

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

**EFEITOS DO FOGO SOBRE ASSEMBLEIAS DE AVES DE CERRADO**

**MATHEUS GONÇALVES DOS REIS**

**São Carlos – SP**

**2015**

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

## **EFEITOS DO FOGO SOBRE ASSEMBLEIAS DE AVES DE CERRADO**

**Matheus Gonçalves dos Reis**

Tese 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 Doutor em Ciências, área de concentração Ecologia e Recursos Naturais.

**Orientador: Prof. Dr. Manoel Martins  
Dias Filho**

**São Carlos – SP**

**2015**

Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da Biblioteca Comunitária UFSCar  
Processamento Técnico  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

R375e Reis, Matheus Gonçalves dos  
Efeitos do fogo sobre assembleias de aves de  
cerrado / Matheus Gonçalves dos Reis. -- São Carlos :  
UFSCar, 2016.  
113 p.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São  
Carlos, 2015.

1. Campos. 2. Fogo natural. 3. Queimada  
planejada. 4. Forrageamento. 5. Aves campestres. I.  
Título.



## UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

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


### Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado do candidato Matheus Gonçalves dos Reis, realizada em 27/03/2015:



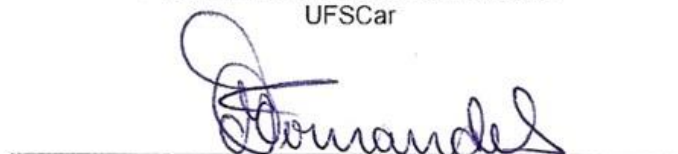
---

Prof. Dr. Manoel Martins Dias Filho  
UFSCar



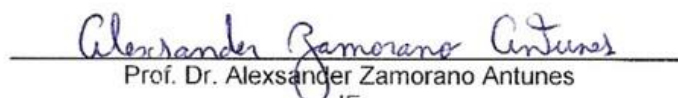
---

Prof. Dr. Mercival Roberto Francisco  
UFSCar



---

Prof. Dr. Marcelo Adorna Fernandes  
UFSCar



---

Prof. Dr. Alexander Zamorano Antunes  
UF



---

Profa. Dra. Marina Telles Marques da Silva  
IFSP

"IN THE NIGHT A NEW DAY DAWNING  
AND THE FIRST BIRDS START TO SING

IN THE PALE LIGHT OF THE MORNING  
NOTHING'S WORTH REMEMBERING

IT'S A DREAM, IT'S OUT OF REACH..."

**ABBA**

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço ao Professor Dr. Manoel Martins Dias Filho pela orientação, por todo o conhecimento científico que pude aprender, pelas lições de vida, pelo apoio, pela ajuda, pela compreensão nas mais diversas situações e pela inesgotável inspiração que proporciona.

Agradeço à minha companheira Caroline Zatta Fieker por tudo. Eterna parceria de campo, sem ela, este trabalho não teria sido possível!

Agradeço a minha família por todo o apoio e pela base de minha vida, sem a qual não conseguiria ter chegado onde estou.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela bolsa de Doutorado (Processo nº 141653/2011-6); ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais – PPG-ERN, pela oportunidade de desenvolver minhas pesquisas como pós-graduando; à Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, pela minha formação acadêmica; aos funcionários públicos do corpo técnico-administrativo da Universidade, bem como terceirizados, em especial do CCBS, DEBE e Biblioteca.

Agradeço aos membros da banca de defesa Alexander Zamorano Antunes, Marina Telles Marques da Silva, Mercival Roberto Francisco, Marcelo Adorna Fernandes, Marilda Rapp; aos membros da banca de qualificação, Sônia Buck, Andréia Souza e Odede Rocha; pelas valiosas sugestões e correções.

Agradeço aos técnicos e analistas ambientais e ao chefe do Parque Nacional da Serra da Canastra, administrado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, Rogério Oliveira Souza, Paola Ribeiro, Delmo e

Darlan de Alcântara Pádua; aos funcionários terceirizados, Lúcio Brito, Jurandir, Sebasttyan, Gaspar, Esquerdinha e vários outros que, assim como os pesquisadores, também estão sempre em campo; e, por fim, aos parceiros dos projetos de extensão junto à comunidade, APAE e CRAS – São Roque de Minas.

Agradeço ao prof. Sávio Freire Bruno (UFF-RJ), Cristina Simões, os alunos da UFF e os alunos do curso de campo (Ecologia do Fogo) da UFSCar pelas aventuras repletas de conhecimento na Serra da Canastra.

Agradecimentos especiais são dedicados ao Rogério Oliveira Souza e às equipes de brigadistas que arriscam suas vidas todos os anos nas Brigadas de Incêndio que atuam nas Unidades de Conservação Federais.

Agradeço ao corpo técnico do ICMBio e SISBIO, tanto pela aprovação do projeto de pesquisa no Parque Nacional da Serra da Canastra (36905-1), sob liderança de Caroline Z. Fieker, ao qual este trabalho está vinculado, quanto pela aprovação de outros projetos científicos e colaborações técnicas com nosso grupo de pesquisa que também contribuíram para a qualidade deste trabalho.

Agradeço aos vários amigos pelos momentos de pesquisa e diversão: Isabella Lacativa Dias Cunha, Anderson Lucindo, Augusto Batisteli, Danilo Janczur, dentre tantos outros. Um grande abraço a tod@s!

Por fim, um agradecimento especial à natureza e a todos os animais nativos com os quais tive bastante contato durante o desenvolvimento das pesquisas de campo. Peço desculpas aos que assustei sem querer...

Dedico este trabalho a todas as pessoas empenhadas na  
conservação da biodiversidade dos Cerrados do Brasil.

## Sumário

### EFEITOS DO FOGO SOBRE ASSEMBLEIAS DE AVES DE CERRADO

**Resumo** ..... 3

### FIRE EFFECTS ON THE BIRD ASSEMBLAGES OF CERRADO

**Abstract** ..... 4

## CAPÍTULO 1

### INFLUÊNCIA DO FOGO NA ESTRUTURAÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE AVES QUE FORRAGEIAM NOS CAMPOS DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DA CANASTRA

**.5**

Resumo ..... 6

Abstract ..... 7

Introdução ..... 8

Objetivos ..... 9

Material e métodos ..... 9

Resultados ..... 16

Discussão ..... 27

## CAPÍTULO 2

### MUDANÇAS NO COMPORTAMENTO DE FORRAGEAMENTO E DIETA DE AVES EM CAMPOS DE ALTITUDE SUJEITOS A QUEIMADAS SAZONAIS, SUL DO CERRADO, BRASIL

**.34**

Resumo ..... 35

Abstract ..... 36

Introdução ..... 37



Objetivos .....	38
Material e métodos .....	39
Resultados .....	44
Discussão .....	47
Considerações finais .....	53

### **CAPÍTULO 3**

#### **RESPOSTA DE AVES RAPINANTES A ALTERAÇÕES AMBIENTAIS PROVOCADAS POR QUEIMADAS NOS CAMPOS DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DA CANASTRA**

	<b>.55</b>
Resumo .....	56
Abstract .....	57
Introdução .....	58
Objetivos .....	60
Material e métodos .....	60
Resultados e discussão .....	64
Considerações finais .....	87
<b>Referências Bibliográficas .....</b>	<b>92</b>
<b>Apêndice .....</b>	<b>106</b>

## **EFEITOS DO FOGO SOBRE ASSEMBLEIAS DE AVES DE CERRADO**

### **Resumo**

O fogo é um fator ecológico sazonal de ecossistemas pirofíticos, como os campos e savanas abertas do Cerrado, que altera as características do meio biótico. O presente estudo objetivou investigar a influência do fogo nas aves que forrageiam nos campos do Parque Nacional da Serra da Canastra. Entre dezembro de 2012 e janeiro de 2015, foram amostradas áreas atingidas por fogo natural, por queimadas prescritas (para manejo) e também áreas sem influência do fogo, para monitorar as aves que fazem uso direto de recursos alimentares, a dieta e seus micro-habitats de forrageamento. Foram registradas 92 espécies em todo o estudo, com diferentes resultados específicos de ocorrência, abundância e resposta às queimadas. O fogo natural exerceu influência mais profunda e de maior duração (3 - 4 meses) na estrutura das assembleias, do que as queimadas prescritas (2 - 3 meses). Para algumas espécies de aves, os efeitos das queimadas incluíram variação da proporção de tipos de alimentos consumidos, ampliação da diversidade de itens da dieta e alterações de micro-habitats preferenciais de forrageamento. Com relação às aves que ocupam o topo de cadeia alimentar, os modelos de resposta ao fogo apontam para um melhor aproveitamento de recursos alimentares nos primeiros meses pós-fogo. O manejo ambiental para a conservação de ecossistemas campestres depende da compreensão dos efeitos de distúrbios recorrentes na fauna.

**Palavras-chave:** campos, fogo natural, queimada planejada, forrageamento, aves campestres, rapinantes, Parque Nacional da Serra da Canastra, Brasil.

## FIRE EFFECTS ON THE BIRD ASSEMBLAGES OF CERRADO

### **Abstract**

Fire is an ecological factor which seasonally affects fire-prone ecosystems, such as grasslands and open savannas of the Cerrado, and changes some patterns of the biota. This study aimed to investigate the influence of fire on birds that directly use food resources in grasslands of the Serra da Canastra National Park. From December 2012 to January 2015, sampling efforts were carried out in areas burned by wildfires, prescribed burnings (environmental management strategy) and in areas with no influence of fire, in order to record birds in foraging activities, their diet and the use of microhabitat for foraging. The 92 bird species recorded throughout the study exhibited specific results of the occurrence, abundance and response to fire. Considering all birds, the wildfires exerted a deeper and longer (3 - 4 months) influence on assemblage structure, than the prescribed burnings (2 - 3 months). The fire effects on some species of birds were observed in the proportion of food categories consumed, in the diversity of diet items and the microhabitats selected for foraging. The fire response models for birds of prey that occupy the top of the food chain in grasslands indicated a more intense use of food resources in the first post-fire months. Environmental management towards the conservation of grassland ecosystems depends on understanding the effects of recurrent disturbances on native species.

**Keywords:** grasslands, wildfire, prescribed burning, foraging, grassland birds, raptors, birds of prey, Serra da Canastra National Park, Brazil.

# CAPÍTULO 1

## INFLUÊNCIA DO FOGO NA ESTRUTURAÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE AVES QUE FORRAGEIAM NOS CAMPOS DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DA CANASTRA



---

<sup>1</sup> Papa-moscas-de-costas-cinzentas (*Polystictus superciliaris*) forrageando em um campo atingido por fogo natural, no dia seguinte à queimada.

## Resumo

Os campos são as fisionomias mais ameaçadas do Cerrado, um *hotspot* de biodiversidade com prioridade de conservação. O Parque Nacional da Serra da Canastra protege os mais importantes remanescentes de campos abertos da região sul do Cerrado, a qual se encontra sob forte pressão antrópica. O presente estudo descreve a estrutura das assembleias de aves que fazem uso direto de recursos alimentares em áreas queimadas, comparando campos atingidos por fogo natural e por queimadas planejadas (estratégia de manejo contra incêndios criminosos). Foi testada a hipótese nula de que as assembleias de aves se estruturam de maneira similar, independente do período do pós-fogo ou da área estudada. Entre dezembro de 2012 e janeiro de 2015, foram registradas um total de 92 espécies de aves forrageando nas áreas de estudo. Os resultados indicam que ambos os tipos de queimadas provocaram mudanças profundas e imediatas nas assembleias de aves, aumentando o número de espécies e indivíduos. Queimadas naturais exibiram uma influência mais significativa na estrutura (diversidade e dominância) do que queimadas prescritas. Mesmo assim, as diferenças passaram a não ser mais detectadas após um período relativamente curto de 2 – 3 meses após queimadas prescritas e de 3 – 4 meses após o fogo natural. Os resultados podem contribuir com a compreensão das queimadas prescritas como estratégia de manejo para a conservação de aves em ambientes campestres.

**Palavras-chave:** Cerrado, diversidade, manejo ambiental, queimada planejada, fogo natural.

## **The influence of fire on the assemblage structure of foraging birds in grasslands of the Serra da Canastra National Park, Brazil**

### **Abstract**

Grasslands are the most threatened physiognomies of the *Cerrado* biome (Brazilian savanna), a biodiversity hotspot with conservation as a priority. The Serra da Canastra National Park protects the most important remnants of the *Cerrado's* southern grasslands, which are under strong anthropogenic pressure. The present study describes the structure of bird assemblages that directly use food resources in burned areas, comparing areas affected by natural fire to the areas where controlled fires were set (a management strategy to combat arson). The tested null hypothesis was that different bird assemblages are structured in a similar manner, regardless of the post-fire period or assessed area. Between December/2012 and January/2015, 92 species were recorded foraging in the study areas. The results indicate that both types of burnings triggered profound and immediate changes in bird assemblages, increasing the number of species and individuals. Wildfires exhibited a more significant influence on the structure (diversity and dominance) than prescribed burnings. Nevertheless, all the differences were no longer noticeable after a relatively short time interval of 2–3 months after prescribed burnings and 3-4 after wildfires. The findings may help the understanding of prescribed burnings as a management strategy for bird conservation in grasslands.

**Keywords:** *Cerrado* biome, diversity, ecosystem management, prescribed burning, wildfire.

## Introdução

O Cerrado foi apontado como um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade com prioridade de conservação (Myers et al. 2000), contudo, este domínio morfoclimático continua a ser fragmentado e destruído em uma taxa alarmante (Queiroz 2014). Dentre as diferentes fisionomias que o compõem, os campos são apontados como os tipos de vegetação mais ameaçados (Bond e Parr 2010). Na porção sul do Cerrado, onde menos de 15% de sua área apresenta cobertura vegetal nativa (Sano et al. 2010), o Parque Nacional da Serra da Canastra (PNSC) resguarda os maiores e mais bem preservados remanescentes de ecossistemas campestres.

O fogo é um elemento natural nos campos e savanas tropicais. Desempenha um papel fundamental nestes ecossistemas, moldando sua paisagem e seus componentes bióticos (Komarek 1974; Whelan 1995; Mistry 1998; Govender et al. 2006). Contudo, os incêndios criminosos constituem-se como um dos mais graves problemas ambientais do Cerrado, principalmente por ocorrerem com maior frequência, de forma mais intensa, com maior área afetada e fora do período anual característicos do fogo natural. É a mais grave ameaça ambiental e de maior abrangência geográfica vivenciada no PNSC nas últimas décadas (Medeiros e Friedler 2004). A principal estratégia de manejo aplicada nesta unidade de conservação consiste nas queimadas planejadas de faixas de vegetação que servem como barreira contra incêndios criminosos, principalmente aqueles de maiores proporções (IBAMA 2005). Apesar de

amplamente utilizada, pouco se sabe sobre os efeitos diretos desse tipo de manejo na avifauna, em especial nos campos abertos.

## **Objetivos**

O objetivo deste estudo foi descrever comparativamente os efeitos do fogo natural e das queimadas controladas na estruturação das assembleias de aves que buscam ativamente por alimento nos campos abertos do Parque Nacional da Serra da Canastra. Testou-se a hipótese de que as assembleias se estruturam de maneira similar para a obtenção de recursos, independentemente do tipo de queimada ou do período após o fogo.

## **Material e métodos**

### ***Área de estudo***

O Parque Nacional da Serra da Canastra (PNSC) é uma Unidade de Conservação com cerca de 72 mil ha regularizados, de uma área total de aproximadamente 200 mil ha decretados. Abrange boa parte da formação geográfica “Serra da Canastra”, caracterizada por montanhas abauladas com formato de serras, entre 1200 m e 1450 m de altitude, as quais se destacam da paisagem regional que varia entre 700 m e 900 m (IBAMA 2005). O clima é do tipo Cwb segundo classificação de Köppen, correspondente ao clima subtropical de altitude, com inverno frio e seco e verão ameno com temperatura média de



até 22°C (Golfari et al. 1978). A precipitação anual apresenta valores que variam de 1200 mm até 1800 mm de acordo com o Plano de Manejo do PNSC (IBAMA 2005). Localiza-se no sudoeste do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil (mapa A da **Figura 1.1**).

O PNSC abriga os maiores remanescentes naturais de vegetação campestre na região sul de distribuição do domínio morfoclimático e fitogeográfico do Cerrado. Esse tipo de vegetação inclui fisionomias conhecidas como campos limpos, campos rupestres, campos de murundus, campos sujos abertos e os campos úmidos, predominantes nas regiões de “chapadas” do alto da serra. As formações savânicas raras como o campo cerrado e o parque cerrado, além do cerrado rupestre, são menos frequentes. Por fim, os ecossistemas florestais se encontram restritos a pequenos fragmentos naturais conhecidos como “capões de mata” e aos diferentes tipos de matas ripárias que margeiam os corpos d’água nas chapadas do topo das serras. De maneira contrária, estes são os ecossistemas predominantes nos vales e nas áreas de baixa altitude da região, como o cerrado *sensu stricto*, o cerradão (cerrado florestal), as florestas mesófilas e matas ripárias (Fieker et al. 2014).

Toda a área de estudo se situa nos campos do alto da serra, na porção norte-nordeste do PNSC, cujo contorno oficial se encontra detalhado no mapa ‘B’ da **Figura 1.1**. A maior parte está localizada no platô conhecido como Chapadão da Canastra, além de uma pequena porção onde o referido platô se conecta com o Chapadão da Zagaia. Essa abrangência geográfica exemplificada no mapa ‘C’ da **Figura 1.1** visou contemplar: (i) as faixas de vegetação

queimadas anualmente durante a estação seca como estratégia de manejo aplicada pelos profissionais do órgão que gerencia o PNSC (ver **Figura 1.2**); (ii) duas áreas com ocorrência de fogo natural iniciado por raios (exemplo na **Figura 1.2**); e (iii) outros locais que representam os mesmos tipos de ambiente, porém, sem influência recente de qualquer tipo de queimada.

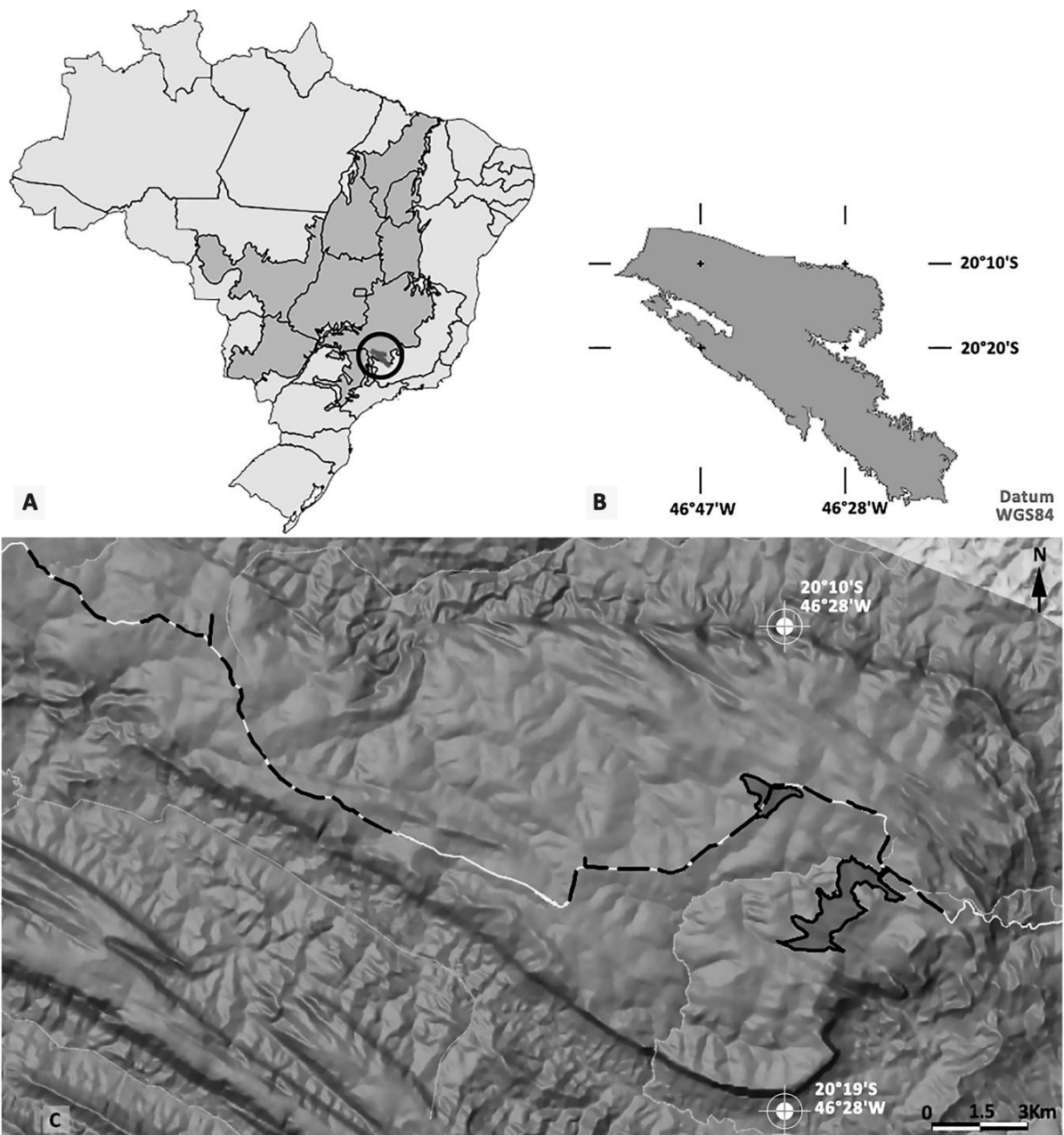
### ***Coleta de dados em campo***

O trabalho de campo foi desenvolvido de dezembro de 2012 a janeiro de 2015, em 18 campanhas distintas de 6 a 12 dias de campo. O esforço sistematizado correspondeu a dez amostragens em cada período mensal pós-fogo (do 1º ao 6º mês), totalizando 60 unidades amostrais para cada um dos dois tipos de fogo (natural e prescrito). As amostras controle (n=60) foram obtidas em áreas com pelo menos 12 meses sem fogo.

