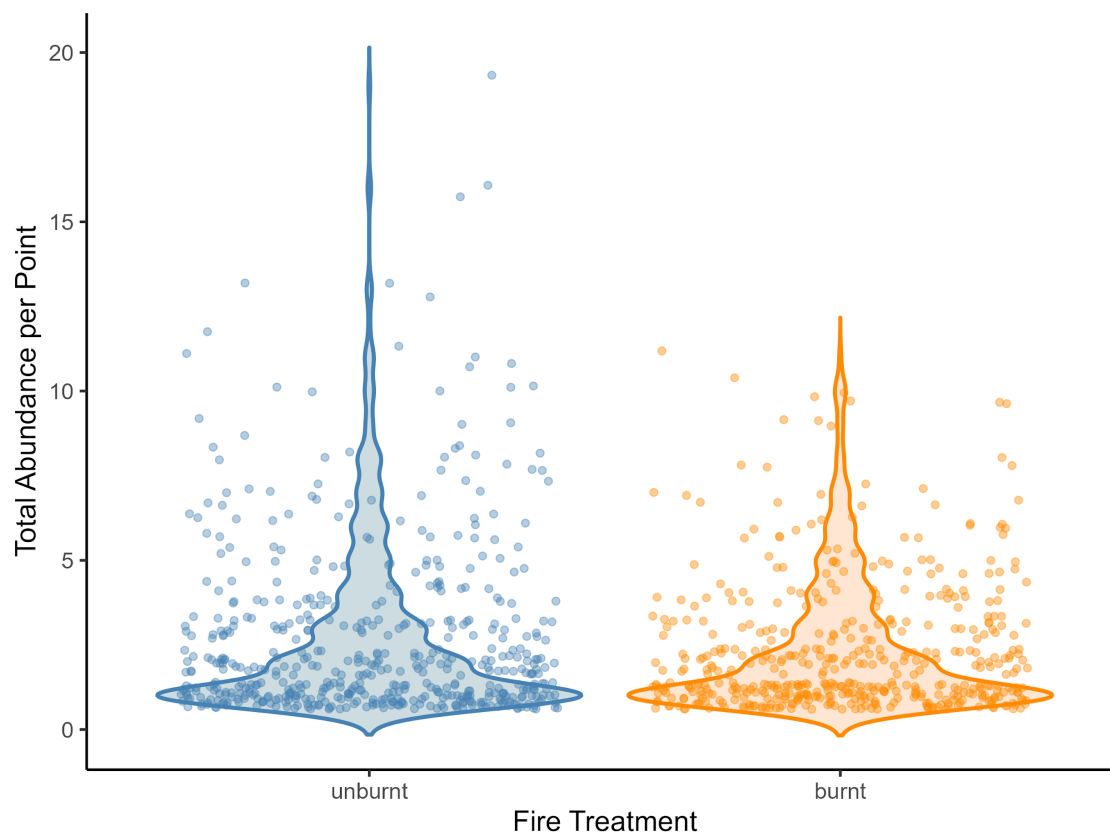


Figure S2. Total bird abundance per plot in unburnt and burnt areas.

Table S3. Bird species recorded in burnt and unburnt areas, with associated traits including body mass, forest dependency, and diet. Presence in each area is indicated by occurrence marks (X).

Species	Body Mass (g)	Forest Dependency	Diet	Burnt Areas	Unburnt Areas
<i>Agelaioides badius</i>	45.25	Independent	Insectivores		X
<i>Anhima cornuta</i>	3150	Independent	Herbivores-Granivores		X
<i>Anhinga anhinga</i>	1235	Independent	Carnivores	X	X
<i>Aramides cajaneus</i>	397	Semi-dependent	Omnivores	X	X
<i>Aramides saracura</i>	540	Semi-dependent	Insectivores	X	
<i>Aramus guarauna</i>	1080	Independent	Omnivores	X	X
<i>Automolus leucophthalmus</i>	34.5	Dependent	Insectivores		X
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	141.65	Dependent	Insectivores		X
<i>Basileuterus culicivorus</i>	10.5	Dependent	Insectivores	X	X
<i>Brotogeris chiriri</i>	61.6	Semi-dependent	Frugivores-Nectarivores	X	X
<i>Brotogeris tirica</i>	63	Dependent	Herbivores-Granivores	X	
<i>Bubo virginianus</i>	1575.7	Independent	Carnivores		X
<i>Camptostoma obsoletum</i>	8.1	Independent	Insectivores	X	X
<i>Cantorchilus leucotis</i>	19.44	Dependent	Insectivores	X	X
<i>Cariama cristata</i>	1400	Independent	Insectivores	X	
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	15.2	Independent	Insectivores	X	X
<i>Chiroxiphia caudata</i>	25.6	Dependent	Omnivores	X	X
<i>Chrysomus ruficapillus</i>	32	Independent	Herbivores-Granivores		X
<i>Claravis pretiosa</i>	68.2	Semi-dependent	Herbivores-Granivores	X	
<i>Clibanornis rectirostris</i>	48	Dependent	Insectivores	X	
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	13.6	Dependent	Insectivores	X	X