As amostragens foram realizadas em intervalos de 30 min ( $\pm 5$  min) de caminhada lenta em transecções de 500 m ( $\pm 50$  m) distribuídas aleatoriamente nas áreas pré-definidas (mapa C da Figura 1.1). No caso do fogo natural, os pontos de início das transecções foram sorteados sempre dentro uma área limitada a 100 ha em cada evento analisado, o que corresponde a 19,61% da área chamada de “Fogo A” (dezembro/2012) e a 62,5% da área queimada “Fogo B” (setembro/2013). No caso dos aceiros das queimadas prescritas, as transecções foram sorteadas dentro de 25 secções de 1 Km cada, pré-definidas ao longo de um trecho de aproximadamente 50 Km da estrada principal do PNSC, onde os aceiros foram feitos paralelamente. Essas faixas foram queimadas com uma largura média de 45 m ( $\pm 5$  m). Devido a esse fator limitante

característico das queimadas prescritas, as transecções realizadas nas áreas atingidas por fogo natural tiveram a amostragem limitada a distâncias fixas de 25 m ( $\pm 5$  m) para ambos os lados do observador, com o intuito de garantir a padronização espacial em todos os tratamentos, de modo a permitir comparações (Bibby 2004). O mesmo foi repetido para as amostras controle, cujas transecções foram distribuídas aleatoriamente pelos campos do PNSC.

Somente registros visuais de aves forrageando dentro da área delimitada foram contabilizados (Sutherland 2004). Aves noturnas foram excluídas. Enquanto um pesquisador era responsável pelos registros específicos para compor a lista, outro era responsável pela confirmação visual de forrageamento. Se esta não fosse obtida durante as observações iniciais, o segundo pesquisador dedicava aproximadamente 180 segundos de observação por espécie, enquanto o primeiro continuava a transecção, respeitando a sistematização. Ao final da amostragem da transecção, se ainda restassem espécies sem confirmação de forrageamento, era feita uma busca *ad libitum* dentro da área recém-amostrada em busca de observações comportamentais, adicionando o máximo de 180 segundos por espécie. Nos casos de dúvida, os registros foram descartados. Essas premissas visaram evitar a subamostragem, garantir que todas as espécies registradas neste estudo tenham feito uso direto dos recursos alimentares nas áreas amostrais e reduzir as chances de considerar indivíduos e espécies vagantes ou passageiros, cujas interações ecológicas no ecossistema são menos significativas.



**Figura 1.1.** Localização da área de estudo: **(A)** Mapa do Brasil com o domínio do Cerrado em destaque. No centro do círculo na região sul do Cerrado está o Parque Nacional da Serra da Canastra (PNSC). **(B)** Área total do PNSC (200.000 ha). **(C)** Mapa da área de amostragem. As linhas pretas indicam 25 transecções de 1 Km cada, onde foram realizadas queimadas prescritas anualmente; e duas áreas de formato irregular que correspondem a dois eventos de fogo natural, de dezembro de 2012 (o maior) e setembro de 2013.



**Figura 1.2.** (Esquerda): Brigada de incêndio do Parque Nacional da Serra da Canastra realizando uma queimada prescrita em faixas (aceiros) paralelas à estrada. Ao fundo é possível notar a grande extensão de uma queimada natural. (Direita): Campo limpo atingido por fogo natural. Pesquisadora (C.Z.Fieker) caminhando em uma transecção com auxílio de GPS.

### ***Análise de dados***

Os tratamentos corresponderam aos dois tipos de queimadas, de origem natural e a queimada controlada, em seis períodos pós-fogo, do 1<sup>o</sup> ao 6<sup>o</sup> mês, contando a partir da data de extinção do fogo. No caso das comparações mensais entre determinado tratamento e o controle, foi necessário sortear o mesmo número de amostras mensais ( $n=10$ ) dentro do conjunto das amostras controle devido ao fato do controle não estar sob influência do fogo, portanto, neste caso não existe um período pós-fogo equivalente. Esse sorteio foi repetido em cada comparação para manter o efeito da aleatoriedade e garantir a padronização do número de amostras comparadas (Bibby 2004).

O conjunto de amostras das áreas de ocorrência do fogo natural provém de dois eventos climáticos, caracterizados por tempestade com raios, ocorridos em dezembro (2012) e setembro (2013). Com isso, as diferenças ecológicas sazonais poderiam comprometer as análises temporais dos períodos pós-fogo, bem como os esforços para padronizar a amostragem. Dessa maneira, as diferenças entre cada par mensal de períodos pós-fogo (n=6 pares) foram testadas pelo mesmo método aplicado para averiguar a hipótese central. Como não houve diferenças significativas, concluiu-se que não houve influência sazonal e que a estruturação das comunidades ocorreu de maneira similar ao longo do tempo nos dois eventos. Isso permitiu reunir as amostras mensais de cada evento (n=5), de modo que o padrão de n=10 amostras em cada mês após o fogo foi mantido. No caso das faixas de queimada prescrita, a periodicidade regular dessas ações de manejo garantiu a padronização temporal com n=10 amostras por mês.

Considerou-se uma assembleia como o conjunto de espécies filogeneticamente correlacionadas (Classe Aves) que coexistem em determinado espaço e tempo (Fauth et al. 1996). O índice de diversidade de Shannon (H') e o índice de Dominância  $D = 1 - \text{“Simpson’s evenness index”}$ , foram escolhidos como descritores da organização das assembleias de aves. Mais detalhes sobre o cálculo destes índices de amplo uso podem ser encontrados em Magurran (2004) e Zar (1999). Os valores obtidos em cada índice foram confrontados com os limites mínimos e máximos obtidos em 10 mil reamostragens *bootstrap*, com intervalo de confiança IC = 95% (Hammer 2015) em busca de disparidades. A abundância relativa correspondeu à porcentagem de registros da espécie em

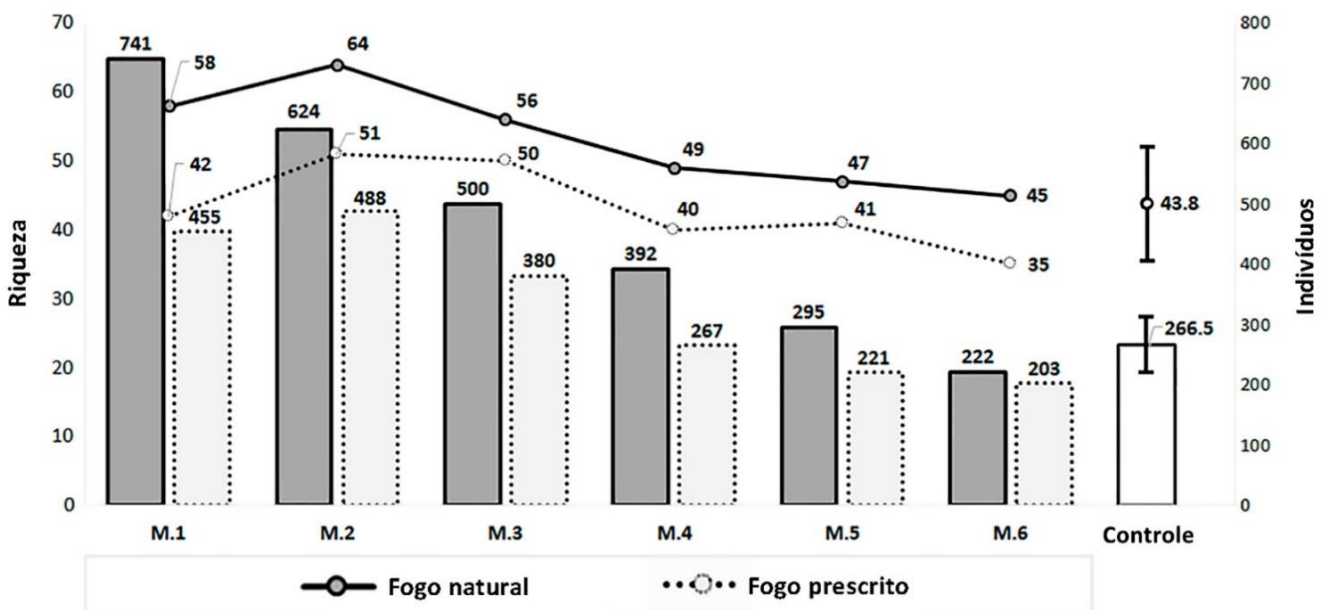
relação ao total de registros do conjunto de amostras considerado (mensal ou total).

A normalidade dos dados foi comprovada por meio do teste de Shapiro-Wilk no programa BioEstat 5.3 (Ayres et al. 2007). Os demais testes foram rodados no programa PAST (Hammer et al. 2001), versão 3.05 de janeiro de 2015. As comparações estatísticas entre cada assembleia foram realizadas por meio do teste t adaptado para índices de diversidade (Magurran 2004; Hammer 2015). Para a confecção da lista, a ordenação taxonômica e nomenclatura das espécies registradas, foi seguido o padrão adotado pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos - CBRO (Piacentini 2015). Todos os nomes populares são apresentados em tabelas no **Apêndice**.

## **Resultados**

Durante todo o estudo, 92 aves foram registradas executando atividades de forrageamento. A lista de espécies apresentada na **Tabela 1.1** traz informações sobre a abundância relativa percentual de cada ave nos diferentes períodos pós-fogo, para cada tipo de queimada, além dos dados das amostras controle. Foram registradas 80 espécies de aves forrageando em áreas atingidas por fogo natural e 61 aves em locais de queima manejada, desde os primeiros dias ao 6º mês após cada evento. Em áreas sem ocorrência de fogo há pelo menos 12 meses (amostras controle), o total chegou a 85 espécies. Apesar da riqueza máxima ser maior, as áreas controle exibiram menor riqueza mensal.

A **Figura 1.3** mostra a riqueza de espécies e o número de indivíduos contabilizados em cada período pós-fogo, além da média mensal das amostras controle. Ambos os tipos de fogo causaram mudanças imediatas que ampliaram a riqueza e o número de indivíduos. Entretanto, estes números decresceram com o tempo. Depois de 3 meses nos aceiros de queimadas prescritas e depois de 4 meses após ocorrência de fogo natural, a riqueza e abundância se tornam mais similares a áreas não queimadas (controle), nas quais a riqueza média mensal foi de 43,83 ( $\pm 8,3$ ) espécies de aves e 266,5 ( $\pm 44,7$ ) indivíduos.



**Figura 1.3.** Riqueza de espécies (linhas) e número de indivíduos (colunas), registrados em cada tipo de fogo (natural e prescrito) ao longo de seis meses (M.1 a M.6). Os dados das amostras controle são apresentados na forma de média mensal com respectivo desvio padrão.



**Tabela 1.1.** Espécies de aves registradas forrageando na área de estudo no Parque Nacional da Serra da Canastra, de 2012 a 2015. Os valores correspondem à abundância relativa, representada como a porcentagem (%) de registros da espécie em cada assembleia. Dois tipos de queimada foram amostradas nos períodos pós-fogo de 1 a 6 meses. O **controle** são as amostras com pelo menos 12 meses sem fogo.

Táxon (Ordem/Família/Espécie)	Fogo natural						Queimada prescrita						Controle
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	
<b>Rheiformes</b> Forbes, 1884													
<b>Rheidae</b> Bonaparte, 1849													
<i>Rhea americana</i> (Linnaeus, 1758) *NT	0,40	0,96	0,20	-	-	-	0,44	-	0,53	1,12	0,90	-	0,19
<b>Tinamiformes</b> Huxley, 1872													
<b>Tinamidae</b> Gray, 1840													
<i>Rhynchotus rufescens</i> (Temminck, 1815)	2,02	1,60	1,20	1,28	1,02	0,90	0,22	1,43	1,05	1,12	0,90	0,99	0,81
<i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815)	1,21	1,12	1,20	1,79	2,03	1,80	0,88	0,41	0,53	1,12	0,45	0,99	0,88
<i>Taoniscus nanus</i> (Temminck, 1815) *VU	0,40	0,32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Cathartiformes</b> Seebohm, 1890													
<b>Cathartidae</b> Lafresnaye, 1839													
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	0,27	0,64	1,20	1,02	2,03	0,90	-	0,61	0,26	-	0,45	0,99	0,69
<b>Accipitriformes</b> Bonaparte, 1831													
<b>Accipitridae</b> Vigors, 1824													
<i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	-	-	0,20	0,26	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790)	0,67	0,96	0,60	0,26	0,34	0,45	0,66	0,41	-	-	-	-	-

Táxon (Ordem/Família/Espécie)	Fogo natural						Queimada prescrita						Controle
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	
<i>Geranoaetus albicaudatus</i> (Vieillot, 1816)	1,35	0,96	1,20	1,28	1,02	1,35	0,44	0,82	0,53	0,75	0,90	0,99	0,63
<i>Geranoaetus melanoleucus</i> (Vieillot, 1819)	1,21	0,80	0,60	0,26	-	0,45	0,66	0,41	0,26	-	-	-	0,50
<b>Charadriiformes</b> Huxley, 1867													
<b>Scolopacidae</b> Rafinesque, 1815													
<i>Gallinago undulata</i> (Boddaert, 1783)	0,81	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Columbiformes</b> Latham, 1790													
<b>Columbidae</b> Leach, 1820													
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	-	0,80	0,60	0,51	-	0,45	-	-	0,53	0,37	-	-	0,06
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	0,27	0,32	0,40	0,51	-	0,90	0,88	0,82	0,53	0,37	-	0,99	0,25
<b>Strigiformes</b> Wagler, 1830													
<b>Strigidae</b> Leach, 1820													
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	-	0,96	-	1,02	-	-	1,32	1,64	1,32	0,75	1,36	1,97	0,38
<b>Apodiformes</b> Peters, 1940													
<b>Apodidae</b> Olphe-Galliard, 1887													
<i>Streptoprocne zonaris</i> (Shaw, 1796)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,50
<b>Trochilidae</b> Vigors, 1825													
<i>Colibri serrirostris</i> (Vieillot, 1816)	0,13	0,64	1,40	2,04	1,69	0,45	0,88	1,43	1,58	0,75	0,90	0,99	0,38
<b>Piciformes</b> Meyer & Wolf, 1810													
<b>Ramphastidae</b> Vigors, 1825													
<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	-	-	-	0,26	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25

Táxon (Ordem/Família/Espécie)	Fogo natural						Queimada prescrita						Controle
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	
<b>Picidae</b> Leach, 1820													
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	2,56	2,72	3,40	5,10	6,44	8,56	5,49	5,53	4,74	5,24	5,43	4,43	2,56
<b>Cariamiformes</b> Fürbringer, 1888													
<b>Cariamidae</b> Bonaparte, 1850													
<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	0,27	1,12	1,00	1,02	-	0,90	0,88	0,82	1,05	1,87	1,36	1,48	0,75
<b>Falconiformes</b> Bonaparte, 1831													
<b>Falconidae</b> Leach, 1820													
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	9,58	4,33	2,00	1,02	0,34	1,35	6,59	2,87	1,32	2,25	2,26	2,46	0,38
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	0,81	0,80	0,80	0,77	0,34	1,35	1,32	0,82	0,79	1,12	-	-	0,38
<i>Falco femoralis</i> Temminck, 1822	0,27	0,32	0,60	0,51	0,34	0,45	-	-	-	-	-	-	0,25
<b>Psittaciformes</b> Wagler, 1830													
<b>Psittacidae</b> Rafinesque, 1815													
<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)	0,54	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13
<i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)	-	0,96	1,20	2,55	3,39	3,60	0,88	1,23	0,53	-	-	-	0,63
<i>Alipiopsitta xanthops</i> (Spix, 1824) *NT	0,54	0,96	0,40	0,51	0,68	1,80	-	-	-	-	-	-	0,75
<b>Passeriformes</b> Linnaeus, 1758													
<b>Thamnophilidae</b> Swainson, 1824													
<i>Thamnophilus torquatus</i> Swainson, 1825	-	-	-	-	0,68	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Melanopareidae</b> Ericson, Olson, Irested, Alvarenga & Fjeldså, 2010													
<i>Melanopareia torquata</i> (Wied, 1831)	-	0,32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,50

Táxon (Ordem/Família/Espécie)	Fogo natural						Queimada prescrita						Controle
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	
<b>Rhinocryptidae</b> Wetmore, 1926 (1837)													
<i>Scytalopus novacapitalis</i> Sick, 1958 *NT	0,27	0,32	-	-	0,34	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Scleruridae</b> Swainson, 1827													
<i>Geositta poeciloptera</i> (Wied, 1830) *VU	4,05	1,60	1,60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13
<b>Furnariidae</b> Gray, 1840													
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	-	-	-	-	1,36	0,90	0,88	0,41	0,53	0,75	0,90	-	0,44
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13
<i>Phacellodomus rufifrons</i> (Wied, 1821)	0,27	0,32	0,40	-	-	-	0,27	0,32	0,40	-	-	-	0,25
<i>Anumbius annumbi</i> (Vieillot, 1817)	0,81	0,64	0,60	0,26	-	-	0,81	0,64	0,60	0,26	-	-	0,50
<i>Synallaxis frontalis</i> Pelzeln, 1859	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06
<i>Synallaxis albescens</i> Temminck, 1823	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,75	0,45	1,48	0,13
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856	0,13	0,32	-	-	0,68	-	0,13	0,32	-	-	0,68	-	0,13
<b>Rhynchocyclidae</b> Berlepsch, 1907													
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	-	-	0,34	-	-	-	-	-	-	-	0,13
<b>Tyrannidae</b> Vigors, 1825													
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,38
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	0,13	-	-	-	-	-	0,88	0,82	-	-	-	-	0,13
<i>Elaenia parvirostris</i> Pelzeln, 1868	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)	-	-	-	-	0,34	0,90	-	-	-	-	-	-	-
<i>Elaenia chiriquensis</i> Lawrence, 1865	0,81	0,48	0,40	-	-	-	0,44	0,82	0,53	-	-	-	0,63
<i>Culicivora caudacuta</i> (Vieillot, 1818) *VU	2,97	2,88	2,80	3,32	3,73	4,05	3,52	3,07	4,47	3,37	4,07	3,45	4,07

Táxon (Ordem/Família/Espécie)	Fogo natural						Queimada prescrita						Controle
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	
<i>Polystictus superciliaris</i> (Wied, 1831)	0,54	0,80	0,80	1,02	3,05	1,80	2,20	1,23	1,05	0,75	0,90	0,99	0,69
<i>Serpophaga nigricans</i> (Vieillot, 1817)	0,27	0,32	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,50
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	0,27	0,16		0,26	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	-	0,26	0,68	0,45	0,44	0,20	-	0,37	0,45	-	0,38
<i>Tyrannus savana</i> Daudin, 1802	-	-	0,40	0,51	-	-		1,64	2,11	1,50	1,81	2,96	1,31
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	0,40	0,32	0,40	0,26	0,68	0,45	-	-	-	-	-	-	0,25
<i>Gubernetes yetapa</i> (Vieillot, 1818)	0,27	0,32	0,40	1,79	-	0,90	-	-	-	-	-	-	0,50
<i>Alectrurus tricolor</i> (Vieillot, 1816) *VU	2,29	2,40	2,80	2,04	2,03	1,35	1,76	2,05	2,37	1,87	2,71	2,46	2,56
<i>Knipolegus lophotes</i> Boie, 1828	3,24	2,40	2,00	2,30	2,03	1,80	5,27	3,69	2,63	2,25	3,62	1,97	1,88
<i>Xolmis cinereus</i> (Vieillot, 1816)	2,16	1,92	1,40	0,77	0,34	0,45	1,54	1,23	1,05	1,12	1,81	1,48	0,69
<i>Xolmis velatus</i> (Lichtenstein, 1823)	2,83	2,24	1,80	1,53	1,69	2,25	4,18	2,66	3,16	3,00	1,81	2,96	1,63
<b>Hirundinidae</b> Rafinesque, 1815													
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	-	0,64	-	0,77	-	1,80	-	0,82	-	-	-	-	1,06
<i>Alopochelidon fucata</i> (Temminck, 1822)	7,15	4,65	2,60	1,28	1,36	0,90	2,20	1,02	0,79	1,12	1,36	1,48	1,50
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	1,75	0,96	-	0,77	-	-	-	0,82	-	-	-	-	0,94
<i>Tachycineta leucorhoa</i> (Vieillot, 1817)	2,16	3,37	2,20	1,28	1,02	-	-	-	1,58	0,75	-	-	1,19
<b>Troglodytidae</b> Swainson, 1831													
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	0,27	0,48	0,40	-	1,02	0,90	1,10	1,43	0,53	0,37	0,45	0,99	0,56
<i>Cistothorus platensis</i> (Latham, 1790)	-	0,32	-	-	0,34	-	-	0,20	0,53	-	1,81	1,48	2,00
<b>Turdidae</b> Rafinesque, 1815													
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	0,54	0,32	-	-	-	-	0,44	0,20	-	-	-	-	0,19
<b>Mimidae</b> Bonaparte, 1853													
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	3,91	4,01	4,20	4,85	6,10	5,86	7,47	4,51	3,16	4,87	4,52	3,94	1,25

Táxon (Ordem/Família/Espécie)	Fogo natural						Queimada prescrita						Controle
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	
<b>Motacillidae</b> Horsfield, 1821													
<i>Anthus nattereri</i> Sclater, 1878 *VU	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,19
<i>Anthus hellmayri</i> Hartert, 1909	1,35	1,60	1,00	0,51	-	-	-	-	-	-	-	-	0,63
<b>Passerellidae</b> Cabanis & Heine, 1850													
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	5,40	5,61	6,00	6,89	8,81	10,4	13,2	13,1	4,74	6,37	6,79	8,87	5,38
<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	4,32	3,37	3,20	3,83	5,08	5,9	4,62	5,33	6,05	7,49	7,24	6,90	4,75
<b>Parulidae</b> Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947													
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	0,13	0,32	-	-	0,34	0,45	-	-	-	-	-	-	0,19
<b>Icteridae</b> Vigors, 1825													
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	1,75	1,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,56
<i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Vieillot, 1819)	9,58	9,13	9,20	11,7	3,73	4,95	9,45	4,92	-	5,24	-	4,43	2,75
<b>Thraupidae</b> Cabanis, 1847													
<i>Porphyrospiza caerulescens</i> (Wied, 1830) *NT	-	-	0,40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,44
<i>Neothraupis fasciata</i> (Lichtenstein, 1823) *NT	-	-	-	-	-	-	0,88	0,82	0,53	-	-	1,48	1,00
<i>Schistochlamys ruficapillus</i> (Vieillot, 1817)	2,70	2,56	2,00	2,30	3,05	2,70	2,86	2,87	1,58	2,25	1,81	1,97	1,94
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	-	-	0,68	-	-	-	-	-	-	-	0,38
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	1,08	0,32	0,40	-	0,34	-	-	0,41	0,53	-	-	-	0,75
<i>Sicalis citrina</i> Pelzeln, 1870	1,89	1,28	3,00	3,57	3,39	3,60	-	-	0,79	1,87	1,81	-	3,19
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,06
<i>Sicalis luteola</i> (Sparrman, 1789)	-	1,28	8,40	7,14	3,73	3,60	1,76	2,87	6,58	5,24	3,62	4,93	2,44
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	-	-	-	-	-	-	1,10	0,82	1,05	-	1,36	1,48	0,69
<i>Sporophila plumbea</i> (Wied, 1830)	4,18	8,49	11,2	10,4	7,46	6,76	5,05	8,81	17,9	13,5	12,7	11,3	9,57
<i>Sporophila beltoni</i> Repenning & Fontana, 2013	0,40	0,96	0,20	-	-	0,90	-	0,20	0,53	-	-	-	0,38

Táxon (Ordem/Família/Espécie)	Fogo natural						Queimada prescrita						Controle
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	
<i>Sporophila nigricollis</i> (Vieillot, 1823)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25
<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)	-	-	-	-	-	-	-	1,64	1,58	-	-	1,48	1,06
<i>Sporophila bouvreuil</i> (Statius Muller, 1776)	-	0,64	0,20	0,26	-	-	-	0,20	0,53	-	0,45	-	0,63
<i>Sporophila pileata</i> (Sclater, 1865)	2,70	4,49	5,00	4,85	5,76	5,86	1,54	3,28	8,68	7,87	9,50	9,36	11,1
<i>Sporophila hypoxantha</i> Cabanis, 1851	-	-	0,80	-	-	-	-	-	-	-	2,26	-	0,19
<i>Sporophila cinnamomea</i> (Lafresnaye, 1839) * <b>VU</b>	-	0,32	-	-	-	-	-	-	-	-	1,36	-	0,13
<i>Sporophila melanogaster</i> (Pelzeln, 1870) * <b>NT</b>	-	0,64	0,60	-	-	-	-	-	-	1,12	2,71	-	0,19
<i>Coryphasiza melanotis</i> (Temminck, 1822) * <b>VU</b>	0,13	0,16	0,40	0,26	0,68	0,45	-	1,64	1,58	4,49	2,26	2,96	2,69
<i>Embernagra platensis</i> (Gmelin, 1789)	2,16	2,56	2,20	2,81	3,73	1,80	0,88	-	1,05	-	-	-	0,56
<i>Emberizoides herbicola</i> (Vieillot, 1817)	0,54	0,80	0,80	-	2,37	0,45	0,66	0,61	1,32	1,50	0,90	-	2,81
<i>Emberizoides ypiranganus</i> Ihering & Ihering, 1907	0,27	0,32	0,40	0,26	-	-	-	-	-	-	-	-	0,38
<i>Cypsnagra hirundinacea</i> (Lesson, 1831)	-	-	-	-	1,02	-	-	1,02	0,53	-	-	-	1,25
<b>Fringillidae</b>													
<i>Spinus magellanicus</i> (Vieillot, 1805)	0,54	-	1,00	-	2,37	1,80	-	3,28	1,84	1,12	1,81	-	3,19

\* Espécies listadas pela IUCN (2015) como **VU**: vulnerável e **NT**: quase ameaçada.

De acordo com os resultados apresentados na **Tabela 1.2**, foram identificadas diferenças significativas entre a estrutura das assembleias de cada tipo de fogo, bem como entre estes e as amostras controle, considerando os primeiros meses (resultados na tabela, cujo  $p < 0,05$ ). Estas diferenças se tornaram indetectáveis ao longo do tempo nos tratamentos pós-fogo (resultados na tabela, cujo  $p > 0,05$ ). Sendo assim, foi aceita a hipótese alternativa de que as assembleias de aves que forrageiam nos campos da Serra da Canastra se estruturam de forma distinta, de acordo com o tipo de queimada e o período pós-fogo.

Os resultados indicaram que a estrutura das assembleias em áreas afetadas pelo fogo natural é distinta dos aceiros de queimadas prescritas do primeiro ao terceiro mês após cada evento. O índice de diversidade  $H'$  é maior, ao passo que o índice de dominância  $D$  é menor em áreas sujeitas a eventos naturais. O mesmo resultado foi observado quando os dados de fogo natural foram comparados com amostras controle, com exceção da dominância  $D$ , a qual não mostrou diferença no terceiro mês, mas sim no quinto. Depois do quarto mês pós-fogo, não houve qualquer diferença significativa no índice  $H'$  nas comparações entre os tratamentos (**Tabela 1.2**).

Ao comparar a estrutura das assembleias que forragearam nas áreas de queimada planejada com as assembleias das amostras controle, as diferenças ocorreram apenas no 1º e 2º mês pós-fogo, especificamente no índice  $H'$ . Não foram detectadas diferenças entre os valores de  $D$  ao longo dos seis meses após a passagem do fogo.



**Tabela 1.2.** Valores dos índices de diversidade (H') e dominância (D) de espécies de aves, calculados para seis períodos pós-fogo (M.1 a M.6 em meses) em dois tipos de queimada. As comparações (X) entre a diversidade e dominância apresentam os resultados do teste t, com seus respectivos p-valores. Os resultados estatisticamente significativos ( $p < 0,05$ ) estão em destaque.

Mês pós-fogo	Índices H' e D		Testes comparativos		
	Fogo natural	Fogo prescrito	Fogo natural X Fogo prescrito	Fogo natural X Controle	Fogo prescrito X Controle
<b>M.1</b>	H'=3,498	H'=3,257	t=4,2; df=967,05; <b>p=0,0003</b>	t=4,14; df=360,64; <b>p=0,0004</b>	t=3,57; df=643,02; <b>p=0,0004</b>
	D=0,0427	D=0,0548	t=-2,7; df=785,81; <b>p=0,007</b>	t=-2,46; df=289,61; <b>p=0,015</b>	t=-1,54; df=721,69; p=0,12
<b>M.2</b>	H'=3,672	H'=3,454	t=3,72; df=1044,3; <b>p=0,0002</b>	t=3,72; df=481,93; <b>p=0,0002</b>	t=3,34; df=427,88; <b>p=0,009</b>
	D=0,0366	D=0,0468	t=-2,38; df=844,53; <b>p=0,017</b>	t=-3,04; df=365,56; <b>p=0,002</b>	t=-1,66; df=392,22; p=0,10
<b>M.3</b>	H'=3,48	H'=3,321	t=2,15; df=771; <b>p=0,032</b>	t=3,63; df=444,03; <b>p=0,0003</b>	t=1,49; df=520,13; p=0,14
	D=0,0461	D=0,0614	t=-2,19; df=588; <b>p=0,029</b>	t=-1,81; df=360,78; p=0,07	t=-0,36; df=569,62; p=0,72
<b>M.4</b>	H'=3,331	H'=3,258	t=0,96; df=600,3; p=0,33	t=1,84; df=531,62; p=0,07	t=0,82; df=487,79; p=0,41
	D=0,0515	D=0,0535	t=-0,31; df=552,8; p=0,75	t=-0,27; df=514,59; p=0,79	t=-0,05; df=491; p=0,96
<b>M.5</b>	H'=3,435	H'=3,31	t=1,56; df=453,54; p=0,12	t=0,01; df=553,54; p=0,99	t=1,34; df=523,28; p=0,18
	D=0,0415	D=0,0513	t=-1,57; df=358,03; p=0,11	t=-2,37; df=407,54; <b>p=0,017</b>	t=-0,99; df=516,5; p=0,32
<b>M.6</b>	H'=3,378	H'=3,248	t=1,52; df=424,97; p=0,13	t=0,89; df=445,81; p=0,37	t=-0,69; df=423,43; p=0,49
	D=0,0462	D=0,0513	t=-1,0; df=405,1; p=0,44	t=-0,85; df=449,94; p=0,39	t=-0,26; df=413,52; p=0,79

## Discussão

O total de 92 espécies com confirmação de atividade de forrageamento nos campos naturais representam 22,8% das 403 aves encontradas em todos os ecossistemas da região da Serra da Canastra e entorno, dentro e fora dos limites do Parque Nacional (Bessa et al. 2011).

Devido à limitação espacial das áreas de amostragem, algumas espécies que reconhecidamente fazem uso direto dos recursos dos campos abertos não puderam ser contabilizadas. É possível citar *Falco sparverius* Linnaeus, 1758 e *Urubitinga coronata* (Vieillot, 1817) como exemplos de espécies residentes nos campos do topo das serras, mas sem registros de alimentação durante a coleta sistematizada de dados. Aves noturnas que também forrageiam nas áreas de estudo foram desconsideradas, mesmo quando as atividades de alimentação se iniciavam ainda no final do fotoperíodo diurno, dentro do período de amostragem, como foi o caso de *Hydropsalis longirostris* (Bonaparte, 1825) e *Nannochordeiles pusillus* (Gould, 1861).

A baixa abundância apresentada por uma parte considerável das espécies, além de ser uma situação esperada em comunidades biológicas naturais (Stirling e Wilsey 2001), ou até mesmo um reflexo da limitação do método de amostragem para determinadas aves (Bibby et al. 2000), também poderia indicar que espécies evitam determinados cenários ecológicos (tratamentos), possivelmente devido à indisponibilidade de recursos preferenciais ou restrição comportamental à estrutura do habitat em cada período pós-fogo. Também é importante lembrar que algumas espécies

registradas em baixa abundância são típicas de outros ambientes, como matas e margens de corpos d'água. Esses registros foram considerados comportamentos de aproveitamento de oportunidades, incomum dentro do repertório comportamental, caracterizados por indivíduos que se aventuraram em campos abertos em busca de oportunidades pontuais de obtenção de alimento. No caso de espécies como *Turdus leucomelas* Vieillot, 1818 e *Tangara cayana* (Linnaeus, 1766), reconhecidamente generalistas (Sick 1997), os indivíduos saíam de matas galeria, voavam até fontes de recurso a distâncias que facilmente ultrapassavam os 50 m, se alimentavam e retornavam para seus ambientes preferenciais. Ambas as espécies foram registradas se alimentando fora da época reprodutiva, e também carregando alimento para filhotes em novembro e dezembro. Os registros de *Scytalopus novacapitalis* Sick, 1958, entretanto, foram inesperados pelo fato da espécie ser altamente dependente de habitats florestais com pouca luz em seu interior (Sick 1997). Os cinco registros foram feitos na borda da área de amostragem, a no máximo 2 m de distância da mata, sempre se deslocando em locais bastante sombreados ou escuros no chão, em meio a aglomerados mais densos de gramíneas e outras herbáceas parcialmente queimadas. Os registros de *Gallinago undulata* (Boddaert, 1783), ave limnícola, ocorreram nos limites de algumas áreas de amostragem próximas de um curso d'água, em campos que alagaram após chuva intensa.

A riqueza de espécies foi notavelmente maior nos primeiros meses do pós-fogo, assim como o número de indivíduos contabilizados. Apesar da queimada manejada atrair menos espécies e em menor abundância do que o fogo natural, ambos os tipos de queimadas apresentaram maior riqueza e

abundância do que quando foram comparadas com o mesmo número de amostras da área controle. Um padrão similar foi encontrado para o índice de diversidade de Shannon e para o índice de dominância de Simpson, o que aponta para as áreas recém-queimadas como altamente atrativas e com capacidade suporte imediata superior às áreas sem influência do fogo, ou às mesmas áreas depois de três ou quatro meses.

A área controle, a qual foi assumido não estar sob influência de efeitos de curta e média duração fogo, apresentou uma maior riqueza contando suas 60 amostras. Contudo, os demais descritores da estrutura de comunidades biológicas foram comparativamente mais baixos. Até a riqueza média de espécies registradas em cada conjunto de 10 amostras controle sorteadas aleatoriamente foi sempre mais baixa do que os conjuntos de 10 amostras de cada um dos seis períodos pós-fogo, de cada tipo de queimada. Provavelmente isso ocorreu porque algumas espécies apresentam restrição à ocupação de áreas queimadas, ao passo que não se espera que espécies campestres apresentem restrição total aos campos não queimados, mesmo quando exibem dependência ecológica do fogo. Assim, ao longo do tempo, todas as espécies possíveis que habitam os campos da região seriam registradas nos campos não queimados, ao passo que em áreas atingidas pelo fogo, a adição de espécies chegaria a um limite.

Tais resultados são consistentes com a ideia de que as alterações na disponibilidade de recursos em locais e momentos específicos, também conhecida como “*resource pulses*”, ampliam as oportunidades de alimentação e

provocam alterações profundas na composição e abundância de comunidades biológicas enquanto a situação for mantida (Yang et al. 2008). De fato, nas áreas recém-queimadas, as oportunidades alimentares para as aves foram inúmeras, incluindo répteis de grande porte (quando comparados ao tamanho das aves), anfíbios, pequenos mamíferos, artrópodes e cogumelos. Até mesmo componentes minerais foram aproveitados como recursos alimentares, obtidos por psitacídeos que ingeriram a parte externa de cupinzeiros atingidos por chamas das gramíneas altas que estavam em seu entorno. Outro exemplo foi a variação na abundância dos rapinantes (famílias Accipitridae e Falconidae), aves que são fortemente atraídas para áreas recém-queimadas (Sick 1997), ao passo que sua abundância retornou ao esperado (normalmente baixa) nos meses subsequentes, se tornando mais similar às áreas sem fogo há mais de um ano.

No geral, os artigos publicados sobre os efeitos do fogo na avifauna em campos limpos e savanas abertas do Brasil são escassos (Mistry 1998; Frizzo et al. 2011). Majoritariamente, os estudos realizados em ecossistemas campestres no Brasil (e.g., Cavalcanti e Alves 1997; Cintra e Sanaiotti 2005; Sendoda 2009 dados não publicados) e em outros países (e.g., Skowno e Bond 2003; Fuhlendorf et al. 2006; Gregory et al. 2010) apontam mudanças nas assembleias de aves e pontuam que a estrutura da vegetação e a disponibilidade de recursos alimentares são os principais componentes ambientais que podem explicar as diferenças antes e após o fogo.

Cavalcanti e Alves (1997) avaliaram o efeito do fogo nas aves em um cerrado *stricto sensu*. Os autores perceberam que os indivíduos capturados e

marcados com anilhas antes do fogo não foram afetados pela queima da vegetação, permanecendo fiéis à área após a passagem do fogo, com algumas das espécies modificando apenas a sua estratégia de forrageio, provavelmente em decorrência das mudanças na estrutura da vegetação pós fogo. Apenas uma espécie adicional, *Charitospiza eucosma* Oberholser, 1905, foi registrada após o fogo, a qual foi considerada pelos autores como colonizadora e especialista em fogo. No presente trabalho, foi registrada uma espécie considerada como ave associada a queimadas (Parker e Willis 1997), a *Geositta poeciloptera* (Wied, 1830). Sua abundância neste estudo aumentou de modo evidente em áreas recém queimadas, provavelmente porque as cavidades abandonadas por outros animais (e.g., pequenos roedores e tatus), onde fazem seus ninhos, ficaram mais expostas. O mesmo pode ter ocorrido com suas presas (insetos), após o fogo consumir a vegetação. Em campos sujos recém queimados no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, norte do estado de Goiás, *G. poeciloptera* espécie também teve taxas de encontro maiores (Braz 2008, dados não publicados).