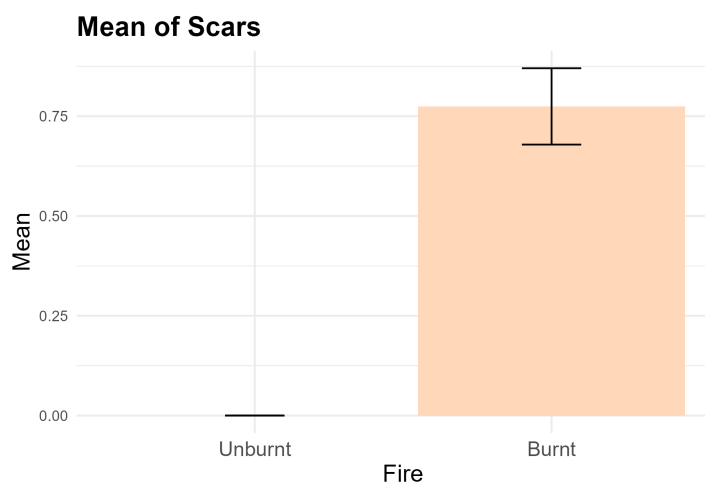
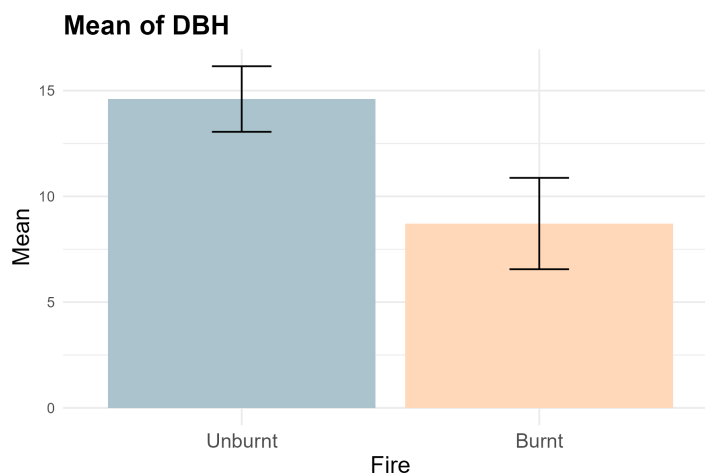
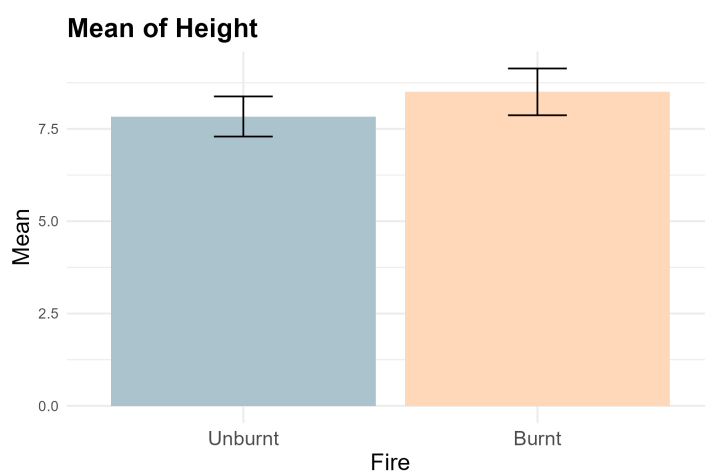
<i>Coereba flaveola</i>	10.01	Semi-dependent	Frugivores-Nectarivores	X	X
<i>Colaptes campestris</i>	158	Independent	Insectivores	X	
<i>Colaptes melanochloros</i>	127.27	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Columbina talpacoti</i>	46.04	Independent	Herbivores-Granivores	X	X
<i>Crotophaga ani</i>	110.09	Independent	Omnivores		X
<i>Crypturellus obsoletus</i>	443.4	Dependent	Omnivores	X	
<i>Crypturellus parvirostris</i>	198.99	Independent	Herbivores-Granivores	X	
<i>Cyanocorax chrysops</i>	166	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	28.8	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Daptrius chimachima</i>	315.21	Independent	Carnivores	X	X
<i>Dryocopus lineatus</i>	183.19	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Dysithamnus mentalis</i>	14.87	Dependent	Insectivores	X	X
<i>Elaenia albiceps</i>	15.5	Independent	Omnivores	X	X
<i>Elaenia flavogaster</i>	24.8	Semi-dependent	Omnivores	X	X
<i>Elaenia parvirostris</i>	13.8	Independent	Insectivores	X	X
<i>Elaenia spectabilis</i>	27.3	Dependent	Omnivores		X
<i>Euphonia chlorotica</i>	11	Semi-dependent	Frugivores-Nectarivores	X	X
<i>Furnarius rufus</i>	46.42	Independent	Insectivores	X	X
<i>Galbula ruficauda</i>	26.5	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	13.1	Independent	Insectivores	X	X
<i>Geotrygon montana</i>	133.86	Dependent	Omnivores	X	X
<i>Glaucidium brasilianum</i>	75.1	Semi-dependent	Insectivores	X	
<i>Gnorimopsar chopi</i>	65.9	Independent	Omnivores	X	
<i>Guira guira</i>	141	Independent	Carnivores	X	
<i>Habia rubica</i>	32.46	Dependent	Insectivores	X	

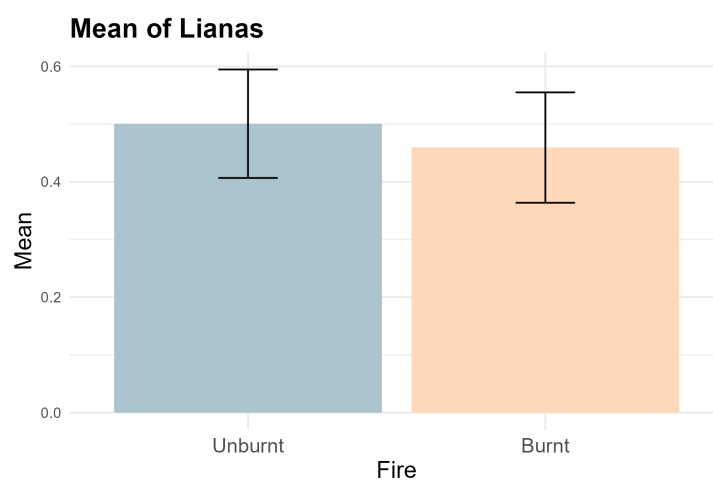
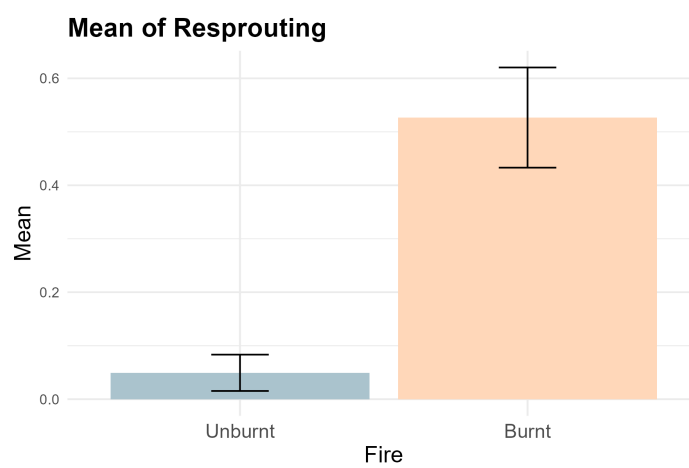
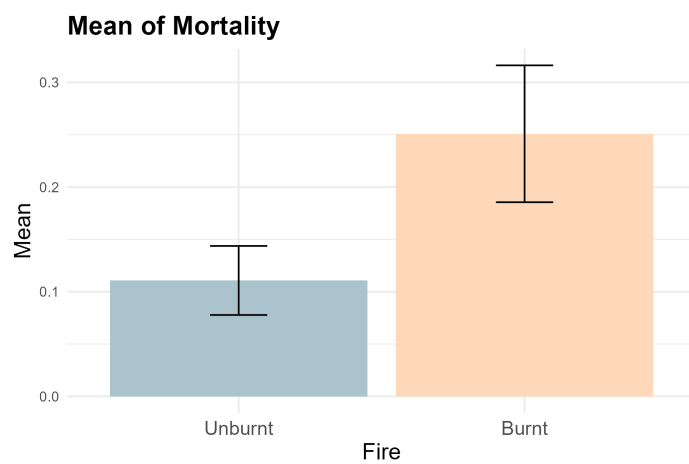
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	8.4	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	623.58	Semi-dependent	Carnivores	X	X
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	10.58	Dependent	Insectivores	X	X
<i>Hylocharis chrysura</i>	4.5	Semi-dependent	Frugivores-Nectarivores	X	X
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	38.8	Dependent	Insectivores	X	X
<i>Laterallus melanophaius</i>	52.1	Semi-dependent	Insectivores		X
<i>Lathrotriccus euleri</i>	11.33	Dependent	Insectivores	X	X
<i>Legatus leucophaius</i>	22.2	Semi-dependent	Frugivores-Nectarivores	X	X
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	29.59	Independent	Insectivores	X	
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	11.7	Dependent	Insectivores		X
<i>Leptotila rufaxilla</i>	157	Dependent	Herbivores-Granivores	X	X
<i>Leptotila verreauxi</i>	146.88	Semi-dependent	Herbivores-Granivores	X	X
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	75.9	Dependent	Insectivores	X	
<i>Megaceryle torquata</i>	317	Independent	Carnivores		X
<i>Megarynchus pitangua</i>	69.91	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Melanerpes candidus</i>	108	Semi-dependent	Frugivores-Nectarivores	X	X
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	756	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Micrastur semitorquatus</i>	621.68	Semi-dependent	Carnivores	X	X
<i>Mimus saturninus</i>	63.7	Independent	Insectivores	X	
<i>Molothrus bonariensis</i>	41.49	Independent	Insectivores	X	
<i>Myiarchus ferox</i>	27.5	Semi-dependent	Omnivores	X	X
<i>Myiarchus swainsoni</i>	25.1	Independent	Insectivores	X	X

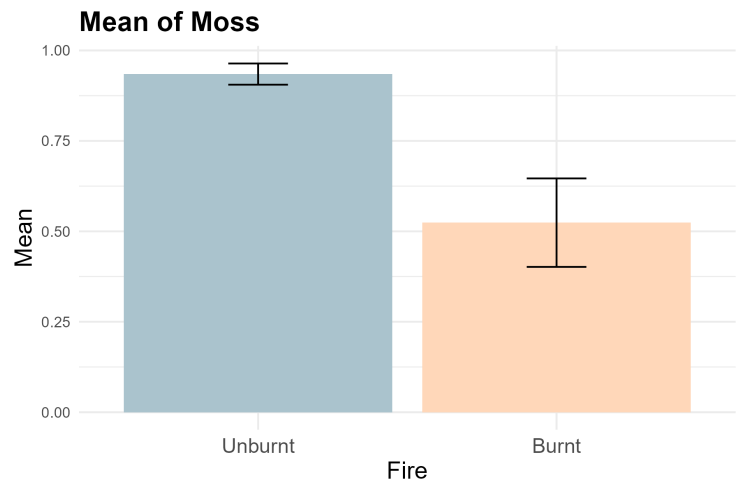
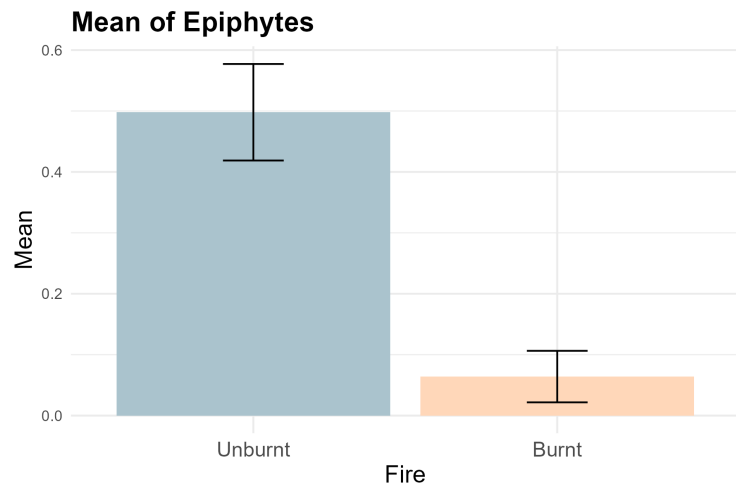
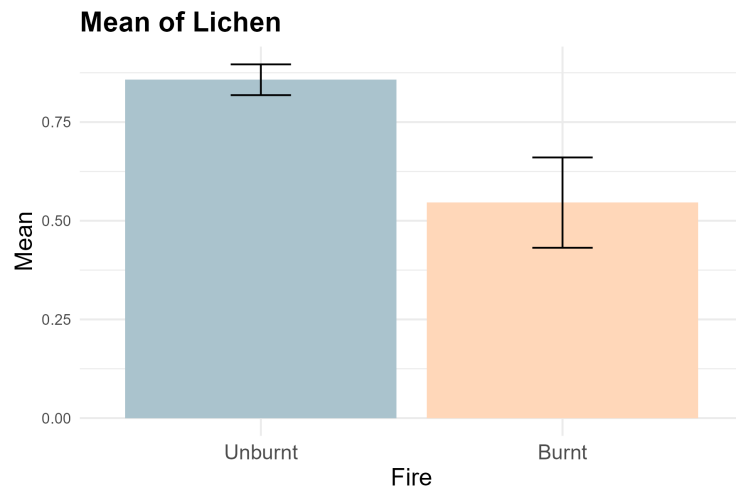
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	39.85	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Myiodynastes maculatus</i>	43.2	Dependent	Omnivores	X	X
<i>Myiophobus fasciatus</i>	9.9	Independent	Insectivores	X	X
<i>Myiothlypis flaveola</i>	13.19	Dependent	Insectivores	X	X
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	15.1	Dependent	Insectivores	X	X
<i>Myiozetetes similis</i>	28	Semi-dependent	Omnivores	X	X
<i>Nyctibius grandis</i>	547	Semi-dependent	Insectivores	X	
<i>Nyctidromus albicollis</i>	57.84	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Nyctalus chacuru</i>	52.3	Independent	Insectivores	X	
<i>Pardirallus nigricans</i>	217	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Passer domesticus</i>	26.51	Independent	Herbivores-Granivores	X	X
<i>Patagioenas cayennensis</i>	229	Dependent	Frugivores-Nectarivores	X	X
<i>Patagioenas picazuro</i>	279	Semi-dependent	Herbivores-Granivores	X	X
<i>Piaya cayana</i>	101.98	Semi-dependent	Insectivores		X
<i>Pipraeidea melanonota</i>	21	Dependent	Omnivores	X	
<i>Piranga flava</i>	37.7	Independent	Insectivores	X	X
<i>Pitangus sulphuratus</i>	62.85	Independent	Omnivores	X	X
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	5.7	Dependent	Insectivores	X	
<i>Progne chalybea</i>	42.9	Independent	Insectivores		X
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	9.7	Independent	Insectivores	X	X
<i>Ramphastos toco</i>	617.99	Semi-dependent	Frugivores-Nectarivores	X	X
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	9.7	Dependent	Insectivores	X	
<i>Ramphocelus carbo</i>	25.92	Semi-dependent	Omnivores	X	X
<i>Rupornis magnirostris</i>	269	Independent	Carnivores	X	X
<i>Saltator atricollis</i>	53.8	Independent	Insectivores	X	X