Cintra e Sanaiotti (2005) verificaram que a composição da comunidade de aves dois meses antes do fogo foi significativamente diferente daquela de dois meses após o fogo em uma savana amazônica em Alter-do-Chão, Pará. Este resultado é similar ao encontrado nos primeiros meses deste estudo quando foram comparadas a riqueza e diversidade de aves nas áreas queimadas, especialmente daquelas que passaram por eventos de fogo natural com as áreas controle. Um padrão semelhante foi relatado por Petry e colaboradores (2011)

em um estudo realizado em formações campestres do domínio da Mata Atlântica, no Rio Grande do Sul.

Pacheco e colaboradores (1994), comparando a abundância de três tinamídeos, *Rynchotus rufescens* (Temminck, 1815), *Nothura maculosa* (Temminck, 1815) e *Crypturellus parvirostris* (Wagler, 1827), em áreas de cerrado não queimada e área queimada, verificaram menor abundância nesta última até 10 meses após o fogo. De maneira contrária, no presente estudo foi observada maior abundância de *R. rufescens* e *N. maculosa* nas áreas pós-fogo natural e de manejo, em comparação com as áreas controle.

Quanto à conservação das espécies e do ecossistema, o presente estudo adiciona informações pertinentes ao uso de queimadas controladas como estratégia conservacionista. É importante pontuar que, apesar de serem ecossistemas pirofíticos, sujeitos ao fogo como elemento natural, os incêndios criminosos atingem os campos da Serra da Canastra com grande frequência, além de queimadas em propriedades particulares do entorno que saem do controle (IBAMA 2005). Vários trabalhos descrevem os problemas ecológicos causados pela alteração do regime do fogo, na frequência, intensidade e época do ano em que ocorre, especialmente para a vegetação (e.g., Sanaiotti e Magnusson 1995; Hoffmann 1996; Fidelis et al. 2010). No presente estudo, foi possível notar que os impactos causados pelas queimadas planejadas foram: (i) limitados no tempo e no espaço, (ii) a área se recuperou mais rápido do que o fogo natural, (iii) alguns parâmetros das assembleias foram idênticos aos de áreas sem influência do fogo. Ademais, (iv) as aves registradas neste estudo,

sendo várias ameaçadas, fizeram uso direto de recursos providos por áreas de aceiro, indicando que o processo utilizado oferece oportunidades de alimentação para um grande número de espécies, assim como o fogo natural. Por estarem planejadas para acontecer no período de menor pluviosidade do ano (inverno), é possível que as queimadas planejadas estejam criando áreas com maior disponibilidade de determinados recursos alimentares importantes para algumas populações, em especial de aves migratórias, como as espécies do gênero *Sporophila* Cabanis, 1844, registradas neste estudo. Isso porque o fogo pode estimular a floração/frutificação de diversas gramíneas (Parron e Hay 1997; Miranda et al. 2002), cujas sementes são parte fundamental da dieta dessas aves.

Ao considerar que a Serra da Canastra é uma *Important Bird Area* – IBA (Bencke et al. 2006) de grande relevância biogeográfica para toda a região sul do Cerrado, e que 14,13% do total de aves visualizadas no presente estudo (n=13) encontram-se em alguma categoria da lista vermelha da IUCN (2015), sugere-se que mais esforços sejam investidos na conservação do Parque Nacional da Serra da Canastra, com foco nos problemas causados pelos incêndios criminosos.



## CAPÍTULO 2

### MUDANÇAS NO COMPORTAMENTO DE FORRAGEAMENTO E DIETA DE AVES EM CAMPOS DE ALTITUDE SUJEITOS A QUEIMADAS SAZONAIS, SUL DO CERRADO, BRASIL



1



2

---

<sup>1</sup> Carcará (*Caracara plancus*) se alimentando de um vespeiro, horas após a passagem do fogo em um campo limpo.

<sup>2</sup> Sabiá-do-campo (*Mimus saturninus*) predando um lagarto da família Mabuyidae, algumas semanas após queimada.

## Resumo

O regime do fogo em fisionomias campestres do Cerrado exerce forte influência na estrutura e dinâmica dos ecossistemas. Entretanto, os efeitos em aves campestres continuam pouco conhecidos, especialmente sobre ecologia do forrageamento. No presente estudo, objetivou-se examinar a influência do fogo natural e queimadas planejadas nas aves que forrageiam nos campos do Parque Nacional da Serra da Canastra. Foi hipotetizado que as aves exploram os recursos alimentares de maneira distinta após queimadas. De dezembro de 2012 a janeiro de 2015, foram amostrados campos de altitude no primeiro e no terceiro mês após queimadas, e também áreas controle sem influência do fogo. Das 22 espécies de aves monitoradas, 12 exibiram mudanças em pelo menos um aspecto do forrageamento. Destas, (i) 10 espécies mudaram a proporção das categorias alimentares ingeridas; (ii) 4 espécies ampliaram a diversidade de itens alimentares obtidos em áreas queimadas; e (iii) 3 espécies alteraram a proporção dos micro-habitats selecionados para forrageamento. Considerando todas as aves, o número médio de itens alimentares ingeridos no mesmo intervalo de tempo (eficiência de forrageamento) foi maior em áreas queimadas. Apesar das respostas após a passagem do fogo terem sido diferentes entre as aves, a hipótese de que o fogo influencia os padrões de busca e obtenção de alimentos foi corroborada. A influência é maior no primeiro mês após o fogo do que no terceiro mês, indicando a recuperação dos padrões ao longo do tempo.

**Palavras-chave:** recursos alimentares, pulso de recurso, Parque Nacional da Serra da Canastra, fogo natural, queimada planejada.

## **Changes in foraging behavior and diet of birds in altitudinal grasslands under seasonal burnings, Southern Cerrado, Brazil**

### **Abstract**

The fire regime in the grasslands of Cerrado exerts a strong influence in ecosystem dynamics. However, the effects on birds are still poorly understood, especially about the foraging ecology. In this study, we aimed to examine the influence of wildfires and prescribed burnings on foraging birds in grasslands of Serra da Canastra National Park. We hypothesized that birds explore differently the food resources after burnings. We sampled burned grasslands in the 1<sup>st</sup> and 3<sup>rd</sup> post-fire months, and control areas, from December 2012 to January 2015. A total of 22 bird species were monitored. Twelve species exhibit changes in at least one foraging aspect: (i) 10 species changed the proportion of food categories consumed, (ii) 4 species changed the diversity of dietary items after fire, and (iii) 3 species altered the proportion of microhabitats selected for foraging. Considering all species, the mean number of food intake per time (foraging efficiency) were higher in burned areas. Despite that the post-fire responses were different among species, statistical analysis confirmed the hypothesis that fire can influence foraging patterns of many birds. The influence was more intense in the first days than in the 3<sup>rd</sup> post-fire month. The results also indicated a natural recovery of foraging patterns, occurred few months after burning events.

**Keywords:** food resources, resource pulse, Serra da Canastra National Park, wildfire, prescribed fire.

## Introdução

Queimadas provocadas por raios são distúrbios naturais recorrentes que influenciam e determinam a dinâmica de campos e savanas abertas nos domínios do Cerrado (Coutinho 1990; Ramos-Neto e Pivello 2000). As pressões evolutivas exercidas pelas queimadas sazonais por até cerca de 10 milhões de anos nas vegetações do Planalto Central brasileiro (Simon e Pennington 2012) podem ser observadas atualmente na forma de adaptações ao regime do fogo exibidas por inúmeras espécies de plantas que constituem os diversos ecossistemas do Cerrado (Coutinho 1977; Coutinho 1990; Simon et al. 2009).

Queimadas planejadas são utilizadas como estratégia de manejo em áreas protegidas por todo o mundo (Cochrane 2009; Van Wilgen 2009) para manter ou ampliar a biodiversidade ao recriar distúrbios naturais (Wiebe 2014), para preservar ou criar a heterogeneidade de habitats (Parr e Brockett 1999; Brockett et al. 2001; Dyke et al. 2004) e para prevenir incêndios criminosos e/ou incontroláveis (Fernandes e Botelho 2003; Van Wilgen et al. 2004). Nas Unidades de Conservação do Brasil, queimadas planejadas são utilizadas quase exclusivamente como uma estratégia de prevenção de fogo (IBAMA 2005; França et al. 2007). De fato, ocorrência de qualquer tipo de fogo, natural ou antropogênico, afeta a estrutura de muitas comunidades terrestres (Wiebe 2014), criando novas condições e alterando a distribuição e disponibilidade de recursos (Crowley e Garnett 1999).

Poucos trabalhos publicados com foco nos efeitos do fogo na avifauna foram desenvolvidos no domínio do Cerrado (Frizzo et al. 2011). A maior parte

desses estudos demonstraram a influência do regime do fogo na composição e às vezes na abundância de espécies, geralmente em ecossistemas savânicos densos, mas em poucos casos, em ambientes campestres abertos (e.g., Braz 2008; Souza 2009; Sendoda 2009). Mesmo assim, ainda se sabe pouco sobre a resposta específica das aves ao fogo, como a influência no tamanho populacional, no repertório comportamental ou mesmo aspectos básicos da ecologia do forrageamento. Apesar de alguns autores terem reportado mudanças na preferência de alimentos e micro-habitats de duas espécies em savanas brasileiras (Cavalcanti e Alves 1997; Tubelis 2009), ou terem quantificado a disponibilidade de recursos que podem ser utilizados pelas aves como alimento, como sementes e insetos (Prada et al. 1995), a influência do fogo ao longo do tempo no tipo de dieta e no comportamento de forrageamento permanecem pouco estudados nos campos abertos sujeitos a queimadas sazonais.

## **Objetivos**

Neste estudo, objetivou-se estudar possíveis alterações no comportamento de forrageamento de aves que habitam os ecossistemas campestres do Parque Nacional da Serra da Canastra, em vista da ocorrência de queimadas. Foi hipotetizado que as espécies de aves passam a explorar os recursos alimentares de maneira diferenciada após a ocorrência de queimadas, naturais e prescritas. Foram investigadas (i) a proporção de consumo de diferentes categorias de alimento, (ii) a diversidade de itens alimentares e (iii) a

diversidade de micro-habitats selecionados para forrageamento, como suporte para hipótese central.

## **Material e métodos**

### ***Área de amostragem***

As áreas de amostragem se localizam nos campos do “Chapadão da Canastra”. Os tratamentos correspondem ao (i) primeiro mês após o fogo (do primeiro ao 15<sup>o</sup> dia); ao (ii) terceiro mês após o fogo, quando tende a estabilizar ou cessar o crescimento vegetação (obs. pess.); e às (iii) áreas controle, sem registro de fogo por pelo menos 12 meses e a pelo menos 500 m e distância de eventos de fogo mais recentes. Com relação às áreas queimadas, os dados advindos de fogo natural e queimada prescrita foram agrupados, uma vez que o objetivo do presente trabalho está direcionado às mudanças comportamentais que podem ter o fogo como fator ecológico que influencia eventuais mudanças, independentemente do tipo.

A sistematização espacial foi, inicialmente, a mesma apresentada no **Capítulo 1**, bem como o período de estudo foi de dezembro de 2012 até janeiro de 2015. Foram usadas transecções (500 ±50 m) com largura limitada (45 ±5 m) para as observações. Elas foram aleatoriamente distribuídas dentro de áreas pré-definidas de 100 ha em campos atingidos por fogo natural. Os aceiros queimados para manejo possuem a mesma largura (45 ±5 m) e se distribuem ao longo de toda a estrada principal e algumas secundárias do PNSC. Sendo assim,

os pontos de início das transecções em queimadas prescritas também foram sorteados dentro de uma área total de 100 ha, sendo que esta foi delimitada dentro das secções de 1 km pré-definidas, apresentadas nos mapas da **Figura 1 (Capítulo 1)**.

Na área controle, as transecções tinham o mesmo tamanho, entretanto, não houve uma limitação de área (e.g., 100 ha) na qual elas pudessem ser sorteadas. Afinal, áreas atingidas por fogo criminoso constantemente ultrapassam 10 mil hectares, uma realidade que reduz as chances de encontrar campos sem influência do fogo por muito tempo caso houvesse uma limitação espacial da forma como foi feita para áreas atingidas por fogo natural ou queimadas prescritas.

### ***Procedimentos de campo***

O uso de transecções permitiu uma padronização espacial mínima das áreas visitadas, controlando o tamanho do espaço e limite de amostragem em cada um dos três tratamentos. Entretanto, o número de transecções percorridas foi diferente, devido ao fato do objetivo deste trabalho ser o acompanhamento comportamental dos indivíduos registrados nos habitats de amostragem. Isso significa que nas transecções com menor quantidade de encontros e possibilidades de acompanhamento visual contínuo das espécies, uma maior área da transecção seria percorrida, terminando a amostragem mais rapidamente. Essa situação faria com que a padronização espacial da área de amostragem pudesse ser comprometida pelos intervalos muito distintos de tempo dedicado efetivamente ao acompanhamento comportamental em locais

com diferentes quantidades de registros. Por isso, buscou-se padronizar o tempo de amostragem, limitando a 1:30 h cada sessão de observação em cada transecção. Foram totalizadas 48 h de amostragem em cada tratamento e 144 h em todo o estudo.

A partir do primeiro contato visual com uma ave, esta era registrada e iniciava-se uma sessão de observação pelo método animal-focal (Krebs 1999), com no mínimo 60 segundos. Estipulou-se um período máximo de 180 s de acompanhamento no caso de o indivíduo não realizar nenhum comportamento de forrageamento, da busca até a obtenção do alimento. Após o limite da observação, o registro era descartado, a ave era abandonada e retornava-se para o ponto de onde parou na transecção. A amostragem era retomada até o máximo de 1:30 h. Se o indivíduo ou grupo observado permanecesse em atividade de forrageamento por muito tempo e se deslocasse para fora dos limites da área de amostragem, o acompanhamento continuava desde que a área para onde o objeto de estudo se deslocou tivesse o mesmo histórico de fogo. Em todos os casos, o acompanhamento continuou até não ser mais possível manter contato visual direto ou quando a ave parava sua atividade de forrageamento. Novamente, retornava-se para a transecção para continuar a amostragem.

Apenas aves com somatória de pelo menos 360 s de observações em cada um dos três tratamentos, ou seja, pelo menos 1080 s em todo trabalho, tiveram os dados considerados para análise. Estipular a premissa de comparar somente a mesma quantidade de tempo entre os três tratamentos significa que,



para cada ave, a quantidade de dados foi nivelada a partir daquele tratamento com menor tempo de acompanhamento. Com isso, foram descartados dados de praticamente todas as espécies, em maior ou menor quantidade.

Observações diretas do comportamento de forrageamento na natureza são úteis porque podem combinar dados sobre os itens alimentares obtidos pelas espécies e o micro-habitat utilizado para forrageamento (Sutherland 2004). Seguindo essas orientações, foram coletados dados qualitativos e quantitativos sobre itens alimentares capturados pelas aves, os quais foram distribuídos em onze categorias amplas e genéricas: sementes, partes florais, néctar, fruto, artrópodes, anfíbios anuros, lagartos, serpentes, mamíferos, aves e “outros”. Também foram registrados os micro-habitats nos quais as aves forragearam, os quais foram distribuídos em onze categorias distintas: solo (chão), gramíneas, plantas herbáceas (com exceção de gramíneas), cupinzeiros, rochas expostas, eventos de florações em massa, arbusto pequeno, arbusto médio, arvoreta, espaço aéreo baixo (próximo ao solo ou dossel do estrato predominante), espaço aéreo alto (mínimo de 5 m acima do estrato herbáceo).

Foram utilizados binóculos (Bushnell 8x10 e 10x12) para observação das aves. Sempre que possível, os indivíduos acompanhados eram filmados a 60 – 120 fps (quadros por segundo) com câmeras compactas Canon® SX50 HS (lente 24-1200 mm equivalent); Nikon® P600 (lente 24-1440 mm equivalent) com o propósito de obter registros que facilitem a verificação ou identificação, quando necessário, dos itens alimentares e da quantidade ingerida. Registros duvidosos ou ambíguos foram excluídos.

### ***Análise de dados***

A proporção de categorias de alimento e micro-habitats utilizados por cada ave foram comparados entre os dois tratamentos pós-fogo (1<sup>o</sup> e 3<sup>o</sup> mês) e a área controle por meio do teste do chi-quadrado ( $\chi^2$ ), com procedimento de permutação de Monte Carlo (10 mil réplicas). A diversidade de itens alimentares consumidos por cada espécie foi calculada com o índice de diversidade de Shannon e testada por meio do teste t adaptado para o H' (Magurran 2004), com objetivo de identificar, de forma comparativa, a possível mudança sazonal do nicho alimentar realizado. Com o teste t (tradicional), foi comparada a quantidade média de itens alimentares ingeridos. No caso dos beija-flores (família Trochilidae), foram considerados o número de flores visitadas para quantificação deste item alimentar. A normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilk.

O programa PAST (Hammer et al. 2001), versão 3.05 de 2015, foi utilizado para rodar o chi-quadrado e o teste t para H'. Para averiguar a normalidade dos dados e rodar o teste t tradicional, utilizou-se o programa BioEstat 5.3 (Ayres et al. 2007). A nomenclatura e ordem taxonômica das espécies seguiu o padrão adotado pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos - CBRO (Piacentini 2015).

## Resultados

Dentre todas as espécies visualizadas forrageando ativamente nas áreas de estudo, foi possível realizar o acompanhamento comportamental pelo tempo mínimo estipulado o total de 22 espécies de aves. Elas foram observadas e monitoradas por períodos que duraram em média 2297 s ( $\pm 807$  s) por espécie, dedicados exclusivamente a comportamentos de forrageamento, considerando todos tratamentos. Destas, 12 espécies (54,5%) exibiram mudanças significativas em pelo menos um dos aspectos relacionados ao comportamento de forrageamento que foram investigados (ver **Tabela 1**).

As 10 espécies a seguir não alteraram nenhum de seus hábitos de forrageamento (proporção de categorias de alimentos, diversidade alimentar ou micro-habitats de forrageamento). São elas: *Geranoaetus albicaudatus* (Vieillot, 1816); *G. melanoleucus* (Vieillot, 1819); *Zenaida auriculata* (Des Murs, 1847); *Colaptes campestris* (Vieillot, 1818); *Culicivora caudacuta* (Vieillot, 1818); *Polystictus superciliaris* (Wied, 1831); *Tyrannus savanna* Vieillot, 1808; *Knipolegus lophotes* Boie, 1828; *Xolmis cinereus* (Vieillot, 1816); *Xolmis velatus* (Lichtenstein, 1823).

Dentre as 12 espécies listadas na **Tabela 1** que apresentaram mudanças comportamentais, 10 espécies alteraram significativamente a proporção de tipos de alimentos obtidos, especialmente logo após a queimada das áreas (1º mês pós-fogo) quando comparada com a proporção esperada em situações sem influência do fogo (área controle). No caso de 4 dessas espécies, a diversidade de itens alimentares obtidos em áreas sob influência de queimadas foi

significativamente maior do que em áreas controle. Três espécies mudaram a proporção de micro-habitats utilizados para busca e obtenção de alimento nos campos atingidos por queimadas. Os resultados detalhados estão apresentados na **Tabela 1**.