<i>Saltator similis</i>	43.3	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Serpophaga subcristata</i>	6.6	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Setophaga pitaiayumi</i>	6.82	Dependent	Insectivores	X	X
<i>Sicalis flaveola</i>	16.89	Independent	Herbivores-Granivores	X	X
<i>Sicalis luteola</i>	15.9	Independent	Herbivores-Granivores	X	
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	13.12	Dependent	Insectivores	X	X
<i>Sporophila caerulescens</i>	9.73	Independent	Herbivores-Granivores	X	X
<i>Sporophila nigricollis</i>	9.6	Independent	Herbivores-Granivores	X	
<i>Stilpnia cayana</i>	18	Independent	Frugivores-Nectarivores	X	X
<i>Streptoprocne zonaris</i>	86.79	Independent	Insectivores		X
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	13.8	Dependent	Insectivores		X
<i>Synallaxis spixi</i>	12.6	Dependent	Insectivores		X
<i>Tapera naevia</i>	48.42	Independent	Insectivores	X	X
<i>Taraba major</i>	59.2	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	21.1	Dependent	Insectivores	X	X
<i>Thamnophilus doliatus</i>	27.03	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Thraupis palmarum</i>	39	Semi-dependent	Frugivores-Nectarivores	X	X
<i>Thraupis sayaca</i>	32.49	Semi-dependent	Omnivores	X	X
<i>Tityra cayana</i>	68.1	Dependent	Frugivores-Nectarivores	X	X
<i>Todirostrum cinereum</i>	6.29	Semi-dependent	Insectivores	X	X
<i>Tringa melanoleuca</i>	161.74	Independent	Insectivores	X	
<i>Troglodytes musculus</i>	10.85	Independent	Insectivores	X	X
<i>Turdus albicollis</i>	54	Dependent	Insectivores	X	X
<i>Turdus amaurochalinus</i>	57.9	Semi-dependent	Frugivores-Nectarivores	X	X
<i>Turdus leucomelas</i>	69.1	Semi-dependent	Insectivores	X	X

<i>Turdus rufiventris</i>	69.44	Independent	Omnivores	X	X
<i>Tyrannus melancholicus</i>	37.4	Independent	Insectivores	X	X
<i>Tyto alba</i>	403.32	Independent	Carnivores		X
<i>Vanellus chilensis</i>	327	Independent	Insectivores	X	X
<i>Vireo chivi</i>	16.06	Dependent	Insectivores	X	X
<i>Volatinia jacarina</i>	9.94	Independent	Omnivores		X
<i>Xenops minutus</i>	10.6	Dependent	Insectivores		X
<i>Xenops rutilans</i>	11.2	Dependent	Insectivores	X	X
<i>Zenaida auriculata</i>	110.2	Independent	Herbivores-Granivores	X	
<i>Zonotrichia capensis</i>	20.31	Independent	Herbivores-Granivores	X	X







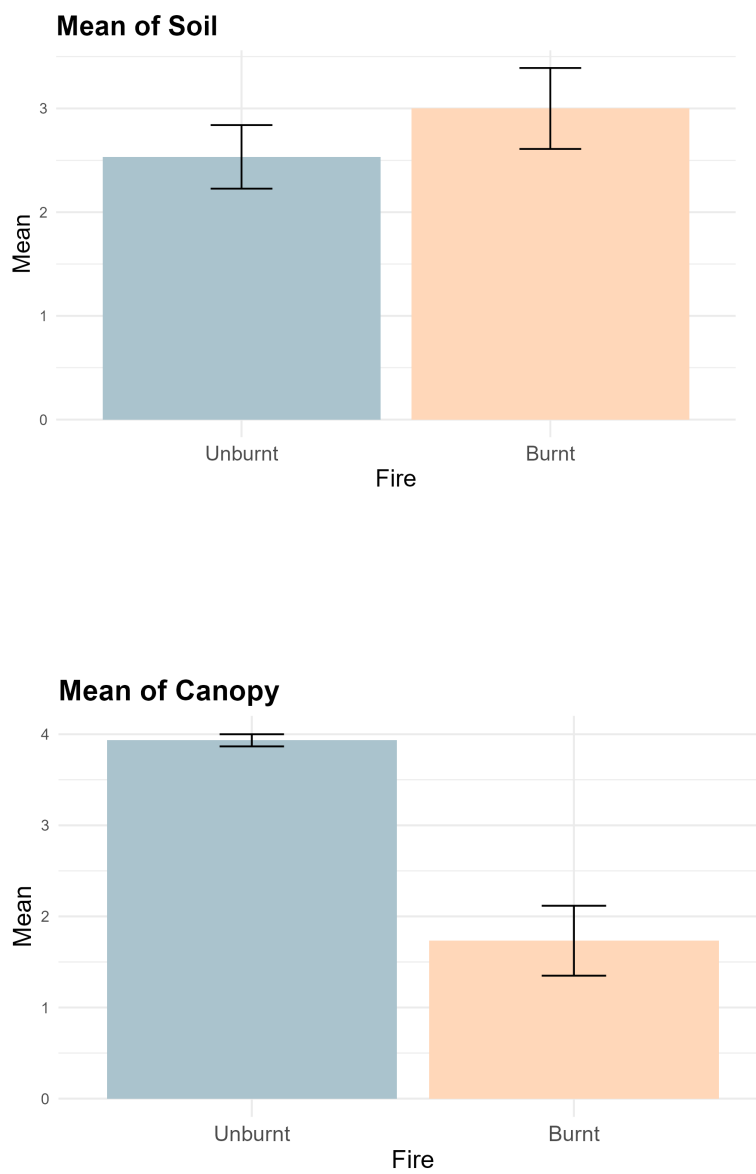


Figure S3. Mean values of vegetation attributes in burnt and unburnt areas, followed by their standard error.

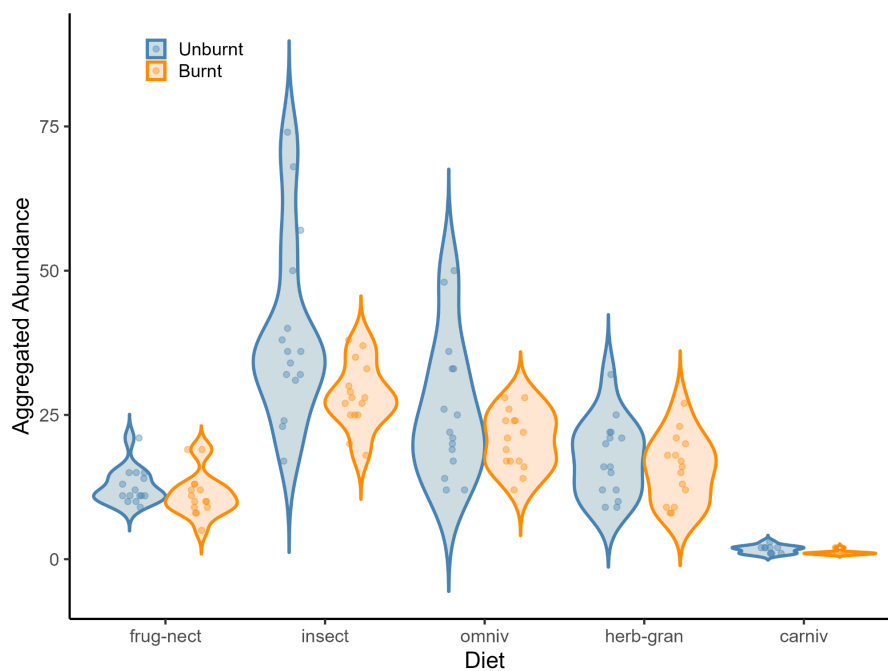


Figure S4. Bird abundance per trophic guild in each sampling point in burnt and unburnt areas. Frug-nect: frugivores and nectarivores; insect: insectivores; omniv: omnivores; herb-gran: herbivores and granivores; carniv: carnivores.

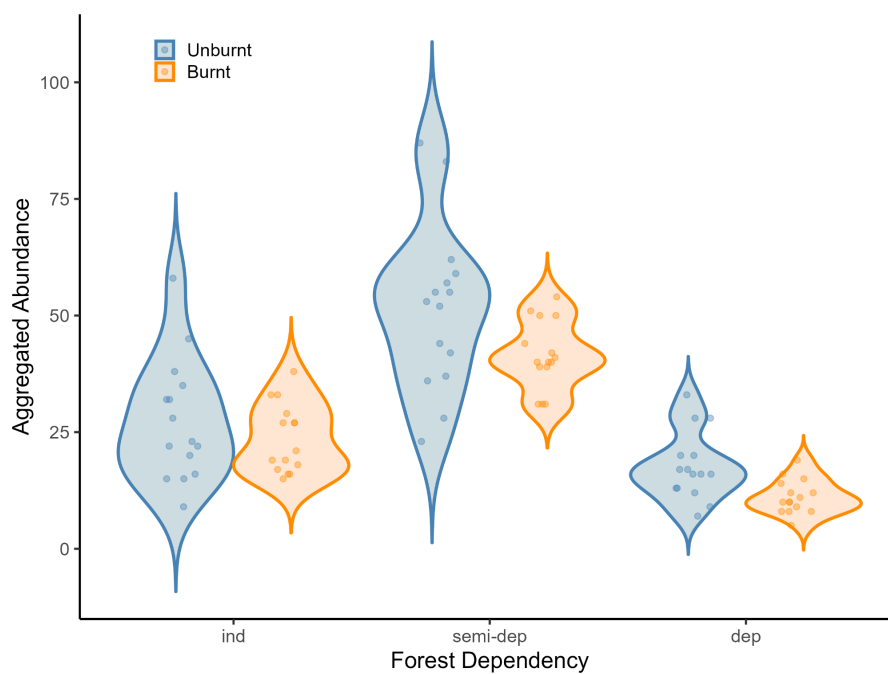


Figure S5. Bird abundance per category of forest dependency in each sampling point in burnt and unburnt areas. Ind: forest independent species; semi-dep: forest semi-dependent species; dep: forest dependent species.