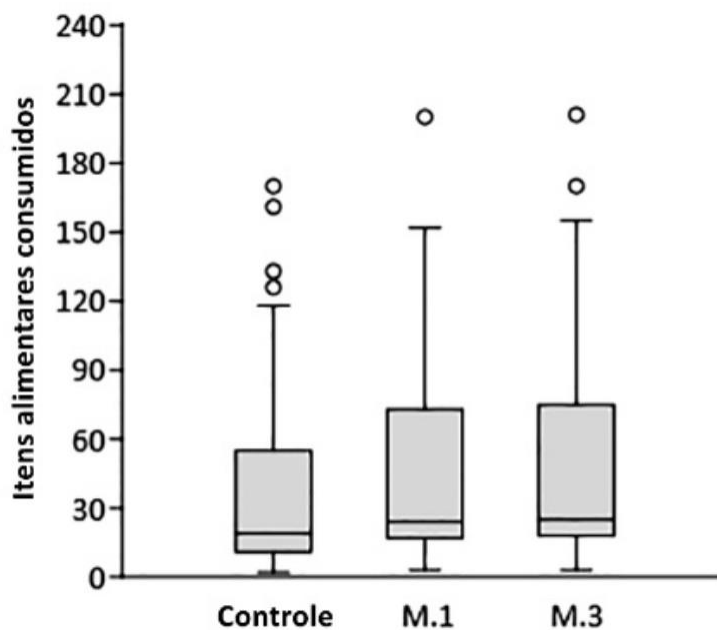
**Tabela 1.** Espécies de aves que exibiram mudança significativa em pelo menos um dos aspectos relacionados ao forrageamento, em ecossistemas campestres do Parque Nacional da Serra da Canastra, entre 2012 e 2015. Foram considerados três tratamentos: (M.1) primeiro mês pós-fogo; (M.3) terceiro mês pós-fogo; e (Ctrl) área controle. Apenas resultados estatisticamente significativos (<0,05) foram listados. Resultados dos testes chi-quadrado ( $\chi^2$ ) indicam diferença nas proporções (porcentagens), ao passo que resultados do teste t indicam diferença no índice de diversidade (H') de itens alimentares.

<b>Espécie</b>	<b>Categorias de alimentos ingeridos</b>	<b>Diversidade da dieta (H')</b>	<b>Micro-habitats de forrageamento</b>
<i>Colibri serrirostris</i> (Vieillot, 1816)	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $\chi^2=40,42$ p=0,0001) <b>M.3 x Ctrl</b> ( $\chi^2=20,74$ p=0,012)	-	-
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	-	<b>M.1 x Ctrl</b> (t=-2,25; p=0,04)	-
<i>Alectrurus tricolor</i> (Vieillot, 1816)	-	-	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $\chi^2=14,25$ ; p=0,005)
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $\chi^2=11,892$ ; p=0,049)	-	-
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $\chi^2=60,7$ ; p=0,0001)	-	-

<b>Espécie</b>	<b>Categorias de alimentos ingeridos</b>	<b>Diversidade da dieta (H')</b>	<b>Micro-habitats de forrageamento</b>
<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $\chi^2=7,27$ ; $p=0,011$ ) <b>M.3 x Ctrl</b> ( $\chi^2=93,3$ ; $p=0,002$ )	-	-
<i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Vieillot, 1819)	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $\chi^2=9,56$ ; $p=0,023$ )	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $t=-3,01$ ; $p=0,004$ )	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $\chi^2=16$ ; $p=0,005$ )
<i>Schistochlamys ruficapillus</i> (Vieillot, 1817)	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $\chi^2=65,5$ ; $p=0,0001$ )	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $t=-2,56$ ; $p=0,02$ )	-
<i>Sicalis luteola</i> (Sparman, 1789)	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $\chi^2=95,77$ ; $p=0,002$ )	-	-
<i>Embernagra platensis</i> (Gmelin, 1789)	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $\chi^2=84,64$ ; $p=0,047$ )	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $t=2,13$ ; $p=0,038$ ) <b>M.3 x Ctrl</b> ( $t=-2,49$ ; $p=0,01$ )	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $\chi^2=13,33$ ; $p=0,007$ )
<i>Sporophila plumbea</i> (Wied, 1830)	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $\chi^2=88,901$ ; $p=0,003$ )	-	-
<i>Sporophila pileata</i> (Sclater, 1864)	<b>M.1 x Ctrl</b> ( $\chi^2=25,72$ ; $p=0,0006$ )	-	-

Outra mudança relacionada ao forrageamento das espécies estudadas foi o número de itens alimentares ingeridos, independente da categoria. O número médio de itens registrados, considerando todas as 22 aves monitoradas, foi maior durante os primeiros dias após queimadas do que nas áreas controle ( $t = -2,87$ ;  $p = 0,009$ ), e continuou alto após três meses após o fogo quando comparado com as amostras controle ( $t = -5,008$ ;  $p = 0,0001$ ), como mostra na **Figura 1**. Isso indica uma maior eficiência de forrageamento (*Foraging*

*Efficiency*) nos campos queimados, em termos de quantidade de recursos alimentares ingeridos por tempo.



**Figura 1.** Gráfico de *boxplots* que representam a quantidade de itens alimentares que 22 espécies aves consumiram, considerando um mesmo período de tempo de cada espécie para cada uma das três situações: área sem influência do fogo (controle), 1º mês pós-fogo (M.1) e 3º mês pós-fogo (M.3).

## Discussão

Os resultados indicam que as aves podem explorar os recursos alimentares de maneira distinta em campos afetados pelo fogo, corroborando a hipótese central deste estudo para 54,5% das espécies monitoradas. As

mudanças identificadas foram mais expressivas no 1º mês pós-fogo. No 3º mês, um número menor de espécies apresentou mudanças em algum dos aspectos avaliados, apontando para a redução da influência das queimadas com o passar do tempo e a tendência de retorno aos padrões comportamentais verificados em áreas sem influência do fogo.

Dentre as 12 espécies de aves que apresentaram mudanças evidentes no forrageamento, 10 alteraram primariamente a proporção de categorias alimentares consumidas após os eventos de fogo, o que indica que os recursos alimentares em ambientes após distúrbios deste tipo podem exibir diferentes padrões de distribuição e disponibilidade. Por exemplo, o beija-flor-de-orelha-violeta, *Colibri serrirostris* (Vieillot, 1816), passa a se alimentar de insetos muito pequenos que se organizam em enxames que pairam sobre os campos, geralmente a menos de 2 m do chão, quando as flores que produzem néctar desaparecem dos campos recém-queimados (primeiros dias após o fogo). Dessa forma, a proporção de itens obtidos pertencentes às categorias que *C. serrirostris* consome passaram a apresentar diferenças significativas.

Os artrópodes também foram a alternativa alimentar que provocou as diferenças averiguadas para as espécies patativa, *Sporophila plumbea* (Wied, 1830), e o caboclinho-branco, *S. pileata* (Sclater, 1865). Essas duas espécies exploraram o solo mais do que o usual, apesar de não terem sido detectadas diferenças no teste de uso de micro-habitat. Enquanto esses pássaros preferencialmente granívoros forrageavam seu alimento preferido no banco de sementes presente no solo, eles encontravam inúmeros artrópodes dos quais se

alimentavam alternadamente. Sem o estrato herbáceo, os artrópodes se tornaram muito evidentes.

Apesar do fogo tornar alguns recursos alimentares indisponíveis durante certo período (Prada et al. 1995), 4 espécies chegaram a adicionar itens alimentares e exibiram valores mais altos do índice de diversidade aplicado à dieta. Isso indica uma expansão do nicho alimentar realizado, confirmada nos períodos pós-fogo quando comparados com o nicho realizado observado em áreas sem influência do fogo. As aves naturalmente adicionam diferentes tipos de alimento em suas dietas, principalmente devido à sazonalidade da disponibilidade de cada tipo de recurso (Athiê e Dias 2012), devido ao comportamento oportunístico (Azevedo et al. 2006) ou a partir da aprendizagem (Slagsvold e Wiebe 2011). Foram registrados casais de sabiá-do-banhado, *Embernagra platensis* (Gmelin, 1789), adicionando pequenos vertebrados em suas dietas (e.g., lagartos e anfíbios) em campos queimados por fogo natural, enquanto ensinavam os juvenis a caçar. O mesmo não foi registrado em áreas sem influência do fogo.

Neste estudo, foi identificado pela primeira vez na literatura recente do Brasil, registro de micofagia (*mycophagy*) por aves. O sabiá-do-banhado (*E. platensis*) e o carcará, *Caracara plancus* (Miller, 1777), comeram cogumelos que não puderam ser identificados, de cor clara entre o branco-acinzentado e creme nas porções que não foram queimadas. *E. platensis* ingeriu três pequenos pedaços de um cogumelo queimado (aproximadamente 7 cm de altura e 8,5 de diâmetro), enquanto *C. plancus* ingeriu um cogumelo inteiro após manipulação



com bico e pés. Também foi registrado *C. plancus* ingerindo pedaços da estrutura interna de um ninho de vespas (Insecta: Hymenoptera) ou vespeiro. Foi possível registrar um pedaço, com nítidos favos hexagonais, sendo segurado por um indivíduo durante manipulação para ingestão.

Apenas 3 espécies alteraram seus micro-habitats de forrageamento nos campos queimados. Todas as três utilizaram o solo para obtenção de recursos em uma proporção significativamente maior do que nas áreas controle. O galito, *Alectrurus tricolor* (Vieillot, 1816), por exemplo, aumentou a proporção de uso do espaço aéreo para caçar insetos em voo, além de ter ampliado o uso do solo.

As queimadas podem eliminar toda a cobertura por vegetação herbácea dos campos estudados, onde este estrato da vegetação é o mais importante ou é o único, como ocorre em boa parte dos locais amostrados. Dessa forma, seria esperado que muitas aves alterassem seus micro-habitats de forrageamento, mas os resultados indicaram o contrário. As características comportamentais e às vezes morfológicas das aves que habitam os campos e demais ambientes abertos, em geral, favorecem o uso de micro-habitats presentes em fisionomias com baixa complexidade estrutural (arquitetura simples), o que inclui o solo. Talvez esse fato possa explicar o porquê poucas aves apresentaram alterações significativas desse aspecto.

As 22 espécies de aves acompanhadas obtiveram mais recursos em áreas queimadas. Diversas situações podem explicar tal resultado. Nos primeiros dias após o fogo, um grande número de animais pode ser encontrado morto ou severamente injuriado (Silveira et al. 1999; Frizzo et al. 2011), o que

amplia as chances de encontro de alimento morto (carcaça) ou de fácil manipulação sem risco de ferimento (animais injuriados ou atordoados) por aves predadores e necrófagas. Animais vivos, por vezes, indivíduos que também estão se aproveitando da oferta de recursos, tornam-se mais expostos aos seus respectivos predadores (Silveira et al. 1999; Faria et al. 2004; Costa et al. 2013). A capacidade visual é uma ferramenta muito valiosa para a busca por alimento por grande parte dos representantes do grupo das aves (Sick 1997), o que também contribuiu para a maior eficiência de forrageamento das aves nos campos sem cobertura por vegetação herbácea densa, tanto carnívoras, quanto granívoras, onívoras ou insetívoras.

Nos meses subsequentes ao fogo, a rebrota rápida da vegetação e o desencadeamento da floração e frutificação de plantas (Coutinho 1977; Miranda et al. 2002) pode influenciar o arranjo de guildas de aves nectarívoras, granívoras e que se alimentam de brotos. Nesse cenário, inclusive aves insetívoras podem ser beneficiadas (Abreu 2000; Valentine et al. 2007; Sendoda 2009), uma vez que os insetos são atraídos pela disponibilidade de seus recursos alimentares de origem vegetal (Prada et al. 1995; Vieira et al. 1996).

De acordo com alguns autores, as queimadas tendem a favorecer aves com maior amplitude de habitats de forrageamento e mais generalistas quanto à alimentação e hábitos, em detrimento de aves especialistas, pelo menos em um curto período após o fogo (Cavalcanti e Alves 1997; Frizzo et al. 2011).

Dentre os poucos estudos desenvolvidos nos campos e savanas do Brasil que avaliaram os efeitos do fogo sobre aves, alguns indicaram mudanças

no estrato de forrageamento (e.g., Figueiredo 1991; Cavalcanti e Alves 1997). Por exemplo, a cigarra-do-campo, *Neothraupis fasciata* (Lichtenstein, 1823), que forrageia preferencialmente em arbustos baixos e no estrato herbáceo, passa a se alimentar quase exclusivamente no chão durante as semanas subsequentes ao fogo, antes do crescimento acentuado da vegetação. Tubelis (2009) registrou bandos de arara-canindé, *Ara ararauna* (Linnaeus, 1758), e um indivíduo de tucanuçu, *Ramphastos toco* Statius Muller, 1776, forrageando no solo de um aceiro queimado, no Parque Nacional das Emas, sudoeste do estado de Goiás. Esses relatos tornam evidente que, espécies que forrageiam preferencialmente em estratos mais altos, como na copa de arbustos e árvores, independentemente do tamanho destas, alteram seus habitats de forrageamento de maneira mais expressiva. Como informação complementar, Cavalcanti e Alves (1997) verificaram que a maioria das espécies de cerrado estudadas mantiveram o mesmo estrato de forrageamento antes e depois do fogo, assim como no presente estudo.

O galito (*Alectrurus tricolor*), categorizado como vulnerável (VU) de acordo com a IUCN (2015), é considerado sensível a queimadas muito frequentes e intensas (Cavalcanti 1988; Parker et al. 1991; Parker e Willis 1997), problema enfrentado na Serra da Canastra. No presente estudo, esta espécie provou ser capaz de alterar seu micro-habitat preferencial de forrageamento. Lowen et al. (1996) também registrou indivíduos de *A. tricolor* forrageando no solo de áreas recém-queimadas, assim como neste estudo. Diferente de *A. tricolor*, uma outra espécie vulnerável segundo a IUCN (2015), é o papa-moscado-campo, *Culicivora caudacuta* (Vieillot, 1818), não apresentou diferenças

comportamentais nem alterou seus micro-habitats preferenciais de forma significativa, apesar de ter ingerido um número maior de insetos em áreas queimadas do que na área controle.

Apesar do fogo reduzir a disponibilidade de substratos ou micro-habitats para forrageamento, especialmente para aves que dependem da vegetação para pousar ou até para se alimentar (Cintra 1997; Barlow et al. 2002), o fogo modifica a disponibilidade e detectabilidade de tantos tipos diferentes de recursos alimentares (e.g., Rodrigues 1996; Braz 2008; Sendoda 2009) que pode ser considerado um evento ecológico que promove “pulsos de recursos” ou *resource pulses* (Yang et al. 2008). Os ecossistemas campestres do Cerrado também vivenciam pulsos de recursos provocados por outras perturbações naturais, como alagamentos sazonais, que atraem diversas espécies de aves durante a existência de recursos efêmeros (Fieker et al. 2013). No geral, as perturbações naturais regulares em ecossistemas geram pulsos de recurso para uma boa parte da biota que os habitam, ressaltando a importância desses tipos de processos ecossistêmicos (Brawn et al. 2001; Fieker et al. 2013).

### **Considerações finais**

Mesmo que o desenho experimental tenha previsto analisar apenas categorias muito amplas de alimentos (e.g., artrópodes, répteis), ainda assim foram encontradas diferenças significativas de alteração de alimentação em mais da metade das aves monitoradas.

Com isso, é possível afirmar que a influência do fogo sobre aspectos da dieta das aves é ainda mais profunda do que o presente estudo apontou. Aspectos significativos dos efeitos das queimadas deverão aparecer em investigações em escalas menores e/ou com maior quantidade de detalhes sendo abordados. A riqueza de espécies (n=22) que conseguiu cumprir as premissas metodológicas relacionadas ao tempo mínimo de observação focal dos comportamentos de forrageamento, também foi um fator limitante do presente estudo, em vista do total de espécies de aves que habitam os campos da Serra da Canastra. Portanto, também é possível esperar respostas comportamentais distintas de outras espécies campestres.

No geral, os resultados apontaram para uma assembleia de aves consideravelmente bem adaptada para se aproveitar das oportunidades que surgem em áreas queimadas, onde a eficiência de forrageamento das espécies tende a ser maior. Os pulsos de recursos criados pela passagem do fogo nos campos apresentam duração limitada, porém, marcante em diversos aspectos. A influência do fogo diminuiu com o passar dos meses, tornando o forrageamento em áreas atingidas por queimadas mais similares aos locais sem influência. Contudo, sabendo-se que queimadas prescritas ocorrem anualmente e que o fogo causado por raios ocorre com frequência bianual no Parque Nacional da Serra da Canastra, as aves que habitam os campos estão invariavelmente sujeitas a perturbações ecossistêmicas recorrentes provocadas pelo fogo.

## CAPÍTULO 3

### RESPOSTA DE AVES RAPINANTES A ALTERAÇÕES AMBIENTAIS PROVOCADAS POR QUEIMADAS NOS CAMPOS DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DA CANASTRA



"FLYING HIGH, HIGH, I'M A BIRD IN THE SKY  
I'M AN **EAGLE** THAT RIDES ON THE BREEZE  
HIGH, HIGH, WHAT A FEELING TO FLY  
OVER MOUNTAINS AND FORESTS AND SEAS  
AND TO GO ANYWHERE THAT I PLEASE"

**ABBA**

- 
- <sup>1</sup> Águia-serrana (*Geranoaetus melanoleucus*) juvenil, com presa recém capturada em um campo limpo.  
<sup>2</sup> Gavião-caboclo (*Heterospizias meridionalis*) empoleirado em cupinzeiro, no dia seguinte a uma queimada natural.

## Resumo

As aves de rapina desempenham uma importante função ecológica como predadores de topo de cadeia alimentar. Em ecossistemas campestres sujeitos a distúrbios sazonais causados pelo fogo, pouco se sabe a respeito da resposta temporal dessas aves. O presente estudo objetivou analisar a resposta de rapinantes diurnos a distúrbios causados por dois tipos de queimadas nos campos do Parque Nacional da Serra da Canastra, de dezembro de 2012 a janeiro de 2015. Dentre as 8 espécies registradas forrageando durante as amostragens, todas fizeram uso de ambientes atingidos pelo fogo natural, ao passo que 6 espécies utilizaram aceiros (queimada planejada) e 6 espécies as áreas controle. Para 4 espécies, foi aceita a hipótese de que estas respondem de maneira similar a ambos os tipos de fogo. As demais se aproveitaram melhor do fogo natural quando comparadas às queimadas prescritas. Os modelos que descrevem a relação entre abundância e período pós-fogo sugerem que as aves de rapina se beneficiam dos períodos logo após as queimadas, sendo que a abundância tende a decrescer com o tempo, estabilizando após cerca de 2 a 3 meses nas queimadas planejadas, e de 3 a 4 meses no fogo natural, para a maioria das espécies. Os distúrbios causados pelo fogo atuaram como “pulsos de recursos” alimentares para a guilda dos rapinantes diurnos nos campos da Serra da Canastra.

**Palavras-chave:** aves predadoras, abundância, alimentação, aceiro, fogo natural, Accipitridae, Falconidae, Strigidae.

## **Raptors response to environmental changes caused by burnings in grasslands of Serra da Canastra National Park**

### **Abstract**

The raptors play an important ecological role as top predators in the food chains. In grassland ecosystems subject to seasonal disturbances caused by burnings, little is known about the time response of those birds of prey to wildfire and to prescribed burnings. This study aimed to analyze the raptors response to disturbances caused by two types of fire in the grasslands of Serra da Canastra National Park, between December 2012 and January 2015. Eight species were recorded foraging during this study, all of them used areas affected by wildfire, while 6 species used firebreaks (prescribed burnings) and 6 species were found foraging in control areas. The hypothesis that birds respond similarly to both types of fire was accepted for 4 species. The other species respond differently, once they showed an more intense use of wildfires than prescribed burnings. The models that described the relationship between abundance and post-fire period suggested that the raptors have been benefited more in the period right after the fires events. The abundance tends to decrease over time, stabilizing after about 2 to 3 months in prescribed burnings and 3 to 4 months in areas affected by wildfires, for most species. The disturbances caused by burnings promoted "resource pulses" of food to the guild of diurnal birds of prey in the grasslands of Serra da Canastra.

**Keywords:** birds of prey, abundance, feeding, firebreak, wildfire, Accipitridae, Falconidae, Strigidae.



## Introdução

As aves de rapina desempenham um notável papel ecológico nos ecossistemas. A dinâmica populacional dessas espécies está intimamente relacionada a de populações de suas presas (Jaksié et al. 1992; Nystrom et al. 2006). A presença dessas aves pode favorecer uma maior diversidade de espécies que ocupam níveis mais baixos da cadeia trófica, pois facilita a co-ocorrência de espécies competidoras por controlar populações de algumas delas, efeito conhecido como “coexistência mediada pelo predador” (Caswell 1978; Lima 1998). Entretanto, a exclusão ou extinção local de aves predadoras pode favorecer a dominância, o aumento da densidade dos melhores competidores e outros parâmetros de populações de presas (Yunger 2004; Salo et al. 2010). Essas presas de rapinantes, geralmente espécies onívoras, herbívoras ou granívoras, como roedores e pequenas aves, influenciam diretamente a estruturação das comunidades de plantas das quais se alimentam em ambientes campestres e savânicos abertos (Howe e Brown 1999), sendo possível que, indiretamente, os rapinantes também possam exercer influência em pequena escala na vegetação, assim como outros predadores o fazem (e.g., Fortin et al. 2005).