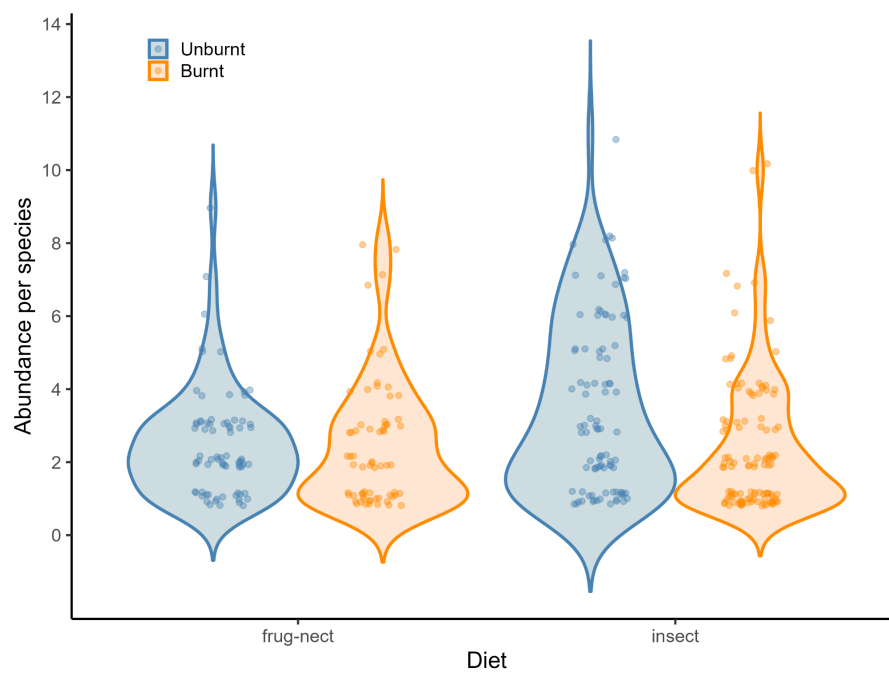


Figure S6. Abundance of the ten most abundant frugivorous (“frug-nect”) and insectivorous bird species (“insect”) per sampling point in burnt and unburnt areas.

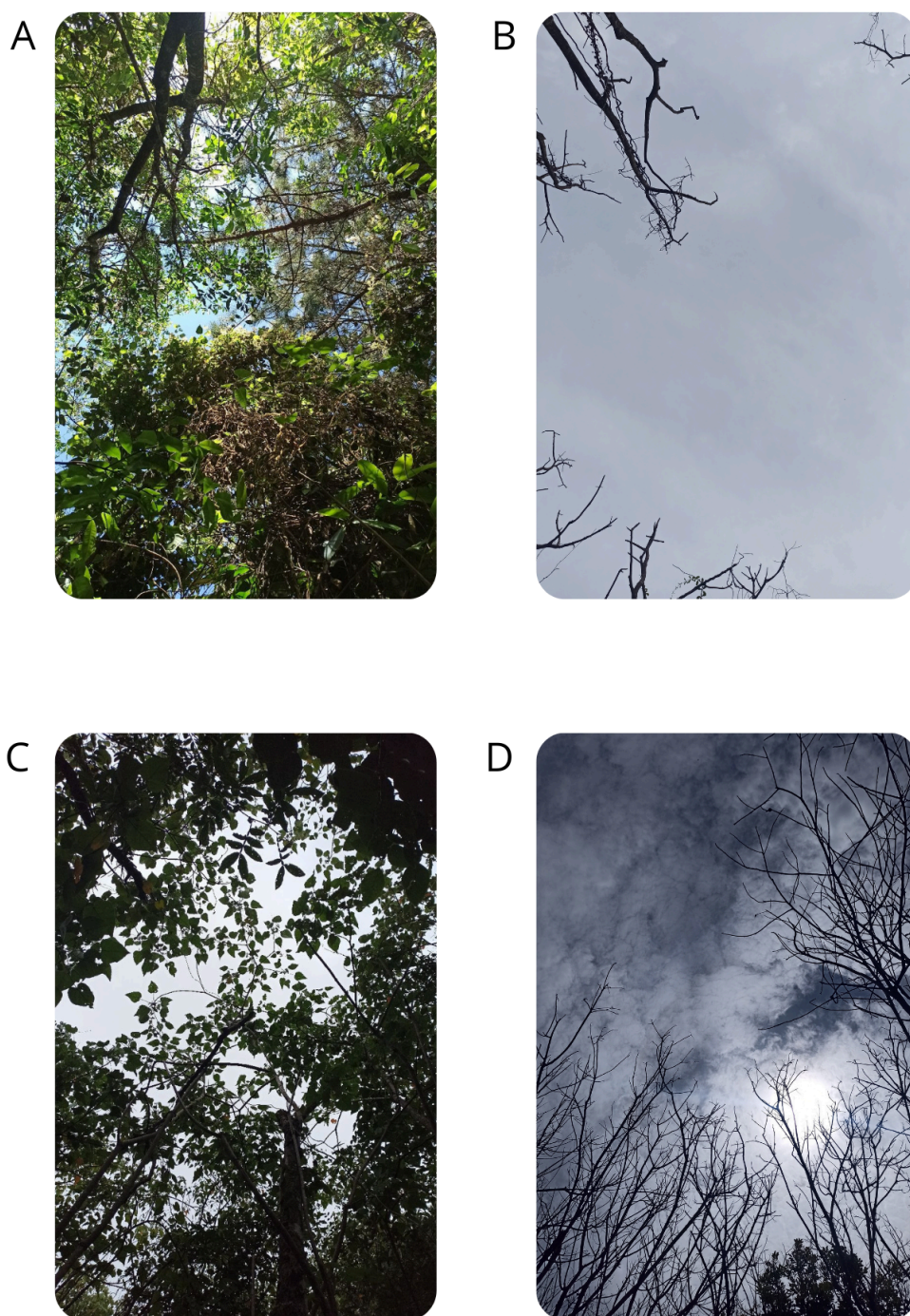


Figure S7: Photographic record of canopy cover in riparian forests of: A. Ribeirão Itaqueri (unburnt); B. Córrego do Fazzari (burnt); C. Córrego do Espraiado (unburnt); D. Córrego do Cabrito (burnt).