Como predadoras de topo de cadeia alimentar, essas aves normalmente são encontradas em baixas densidades na natureza e necessitam de grandes áreas de vida para sobreviverem (Del Hoyo et al. 1994; Ferguson-Lees e Christie 2001; Olmos et al. 2006). Além disso, rapinantes também são exigentes quanto à ocorrência e disponibilidade de alimento. Essas aves podem alterar

rapidamente sua área de vida, distribuição regional e densidade local, tanto no sentido de reduzir quanto ampliar, conforme a dinâmica populacional de suas presas (Yunger 2004; Morris et al. 2011).

O fogo é um distúrbio natural que modela as paisagens de ecossistemas pirofíticos ao redor do mundo, como os campos e savanas (Belsky 1992; Bond et al. 2003). Esse fator ecológico apresenta grande potencial para influenciar na dinâmica das guildas de aves de rapina, pois altera a qualidade dos habitats, a disponibilidade de presas e de outros tipos recursos, tais como poleiros de caça ou micro-habitats para nidificação (Barnard 1987; Chavez-Ramirez e Prieto 1994; Whelan 1995).

Não obstante seja de conhecimento geral e popular que algumas espécies como o carcará, *Caracara plancus* (Miller, 1777), e o gavião-caboclo, *Heterospizias meridionalis* (Latham, 1790), são atraídas para áreas em pleno evento de fogo e nos dias subsequentes à queimada (Sick 1997), pouco se sabe sobre respostas específicas dessas e de outras espécies predadoras ao longo do tempo. Considerando toda a riqueza de espécies de aves de rapina brasileiras, são escassos os registros sistematizados após eventos de fogo, especialmente no Cerrado, onde poucos trabalhos sobre a resposta das aves ao fogo foram publicados (Frizzo et al. 2011).

## **Objetivos**

No presente trabalho, objetivou-se investigar os efeitos do fogo sobre aves diurnas pertencentes à guilda dos rapinantes, topo de cadeia alimentar. Espécies pertencentes a três famílias, Accipitridae, Strigidae e Falconidae, foram monitoradas nos campos de altitude do Parque Nacional da Serra da Canastra. Testou-se a hipótese de que os rapinantes que buscam recursos alimentares nos ecossistemas campestres respondem de maneira similar a dois tipos de queimadas, sendo uma delas de origem natural e outra planejada como estratégia de manejo ambiental da Unidade de Conservação. Por fim, buscou-se descrever o tipo de resposta temporal aos tipos de queimada, exibidas por cada espécie estudada, por meio de modelos que expressam a relação da abundância com o período pós-fogo.

## **Material e métodos**

### ***Procedimentos metodológicos***

O presente estudo foi desenvolvido nos mesmos locais de amostragem que os trabalhos apresentados nos capítulos anteriores. A metodologia de amostragem em campo por meio de transecções foi a mesma do **Capítulo 2**, contudo, as observações de espécies, o esforço amostral e a quantidade de tratamentos (meses pós-fogo) foram maiores. Adicionaram-se dados de mais um fogo natural provocado por raios, iniciado no último dia de 2014 e extinto no dia

1º de janeiro de 2015. A área de ocorrência deste evento se sobrepôs à do fogo natural de dezembro de 2012, ou seja, foi possível continuar a amostragem em campo seguindo a mesma padronização. Por fim, foram considerados alguns registros e observações pontuais *ad libitum* como subsídio para discussão acerca do comportamento das aves.

A partir do monitoramento das aves de rapina que fizeram uso direto de recursos alimentares em áreas atingidas pelo fogo natural, foram compilados n=9 conjuntos de amostras mensais, que representam os seguintes meses pós-fogo: do 1º ao 6º, 9º, 11º e 12º. No caso das queimadas prescritas, o monitoramento ocorreu do 1º ao 6º mês, e do 9º ao 12º, totalizando n=10 conjuntos amostrais mensais. Dessa forma, os testes e procedimentos estatísticos escolhidos são independentes do tamanho dos conjuntos de amostras que representam os tratamentos temporais (períodos pós-fogo). Cada conjunto mensal, independentemente do tipo de fogo, corresponde a n=10 unidades amostrais de campo, sendo que 1 amostra equivale a um levantamento durante 30 minutos em áreas lineares pré-definidas, com registros qualitativos das aves com alguma observação comportamental categorizada como forrageamento. Isso inclui comportamentos desde a busca ativa pela presa até a obtenção, manuseio e ingestão do alimento.

### ***Análises estatísticas***

Para saber se cada rapinante respondeu de maneira similar aos dois tipos de fogo (hipótese nula), os dados de cada espécie foram comparados entre

as áreas. Todavia, faz-se necessário reconhecer que o formato das queimadas pode influenciar na densidade máxima de indivíduos por área, mesmo sabendo que a área de amostragem foi igual entre os tratamentos. Os problemas relacionados à influência da densidade natural das espécies nos procedimentos estatísticos que envolvem a abundância podem ser melhor compreendidos a partir da leitura dos trabalhos de Newton (1992) e também Brook e Bradshaw (2006). Por exemplo, são aves altamente territorialistas e que raramente suportam a presença de outros rapinantes por perto (Sick 1997), fatores comportamentais que podem influenciar diretamente na densidade. Dessa maneira, optou-se por realizar as comparações utilizando um método que considere a maneira como os valores de cada conjunto de dados são distribuídos em classes de tamanho ao longo da série temporal, ao invés de considerar os valores numéricos brutos da abundância. Com isso, evitou-se desconsiderar erroneamente situações reais em que a abundância total de uma espécie em cada tipo de fogo é diferente em termos de valores absolutos, mas a forma como responde a cada fogo é similar.

Escolheu-se, portanto, o teste de Kolmogorov-Smirnov (K-S), utilizado como prova não-paramétrica para averiguar se duas amostragens independentes foram realizadas em populações (de dados) com a mesma distribuição cumulativa (Ayres et al. 2007). O teste pode ser feito com amostras de tamanhos diferentes, como é o caso do fogo natural com  $n=9$  conjuntos amostrais (períodos pós-fogo) e das queimadas planejadas com  $n=10$ . Este procedimento não busca comparar parâmetros da população, como média, variância e outros, sendo sua hipótese nula a de que "H<sub>0</sub>: duas amostras foram

retiradas de populações com igual distribuição”. O  $p$ -valor deste procedimento estatístico foi obtido a partir de um teste de permutação de Monte Carlo com 10 mil réplicas, recomendado para quantidades de amostras  $N < 30$  (Hammer 2015), com o uso do programa PAST (Hammer et al. 2001).

Após os testes, foi realizada uma modelagem estatística para descrever como cada espécie respondeu temporalmente aos tipos de fogo. Ou seja, tentou-se expressar, por meio de equações com seus respectivos gráficos, a relação entre a abundância exibida em cada período analisado e o tempo decorrido após o fogo. Resumidamente, estas equações são propostas de modelos que têm como aplicações práticas tanto a descrição de fenômenos naturais, quanto a previsão dos mesmos (Kéry e Schmid 2005). Segundo Duarte e colaboradores (2003), os modelos em Ecologia são importantes ferramentas que organizam e sintetizam o conhecimento (ou os dados) de uma maneira que permite a formulação de afirmações quantitativa, probabilística ou Bayesiana, sobre a entidade estudada/modelada.

Inicialmente, realizaram-se regressões, nas quais os dados foram encaixados em diferentes tipos de funções não-lineares (*nonlinear fit*), para que em seguida o melhor ajustamento de dados a uma determinada equação fosse escolhido com base no Critério de Informação de Akaike, ou Akaike Information Criteria – AICc, corrigido para amostras pequenas (Hammer 2015). Valores baixos indicam melhor ajustamento, portanto, neste trabalho foram apresentados somente os modelos que apresentaram os menores valores dentre todos possíveis para cada conjunto de dados considerado. Quando o melhor modelo

para uma ave foi representado por uma função exponencial, o valor do AICc e a equação que o descreve foram apresentados. Quando os melhores modelos foram funções polinomiais, apresentou-se também o coeficiente de determinação  $R^2$  da regressão, que indica qual a proporção da variância é explicada pelo modelo, e o teste F *post-hoc* que averigua a significância do ajustamento da curva (ou reta) aos dados. Apesar do procedimento de tentativa de ajuste a funções não-lineares ter se iniciado por essas funções, consideradas mais complexas, incluiu-se também a própria função linear como um modelo plausível que poderia representar situações naturais em campo, sendo que esta pode ser representada por uma equação polinomial de 1ª ordem.

## **Resultados e discussão**

Foram registradas 8 espécies de aves rapinantes durante a amostragem sistematizada em período diurno (**Tabela 1**). Todas elas obtiveram recursos alimentares nas áreas atingidas pelo fogo natural, 6 espécies se alimentaram nos aceiros das queimadas prescritas e 6 espécies nas áreas controle.

Quatro espécies apresentaram diferenças significativas de suas respostas temporais em termos de abundância, quando comparados os dois tipos de queimadas. Esses resultados estão detalhados na **Tabela 1**, junto da somatória do número de registros individuais de cada espécie ao longo dos meses (abundância total) em cada tipo de fogo e dos registros de presença/ausência nas amostras controle, sem influência do fogo.

**Tabela 1.** Rapinantes registrados forrageando nos campos do Parque Nacional da Serra da Canastra, entre 2012 e 2015. Quantidade (N) de indivíduos em campos atingidos por fogo natural (F.Nat.); e por queimadas prescritas (Q.Pre.). Os resultados do teste de Kolmogorov-Smirnov (K-S) em destaque indicam diferenças significativas entre os dois tipos de fogo. Presença (X) ou ausência (-) na área controle (Ctrl).

<b>Taxon</b> (Ordem / Família / Espécie)	<b>N indivíduos</b>		<b>Teste K-S</b>	<b>Controle</b>
	<b>F.Nat.</b>	<b>Q.Pre.</b>	<b>F.Nat. vs Q.Pre.</b>	
<b>Accipitriformes</b> Bonaparte, 1831				
Accipitridae Vigors, 1824				
<i>Geranoospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	2	0	D=0,22; p=0,2	-
<i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790)	18	5	<b>D=0,58; p=0,02</b>	-
<i>Geranoaetus albicaudatus</i> (Vieillot, 1816)	40	17	<b>D=0,68; p=0,004</b>	X
<i>Geranoaetus melanoleucus</i> (Vieillot, 1819)	21	6	D=0,37; p=0,23	X
<b>Strigiformes</b> Wagler, 1830				
Strigidae Leach, 1820				
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	13	37	<b>D=0,68; p=0,01</b>	X
<b>Falconiformes</b> Bonaparte, 1831				
Falconidae Leach, 1820				
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	123	74	D=0,27; p=0,6	X
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	24	19	D=0,18; p=0,88	X
<i>Falco femoralis</i> Temminck, 1822	13	0	<b>D=0,89; p=0,0001</b>	X
<b>Todas as espécies:</b>	254	158	D=0,24; p=0,81	



Espécies noturnas de rapinantes, pertencentes à família Strigidae, não foram amostradas. Desta família, somente a coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*) foi registrada devido ao fato de exibir atividade comportamental em todos os fotoperíodos, incluindo o diurno. Também não constaram na lista algumas espécies diurnas que habitam os ecossistemas estudados e que reconhecidamente fazem uso de áreas recém-queimadas, as quais não foram amostradas dentro do período de coleta de dados provavelmente por questões probabilísticas metodológicas. É possível citar a águia-cinzenta, *Urubitinga coronata* (Vieillot, 1817), e o quiriquiri, *Falco sparverius* Linnaeus, 1758, como rapinantes que habitam os campos de altitude da Serra da Canastra. Existem vários outros rapinantes na região, contudo, são raros nos campos ou não fazem uso direto dos ecossistemas campestres, ficando restritos a outras áreas e ambientes. A quantidade de rapinantes acompanhados neste estudo, que fizeram uso das áreas queimadas, corresponde à 29,6% do total de espécies rapinantes registradas no PNSC (n=27).

#### Gavião-pernilongo (*Geranospiza caerulescens*)

Foi a espécie menos abundante, não sendo registrada em aceiros nem na área controle. A raridade de *Geranospiza caerulescens*, com apenas dois registros ao longo de nove meses (fogo natural), aproxima-se de uma distribuição probabilística em que seria possível que nenhum registro fosse obtido neste mesmo intervalo de tempo, motivo pelo qual o teste de Kolmogorov-Smirnov (K-S) não identificou diferenças entre estes dois conjuntos de dados (**Tabela 1**). Devido à baixa quantidade de dados, não foi possível encaixar essa

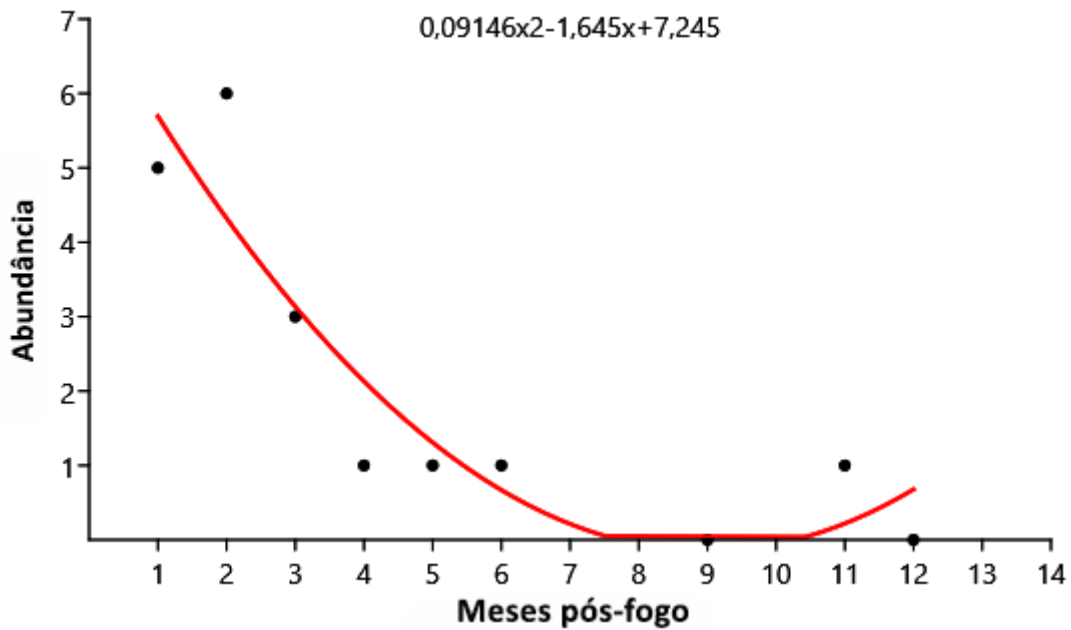
espécie em um modelo válido ou plausível de resposta ao fogo ao longo do tempo. De fato, a espécie não é característica de campos abertos (Sick 1997), não sendo esperada sua ocorrência nas áreas de amostragem.

Gavião-caboclo (*Heterospizias meridionalis*)

Sua resposta foi diferente entre áreas atingidas por fogo natural e aceiros. Não foi observado forrageando em áreas controle durante o estudo (**Tabela 1**).

De acordo com o modelo mais adequado à distribuição temporal de sua abundância, o fogo natural pode ter atuado como um forte atrativo para a espécie, principalmente nos três primeiros meses, ao passo que durante certo tempo após a queimada a espécie não obteve recursos na área estudada. A regressão polinomial de segunda ordem (**Figura 1**) apresentou uma alta proporção de sua variância ( $R^2=0,84$ ) explicada pelo modelo gerado, sendo que seu ajustamento foi significativo ( $F=16,37$ ;  $p=0,004$ ).

Apesar das queimadas planejadas não terem exercido a mesma influência, a espécie esteve presente nos primeiros meses após o fogo, sendo três registros no primeiro mês e dois no segundo ( $n=5$ ). A baixa abundância em aceiros não permitiu uma modelagem plausível de sua resposta a queimadas planejadas. Contudo, foi possível perceber que as poucas oportunidades de uso direto de recursos nestas áreas ocorreram logo após as queimadas.

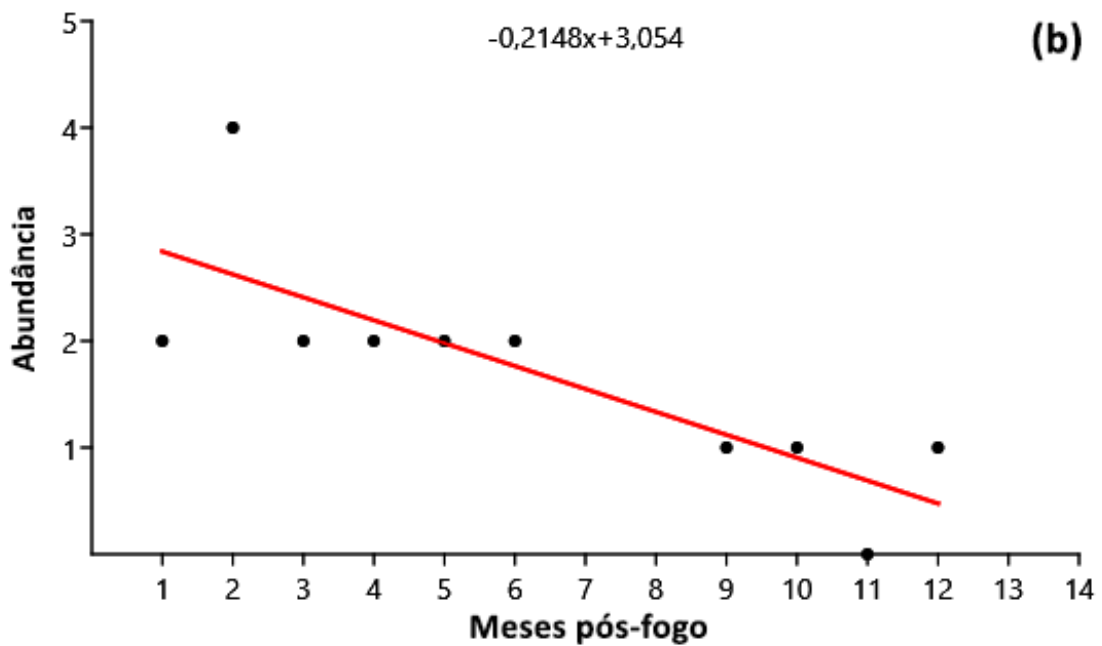
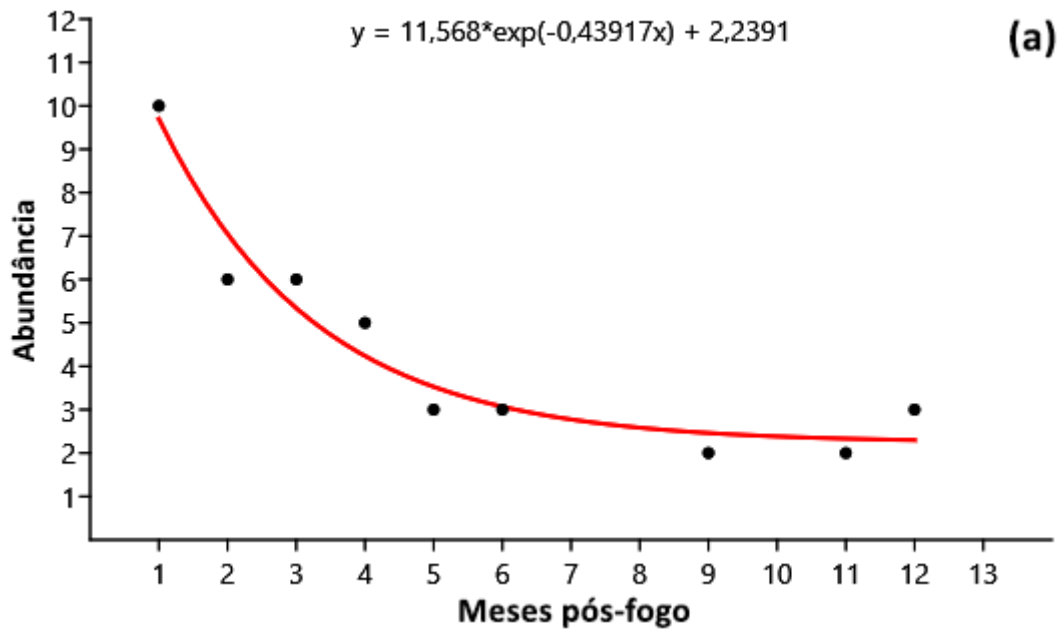


**Figura 1.** Abundância de gavião-caboclo (*Heterospizias meridionalis*) ao longo dos meses após fogo natural, representada por uma regressão exponencial.