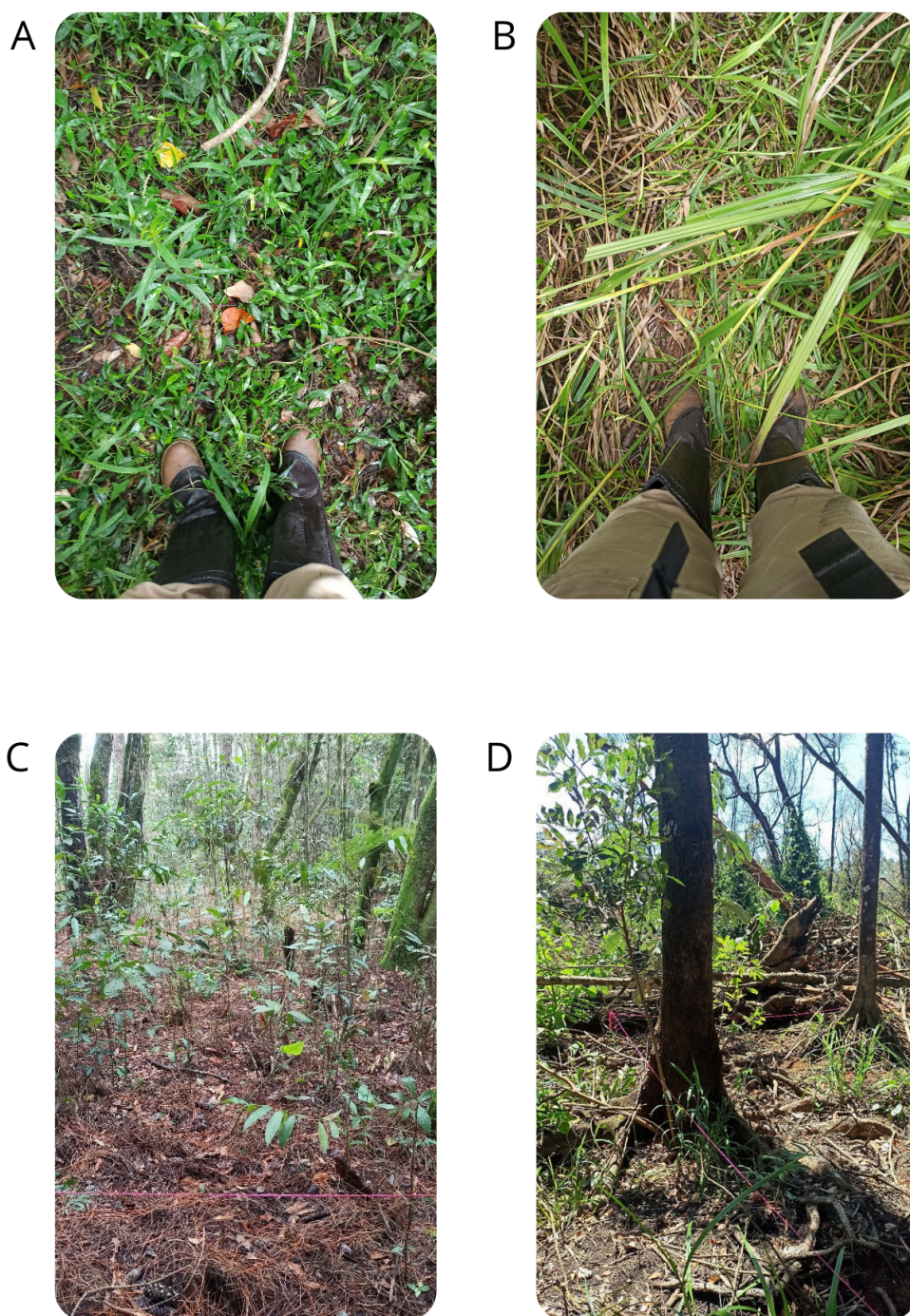


Figure S8: Photographic record of ground cover in riparian forests of: A. Ribeirão Itaqueri (unburnt); B. Córrego do Lobo (burnt); C. Córrego da Água Branca (unburnt); D. Córrego do Fazzari (burnt).

## 6. Conclusão Geral

Este estudo revelou alguns possíveis efeitos do fogo em matas ripárias recentemente atingidas por incêndios antrópicos. Observamos que tanto a vegetação quanto as aves apresentaram respostas aos impactos de curto prazo do fogo (dois-três anos). Os incêndios de 2021 foram a provável causa da alta mortalidade de árvores e maior abertura do dossel nos locais queimados, facilitando a colonização por plantas (especialmente gramíneas) e aves generalistas que se apresentam em menor abundância nas áreas não queimadas. Como resultado, a abundância de aves independentes de florestas apresentou uma tendência de alta em locais queimados, indicando que o incêndio pode ter favorecido espécies típicas de savanas e formações abertas (Pivello et al., 2021).

Por outro lado, as espécies insetívoras especializadas no interior da floresta tiveram menor abundância nos locais queimados, provavelmente devido à perda de habitat e recursos (Pivello et al., 2021; Wolfe et al., 2025). A maior incidência de radiação solar no sub-bosque torna o ambiente mais quente e seco, impactando diretamente as aves que dependem de um microclima úmido e sombreado (Nepstad et al., 1999; Wolfe et al., 2025). A degradação progressiva da vegetação pode comprometer a oferta de artrópodes essenciais à sua dieta (Dial et al., 2006; Wolfe et al., 2025). Esse padrão já foi documentado na Amazônia, onde incêndios favoreceram aves generalistas em detrimento de especialistas, levando a declínios populacionais severos e, em alguns casos, à extinção local de espécies florestais (Stotz et al., 1996; Pausas & Parr, 2018). Além disso, a colonização de gramíneas exóticas invasoras nos locais queimados, como *Urochloa* spp. e *Panicum maximum*, pode dificultar a regeneração das matas ripárias queimadas e comprometer o estabelecimento de árvores pioneiras (Nepstad et al., 1999; Damasceno et al., 2018). Essas espécies invasoras já ocupam grande parte das áreas protegidas do Cerrado, aumentando a inflamabilidade do ambiente e tornando-o mais suscetível a incêndios recorrentes (Durigan et al., 2007). A vulnerabilidade de plantas jovens de espécies pioneiras ao fogo impede sua maturação, favorecendo a transição para paisagens abertas e menos biodiversas (Cochrane & Schulze, 1999; Haugaasen et al., 2003).

A regeneração das matas ripárias queimadas pode enfrentar desafios complexos. Além do aumento da inflamabilidade causada pela invasão das gramíneas invasoras, a massa média das comunidades de aves foi significativamente menor do que nas áreas não queimadas, o que pode impactar no processo de restauração da vegetação uma vez que aves de maior porte, essenciais para a dispersão de sementes grandes e a longas distâncias, apresentam declínio

populacional (Sekercioglu, 2006). Além disso, incêndios afetam a fenologia das plantas, reduzindo a oferta de frutos e impactando a eficiência dos dispersores de sementes (Vigilante & Bowman, 2004; Barlow & Peres, 2006).