#### Gavião-de-rabo-branco (*Geranoaetus albicaudatus*)

Esta espécie respondeu de forma diferente aos dois tipos de fogo, sendo mais beneficiada pelo fogo natural. Foi a segunda espécie mais comum em áreas queimadas por este tipo de fogo, depois de *Caracara plancus* (**Tabela 1**).

*G. albicaudatus* exibiu um maior aproveitamento de áreas de queimada natural nos primeiros meses. O melhor modelo que descreve a relação abundância vs. período após o fogo natural é uma função exponencial que indica um acentuado decaimento da abundância desta espécie. Todavia, houve tendência à estabilização após o 5º mês em um patamar relativamente constante (**Figura 2a**).



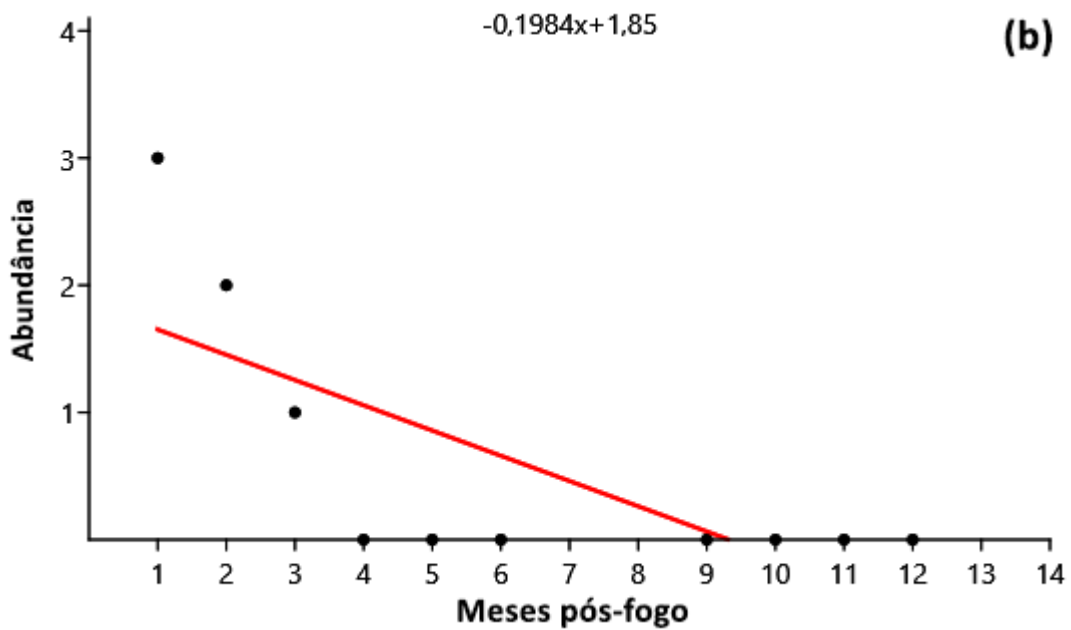
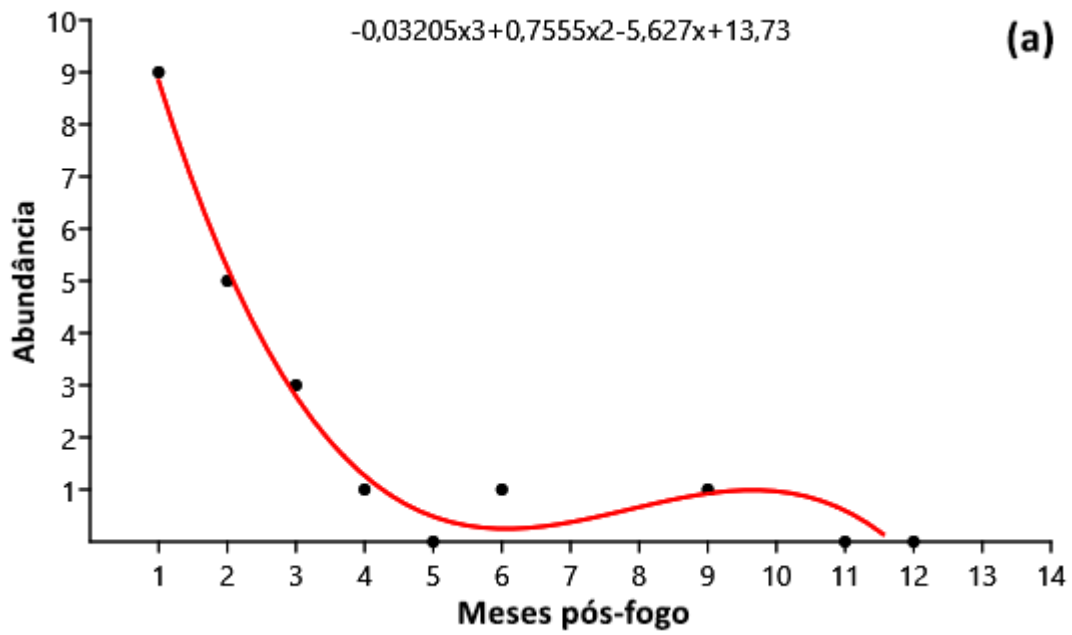
**Figura 2.** Abundância de gavião-do-rabo-branco (*Geranoaetus albicaudatus*) ao longo dos meses após (a) fogo natural, representada por uma regressão exponencial; e após (b) queimadas prescritas, melhor representada por uma regressão linear.

Nos campos queimados de forma planejada, os aceiros foram pouco utilizados. Aparentemente, a espécie tende a desaparecer dos aceiros ao longo do tempo, o que indica que sua presença pode estar associada a oportunidades criadas por queimadas, suficientemente atrativas para que tenha sido registrada forrageando nesses locais. Uma regressão linear foi a melhor representação das alterações na abundância ao longo do tempo (**Figura 2b**). Apesar do coeficiente de determinação  $R^2=0,64$  ter sido relativamente baixo quando comparado aos resultados de outras espécies, foi significativo o ajuste dos dados ( $F=14,24$ ;  $p=0,005$ ).

#### Águia-serrana (*Geranoaetus melanoleucus*)

A águia-serrana ou águia-chilena respondeu a ambos os tipos de queimada de maneira similar, indicando não haver diferenças no aproveitamento dessas áreas. É uma espécie de abundância intermediária dentre os rapinantes que habitam e se alimentam nos campos da Serra da Canastra (**Tabela 1**).

A abundância deste rapinante foi consideravelmente alta logo após queimadas naturais. Depois de uma queda acentuada no número de indivíduos que forrageiam nessas áreas, ocorrida entre o 1º e o 4º mês, os registros passaram a ser ocasionais. O modelo que melhor descreve a abundância ao longo do tempo corresponde a uma regressão polinomial de 3ª ordem (**Figura 3a**), com  $R^2=97,95$ , cujo ajustamento foi altamente significativo ( $F=79,8$   $p=0,0001$ ).



**Figura 3.** Abundância de águia-serrana (*Geranoaetus melanoleucus*) ao longo dos meses após (a) fogo natural, representada por uma regressão polinomial de 3ª ordem; e após (b) queimadas prescritas, melhor representada por uma regressão linear.

*Geranoaetus melanoleucus* tende a desaparecer dos aceiros ao longo dos meses. Esse tipo de queda acentuada foi representado por uma regressão linear (polinômio de primeira ordem), na **Figura 3b**. O coeficiente de determinação foi  $R^2=0,53$  e o ajustamento foi significativo ( $F=9,03$ ;  $p=0,017$ ). É possível que a espécie evite a proximidade de estradas e locais por onde eventualmente ou regularmente transitam pessoas, mesmo quando não há ninguém.

#### Coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*)

A resposta desta coruja a cada tipo de fogo foi significativamente diferente. Foi a segunda espécie mais comum nos aceiros manejados, mas apresentou a segunda abundância mais baixa nas áreas queimadas pelo fogo natural (**Tabela 1**).

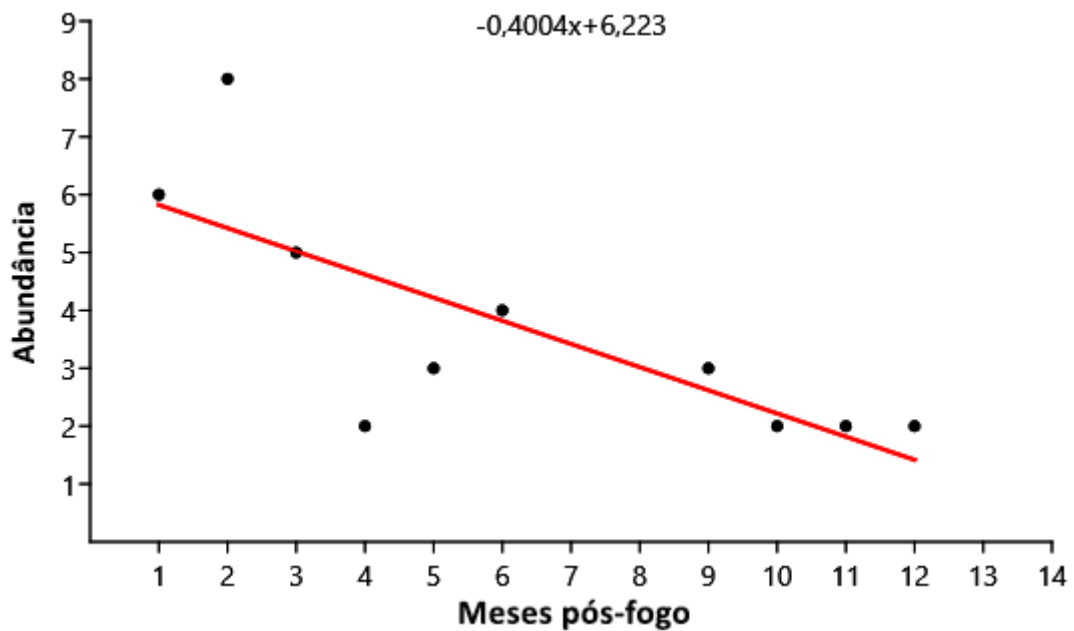
Dentre as oito espécies monitoradas, a coruja-buraqueira é a que apresenta o comportamento social e o tipo de distribuição espacial mais distintos do restante dos representantes da guilda dos rapinantes. Estes padrões ecológicos amplamente reconhecidos para a espécie em toda sua distribuição geográfica (Sick 1997) foram determinantes nos resultados aqui obtidos.

Nas extensas áreas queimadas pelo fogo natural, a presença da coruja-buraqueira foi pontual, sempre em grupos sociais próximos de conjuntos de tocas (buracos) no chão. Nos locais onde cada grupo estava estabelecido no 1º mês pós-fogo, quando amostrados nos meses subsequentes, os grupos continuavam no mesmo local ou proximidades. Apenas a quantidade de

indivíduos variou, contudo, pouco. Os dados não se ajustaram a um modelo plausível de resposta temporal da abundância dos indivíduos. É possível que a irregularidade da presença de registros em amostras coletadas em áreas extensas seja um reflexo do método adotado, cuja padronização previu a aleatoriedade no sorteio da localização das transecções amostrais. Assim, somente onde o sorteio contemplou um grupo espacialmente estabelecido, este grupo foi contabilizado quando comprovado forrageamento.

No geral, as corujas-buraqueiras se distribuem preferencialmente em áreas muito abertas, com solo exposto pelo menos nos arredores de suas tocas (Sick 1997). As estradas e aceiros oferecem esse tipo de habitat. Justamente pelo fato de que as áreas manejadas com fogo se localizam sempre ao lado de estradas já existentes, muitos grupos sociais de coruja vivem permanentemente nesses locais. Dessa forma, a maior quantidade e regularidade dos dados possibilitaram identificar respostas das corujas-buraqueiras ao longo do tempo. Elas apresentaram maior abundância nos primeiros meses, entretanto, a queda foi contínua ao longo de todo o período de 12 meses. O modelo que melhor representa os dados é uma função linear (**Figura 4**), com  $R^2=0,59$  e ajustamento significativo ( $F=11,49$ ;  $p=0,009$ ).





**Figura 4.** Abundância de coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*) ao longo dos meses após queimadas planejadas, representada por uma regressão linear.

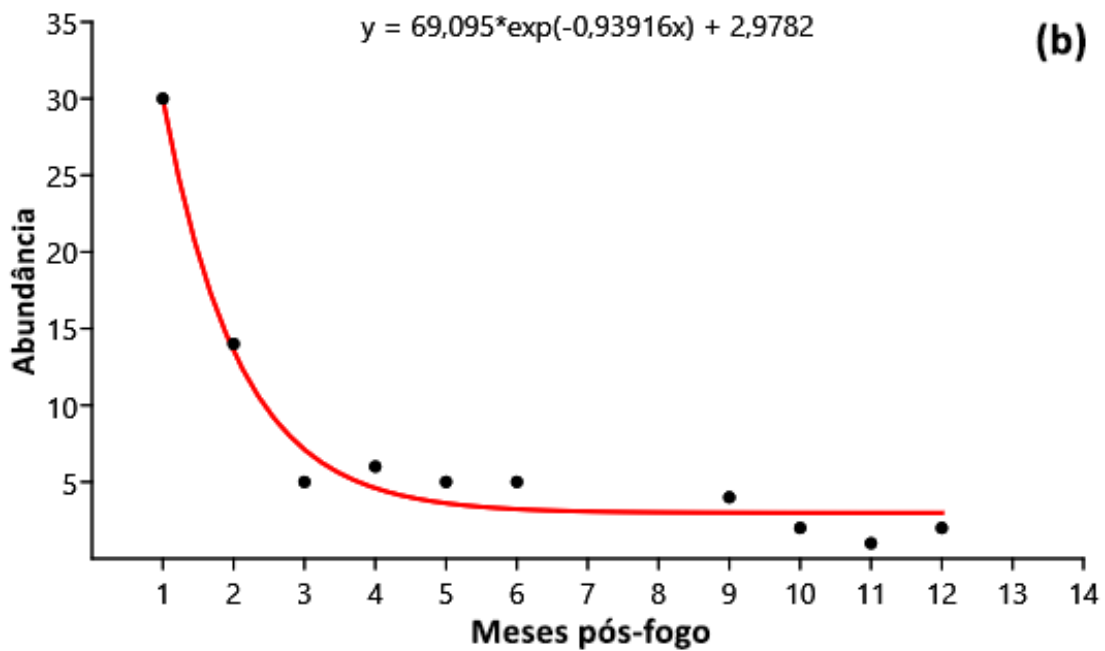
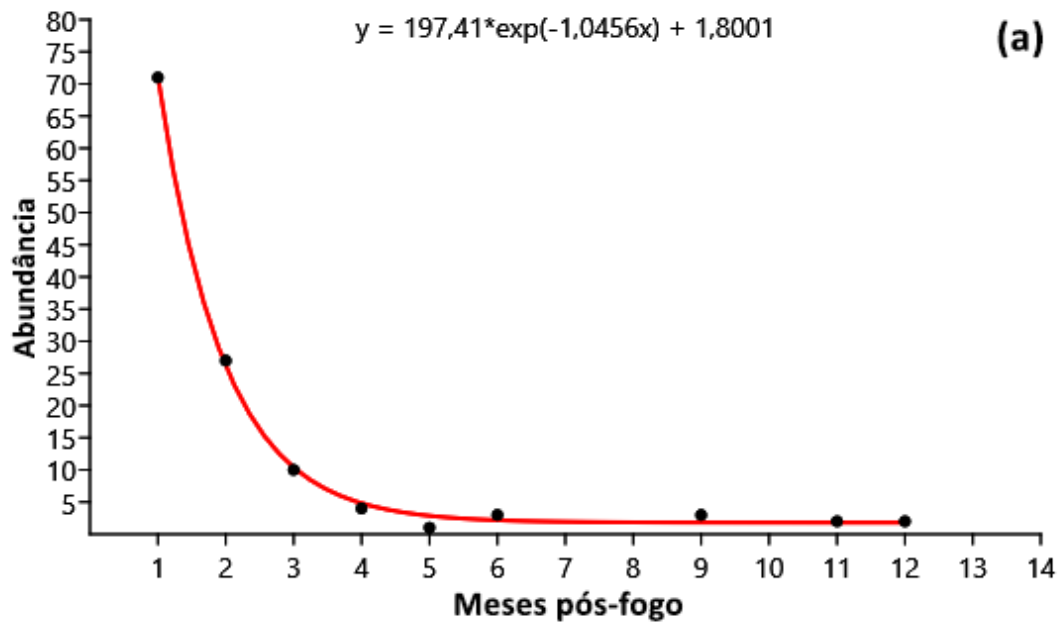
Foi possível perceber que o adensamento da vegetação reduziu drasticamente a abundância dos grupos familiares ou, em alguns casos de áreas tomadas por gramíneas (e.g., *Loudetiopsis chrysothrix* (Nees) Conert), as corujas-buraqueiras desapareceram por completo. Observou-se que grupos cujas cavidades se localizam exatamente nos locais aceirados fugiram com a passagem do fogo, mas retornaram ao local em seguida. Com o forte adensamento do estrato herbáceo ao longo do tempo (4 – 6 meses após o fogo), observou-se que alguns grupos se mudaram para áreas muito próximas, às vezes do outro lado da estrada, ambiente quase sempre com histórico de fogo distinto. É provável que os indivíduos já conhecessem essas tocas devido à grande proximidade com as antigas. Áreas queimadas, em regeneração

avançada, com certa frequência eram utilizadas para busca de alimento, fazendo com que os registros continuassem a ser feitos nos trechos de aceiros amostrados (transecções pré-definidas), mas agora, em menor quantidade.

#### Carcará (*Caracara plancus*)

Foi a espécie mais abundante de todo o estudo, em ambos os tipos de queimada. Não apresentou diferença significativa no uso entre os tipos de fogo, indicando que consegue se aproveitar as áreas de maneira similar (**Tabela 1**).

Em ambos os tipos de queimadas, os carcarás exibiram o mesmo padrão de aproveitamento temporal, representado por uma elevada abundância nos dois primeiros meses, e queda abrupta no terceiro mês, estabilizando em um patamar comparativamente muito baixo, porém constante. Os modelos que melhor descrevem a resposta temporal desta espécie são funções exponenciais, apresentadas nas **Figuras 5a e 5b**. De acordo com os dados, são fortes as evidências de que o carcará é a espécie que exibe o melhor aproveitamento do pós-fogo. Também é possível inferir que a espécie está munida de recursos morfológicos e comportamentais cognitivos que permitem (i) identificar rapidamente o fogo a distâncias muito grandes (afinal, é impossível que todos os carcarás visualizados residam somente no Chapadão da Canastra); (ii) iniciar o uso direto da área para forrageamento imediatamente, por vezes, enquanto a área ainda está pegando fogo; e (iii) ampliar temporariamente a socialidade, de modo a suportar presença de grandes quantidades de indivíduos da mesma espécie.