Diante da vulnerabilidade das matas ripárias e do aumento anual de incêndios no Cerrado (INPE, 2020), estratégias de manejo integrado do fogo tornam-se fundamentais. A exclusão total do fogo nas áreas estudadas não evitou queimadas e pode ter contribuído para sua intensidade, favorecendo o acúmulo de biomassa inflamável e incêndios descontrolados no médio prazo (Arévalo & Naranjo-Cigala, 2018). Considerando que apenas 12% dos fragmentos remanescentes de Cerrado no estado estão protegidos (Fiori & Fioravanti, 2001) e que essas áreas estão sob intensa pressão antrópica, a implementação de incêndios prescritos, em vez da sua supressão total, emerge como alternativa para a conservação dessas áreas (Conciani et al., 2021; Abreu et al., 2017). Nesse sentido, uma mudança de paradigma está em curso no Brasil. A instituição da Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo (PNMF) pela Lei nº 14.944, de 31 de julho de 2024, marca um avanço significativo ao reconhecer oficialmente o papel ecológico do fogo e estabelecer diretrizes para seu uso controlado, além de incorporar conhecimentos tradicionais de comunidades indígenas e quilombolas na gestão ambiental.

A identificação das comunidades ecológicas mais sensíveis ao fogo pode orientar esforços de gestão pós-incêndio, permitindo respostas mais eficazes à crescente instabilidade ambiental (Woinarski & Legge, 2013). Este estudo contribui para a compreensão dos impactos do fogo nas matas ripárias e as evidências apresentadas aqui reforçam a necessidade de considerar as matas ripárias como um elemento vulnerável no Cerrado (Flores et al., 2020).

Para pesquisas futuras, é fundamental aprofundar a análise da dinâmica populacional das aves mais afetadas após incêndios, identificando padrões de recuperação ou declínio ao longo do tempo, além da avaliação da capacidade de dispersão e recolonização das áreas queimadas pelos indivíduos. Da mesma forma, estudos sobre a regeneração da vegetação em áreas queimadas podem nos ajudar a compreender a resiliência das espécies arbóreas e os fatores que dificultam a sucessão ecológica. Além disso, dados fenológicos podem indicar se as matas queimadas estão retomando seus ciclos naturais de frutificação e floração, impactando diretamente a disponibilidade de recursos para a fauna e a estabilidade desses ecossistemas.

## 6.1. Referências Bibliográficas

ABREU, R. C. R. et al. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science Advances*, v. 3, e1701284, 2017. DOI: <http://doi.org/10.1126/sciadv.1701284>.

ARÉVALO, J. R.; NARANJO-CIGALA, A. Wildfire impact and the “fire paradox” in a natural and endemic pine forest stand and shrubland. *Fire*, v. 1, n. 3, p. 44, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/fire1030044>

BARLOW, J.; PERES, C. A. Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest. *Biodiversity and Conservation*, v. 15, p. 985–1012, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-004-3952-1>.

COCHRANE, M. A.; SCHULZE, M. D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica*, v. 31, p. 2–16, 1999. DOI: <https://www.jstor.org/stable/2663955>.

CONCIANI, D. E.; SANTOS, L. P.; SILVA, T. S. F.; DURIGAN, G.; ALVARADO, S. T. Human-climate interactions shape fire regimes in the Cerrado of São Paulo state, Brazil. *Journal for Nature Conservation*, v. 61, 126006, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126006>.

DAMASCENO, G.; SOUZA, L.; PIVELLO, V. R.; GORGONE-BARBOSA, E.; GIROLDO, P. Z.; FIDELIS, A. Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. *Biological Invasions*, v. 20, n. 12, p. 3621-3629, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1800-6>.

DIAL, R. J.; ELLWOOD, M. D.; TURNER, E. C.; FOSTER, W. A. Arthropod abundance, canopy structure, and microclimate in a Bornean lowland tropical rain forest. *Biotropica*, v. 38, p. 643–652, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00285.x>.

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, v. 64, n. 4, p. 355–363, July/August 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162007000400006>.

FIORI, A. N.; FIORAVANTI, C. Os caminhos para salvar o Cerrado paulista. Pesquisa FAPESP, n. 63, p. 38–43, 2001. Disponível em: <https://revistapesquisa.fapesp.br/os-caminhos-para-salvar-o-cerrado-paulista/>.

FLORES, B. M. et al. Tropical riparian forests in danger from large savanna wildfires. Journal of Applied Ecology, v. 58, p. 419–430, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13794>.

HAUGAASEN, T.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Surface wildfires in central Amazonia: short-term impact on forest structure and carbon loss. Forest Ecology and Management, v. 179, p. 321–331, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00548-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00548-0).

JORDANO, P.; GARCIA, C.; GODOY, J. A.; GARCIA-CASTAÑO, J. L. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 104, n. 9, p. 3278–3282, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0606793104>.

NEPSTAD, D. C. et al. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. Nature, v. 398, p. 505–508, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1038/19066>.

NEPSTAD, D. C.; UHL, C.; SERRÃO, E. A. S. Recuperation of a degraded Amazonian landscape—forest recovery and agricultural restoration. Ambio, v. 20, p. 248–255, 1991. Disponível em: <https://pure.psu.edu/en/publications/recuperation-of-a-degraded-amazonian-landscape-forest-recovery-an>

PAUSAS, J. G.; PARR, C. L. Towards an understanding of the evolutionary role of fire in animals. Evolutionary Ecology, v. 32, p. 113–125, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10682-018-9927-6>.

PIVELLO, V. R. et al. 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>.

SEKERCIOĞLU, C. H. Increasing awareness of avian ecological function. Trends in Ecology & Evolution, v. 21, n. 8, p. 464–471, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>.

STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER, T. A.; MOSKOVITS, D. K. Neotropical birds: Ecology and conservation. University of Chicago Press, Chicago, 1996. DOI: <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226820425.001.0001>.

VIGILANTE, T.; BOWMAN, D. M. J. S. Effects of individual fire events on the flowering of fruit tree species, with reference to Aboriginal management and use, in Kalumburu, North Kimberley, Australia. *Australian Journal of Botany*, v. 52, p. 405-415, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1071/BT03157>.

WOINARSKI, J. C. Z.; LEGGE, S. The impacts of fire on birds in Australia's tropical savannas. *Emu - Austral Ornithology*, v. 113, n. 4, p. 319-352, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1071/MU12109>.

WOLFE, J. D.; LUTHER, D. A.; JIRINEC, V.; COLLINGS, J.; JOHNSON, E. I.; BIERREGAARD JR., R. O.; STOUFFER, P. C. Climate change aggravates bird mortality in pristine tropical forests. *Science Advances*, v. 11, n. 5, eadq8086, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.adq8086>.