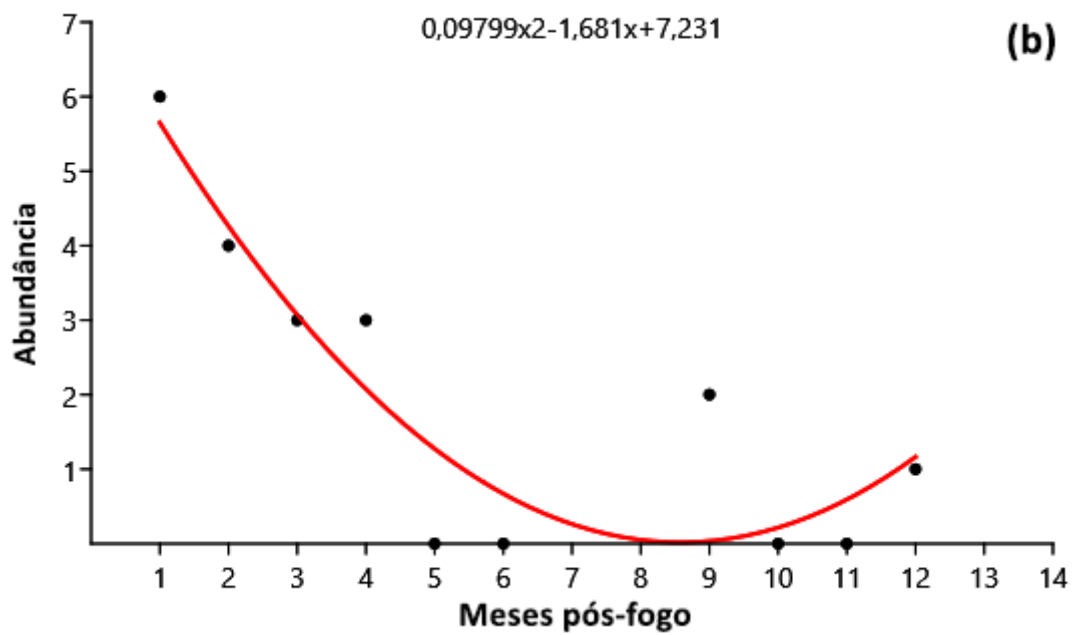
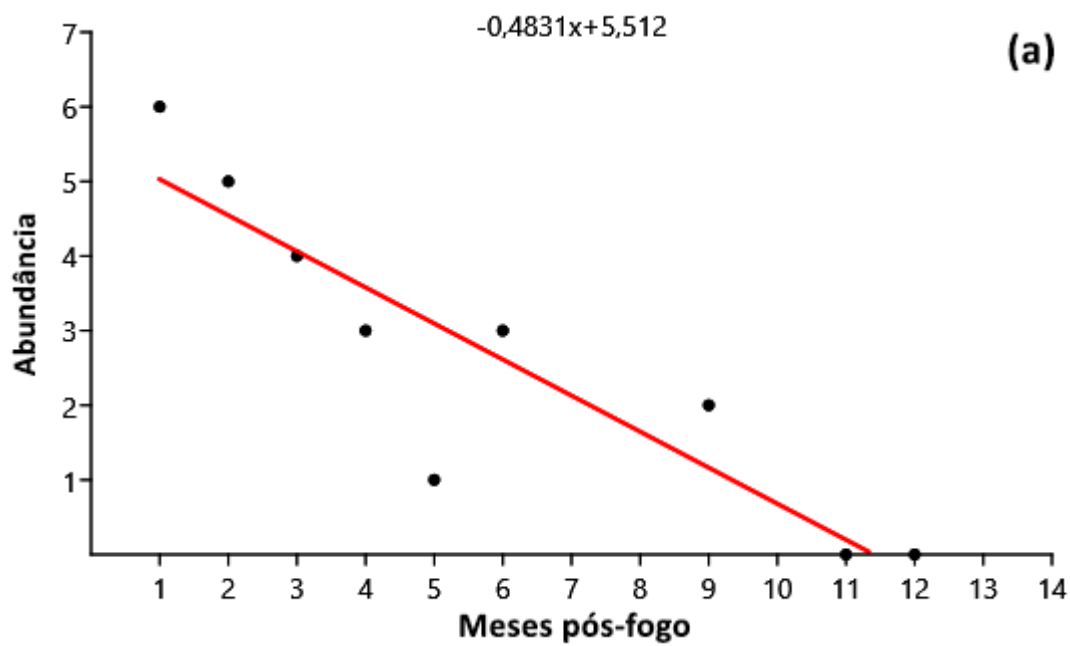
**Figura 5.** Abundância de Carcará (*Caracara plancus*) ao longo dos meses após (a) fogo natural, representada por uma regressão exponencial; e após (b) queimadas planejadas, também melhor representada por uma regressão exponencial.

### Carrapateiro (*Milvago chimachima*)

O carrapateiro respondeu de forma similar aos dois tipos de fogo, apresentando abundâncias similares entre os tratamentos (**Tabela 1**).

Em áreas queimadas pelo fogo natural, sua abundância apresentou queda sistemática, não sendo encontrado nos últimos períodos de amostragem do pós-fogo. É possível que seja um efeito do adensamento do estrato herbáceo. A distribuição de sua abundância ao longo do tempo pôde ser descrita por uma função linear (**Figura 6a**), indicando que é possível que em algum momento do período pós-fogo, a espécie possa evitar se alimentar na área. O coeficiente de determinação foi  $R^2=0,81$  com ajustamento significativo ( $F=29,77$ ;  $p=0,0009$ ).

Quanto aos aceiros, o carrapateiro utilizou nos quatro primeiros meses, mantendo posteriormente uma frequência aparentemente irregular. Dentre as espécies campestres acompanhadas neste estudo, é a que apresenta a maior capacidade comportamental de adentrar ecossistemas com vegetação mais densa para obtenção de recursos, assim como *Geranospiza caerulescens*. Está presente em absolutamente todos os ecossistemas terrestres da Serra da Canastra, fato que pode explicar a irregularidade dos registros. A regressão polinomial de 2ª ordem indica um  $R^2=81,9$ , com ajustamento significativo ( $F=14,87$ ;  $p=0,003$ ).



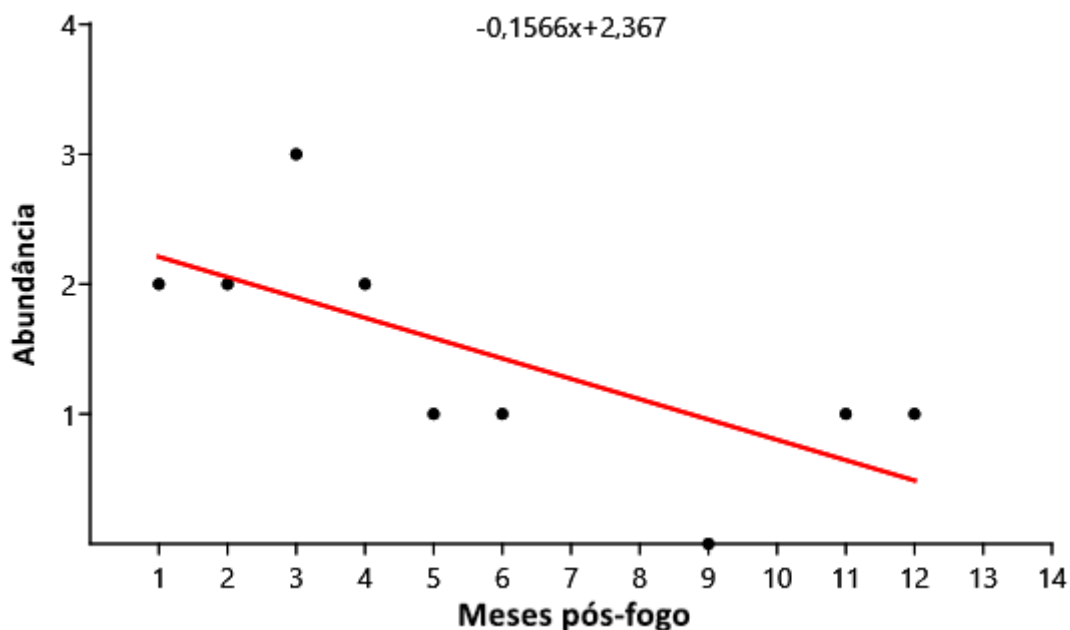
**Figura 6.** Abundância de carrapateiro (*Milvago chimachima*) ao longo dos meses após (a) fogo natural, representada por uma regressão linear; e após (b) queimadas planejadas, representada por uma regressão polinomial de 2ª ordem.

### Falcão-de-coleira (*Falco femoralis*)

A segunda espécie menos abundante. O teste K-S indicou diferenças na entre as áreas queimadas pelo fogo natural (somatória n = 13) e os aceiros, sem registros (n = 0). Note que, apesar de também não ter sido registrada em aceiros, assim como a espécie *Geranospiza caerulescens*, os resultados de *F. femoralis* se mostraram diferentes daquela espécie (ver **Tabela 1**), provavelmente porque é uma ave que ocorre naturalmente em campos abertos.

Nas áreas atingidas por queimadas naturais causadas por raio, o falcão-de-coleira apresentou maior abundância nos primeiros meses, com constante decréscimo durante todo o período de estudo. É possível que a baixa quantidade de dados possa ter influenciado a escolha de um modelo que, apesar de estatisticamente significativo, apresenta possíveis falhas. Os últimos períodos pós-fogo indicam o princípio de uma presença constante do falcão-de-coleira, contudo, o modelo que se apresentou mais adequado de acordo com o Critério de Informação de Akaike corrigido pode ser representado por uma função linear (**Figura 7**) com um fraco  $R^2=0,49$ , e um ajustamento significativo ( $F=6,78$ ;  $p=0,03$ ). É possível que, com mais dados coletados em campo, o melhor modelo passe a ser polinomial ou exponencial, com indicação de estabilização da presença da espécie.

A espécie não foi encontrada forrageando nos aceiros das queimadas prescritas, apesar de ter sido observada nos mesmos em várias ocasiões, pousada em descanso ou higienização das penas, comportamentos cujos registros de presença na área não foram contabilizados neste estudo.



**Figura 7.** Abundância de falcão-de-coleira (*Falco femoralis*) ao longo dos meses após fogo natural, representada por uma regressão linear.

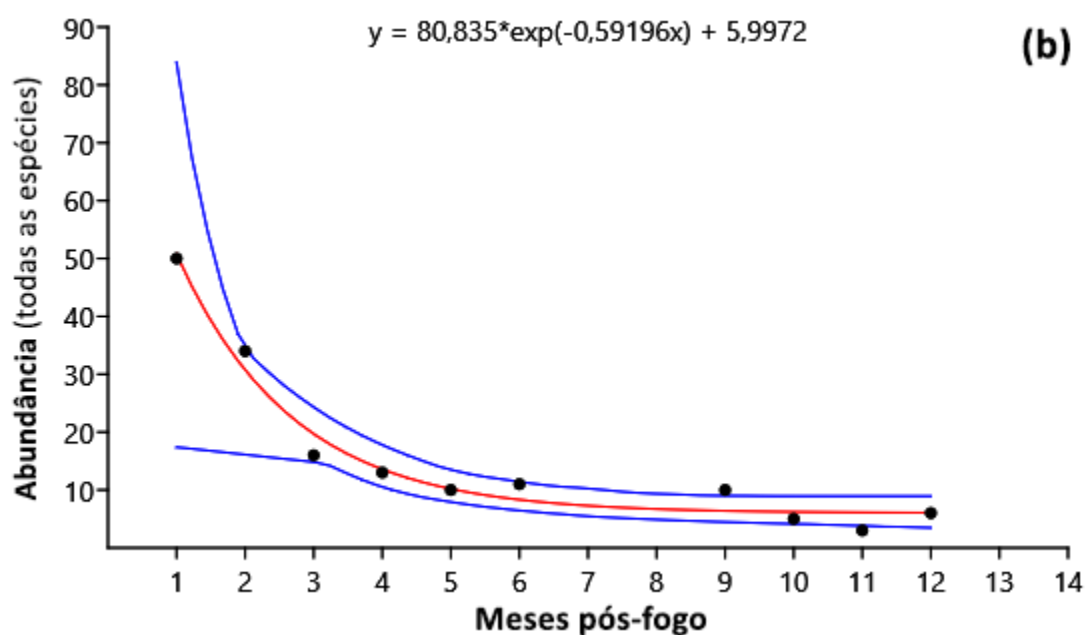
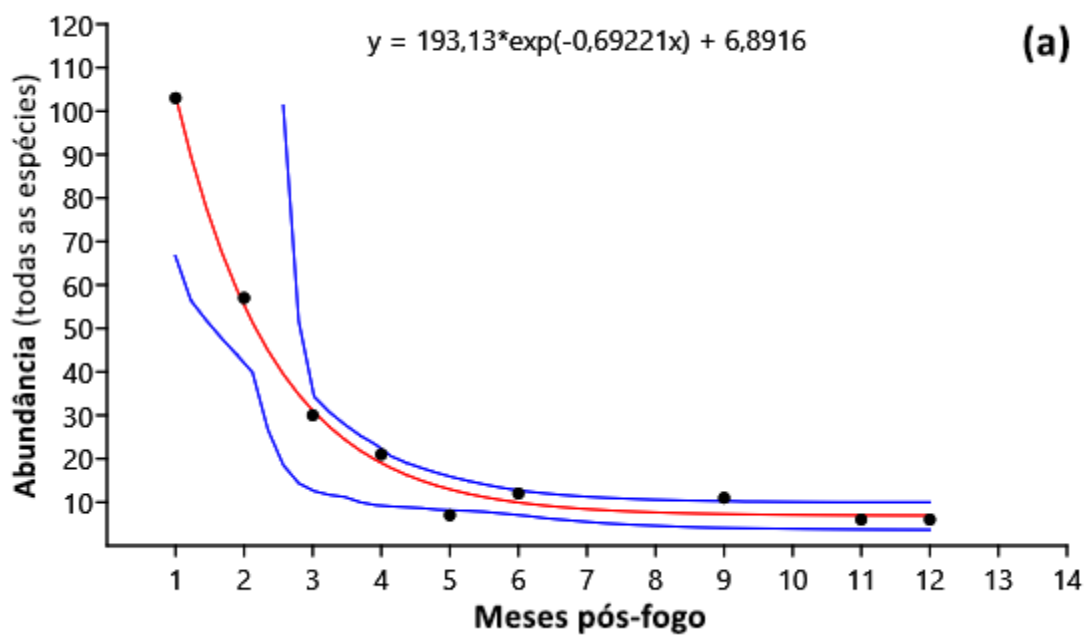
### ***Guilda dos rapinantes***

Ao analisar os dados de abundância de toda a guilda dos rapinantes (somatória dos indivíduos de todas as espécies), notou-se que mesmo com um período de amostragem mensal a menos, os campos atingidos pelo fogo natural sustentaram maior quantidade de indivíduos do que os aceiros, pois foram comparadas áreas de tamanhos equivalentes. Contudo, não foi encontrada diferença significativa entre a maneira como toda a guilda responde aos dois tipos de fogo, indicando que a função e atuação ecológica dos rapinantes tende a ser similar entre os tipos de fogo.

O decaimento não é repentino em termos temporais, contudo, é bastante acentuado em termos de abundância absoluta de rapinantes. Esse padrão pode ser verificado nas **Figuras 8a e 8b**, as quais representam os dois modelos exponenciais que melhor exprimem o comportamento dos dados de toda a guilda de rapinantes. Nestes gráficos, são apresentados o intervalo de confiança (IC=95%) dentro do qual espera-se variações nos dados, indicando os limites mínimo e máximo esperados. Considerando-se que modelos descritivos servem como uma base para a previsão de situações em campo, é provável que em outros eventos de fogo, tanto natural quanto de manejo, a guilda dos rapinantes possa responder dentro da faixa do intervalo de confiança apresentado nos gráficos em questão nos campos da Serra da Canastra.

Devido à premissa de incluir somente os registros de aves que apresentaram comportamento de forrageamento, os quais geralmente culminaram na obtenção de recursos alimentares, é possível afirmar que um maior número de indivíduos em determinado período indica necessariamente mais oportunidades de alimentação para cada indivíduo e mais recursos que foram ingeridos pela espécie naquela área. O maior número de indivíduos pode indicar ainda, mas não é regra, maior qualidade dos recursos, maior disponibilidade e/ou acesso mais fácil aos recursos da área, tanto pelo fato da vegetação não atrapalhar a visualização e a perseguição de presas, quanto pelo fato de determinados recursos alimentares estarem concentrados nas áreas queimadas.





**Figura 8.** Abundância de todas as espécies pertencentes à guilda dos rapinantes (famílias Accipitridae, Falconidae e Strigidae) que forragearam ao longo dos meses após **(a)** fogo natural, e após **(b)** queimadas prescritas. Ambos os modelos são representados por regressões exponenciais (linhas vermelhas) e seus respectivos limites mínimo e máximo esperados (linhas azuis), com intervalo de confiança de 95%.

Em termos ecológicos, os resultados apresentados pelos gráficos das **Figuras 8a e 8b**, os quais descrevem as assembleias de espécies de rapinantes, indicam que os efeitos mais intensos do fogo começaram a desaparecer entre o 3º e 4º mês pós-fogo em áreas atingidas por queimadas naturais. No caso dos aceiros onde foram realizadas queimadas prescritas, isso ocorreu entre o 2º e o 3º mês. Portanto, a partir do 4º ou 5º mês, é possível que as queimadas não exerçam mais influência direta no forrageamento dos rapinantes dos campos sujeitos ao fogo da Serra da Canastra.

### ***Efeitos do fogo sobre rapinantes nos campos e savanas do Brasil***

Os trabalhos com a temática Ecologia do Fogo no Brasil são muitos, contudo, as referências sobre os efeitos na fauna de vertebrados são escassas (Frizzo et al. 2011). Como fator atenuante dessa situação, alguns trabalhos não citam o tipo de fogo (origem) que atingiu a área de estudo. Dentre os que citam, a maior parte aborda o fogo antropogênico, mas geralmente sem diferenciar sua origem: fogo criminoso, queimada planejada para manejo ambiental, queimadas para rotação de pastagens ou monoculturas, ou queimadas para destruição de vegetação natural (todos os tipos de vegetação). Entretanto, um dos trabalhos trouxe resultados específicos sobre os efeitos de queimadas planejadas, com finalidade de manejo do fogo, na coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*). Tubelis e Delitti (2010) verificaram que os aceiros do Parque Nacional das Emas, no sudoeste do estado de Goiás, onde também predominam ambientes campestres, propiciaram condições adequadas para a nidificação das corujas-buraqueiras, uma vez que o estrato herbáceo permaneceu mais baixo do que

outras áreas, por ser queimado sazonalmente. O estudo sugere, portanto, que o manejo com uso de fogo amplia o sucesso reprodutivo de *A. cunicularia*.

Sick (1997) menciona como seguidoras de queimadas, independente do bioma, as espécies *Ictinia plumbea* (Gmelin, 1788), *Heterospizias meridionalis*, *Geranoaetus albicaudatus*, *Daptrius ater* Vieillot, 1816, *Caracara plancus*, *Milvago chimango* (Vieillot, 1816), *Falco femoralis* e os urubus em geral (família Cathartidae). Segundo o autor, tais aves procuram queimadas para capturar, em pleno ar ou no solo, animais espantados ou intoxicados pela fumaça, além de animais mortos. Sick (1997) também comenta sobre um indivíduo de *H. meridionalis* que foi registrado andando vagarosamente pelo solo, caçando a poucos metros das chamas. Na Caatinga, um casal de *F. femoralis* foi registrado por Sousa et al. (2010) pousados à frente do fogo, capturando insetos e pequenos vertebrados assustados pelas labaredas.

*H. meridionalis* é um dos Accipitriformes mais citados em estudos sobre o fogo como uma espécie que explora áreas queimadas, principalmente durante a ocorrência da queimada na vegetação, momento no qual captura invertebrados e pequenos vertebrados que fogem das chamas e da fumaça. Esse comportamento foi registrado tanto no Cerrado (Sendoda 2009) quanto em região de campo natural e antrópico no sul do domínio da Mata Atlântica (Petersen et al. 2011). Dentre os Falconiformes, *Falco femoralis* e *F. sparverius* são os que mais possuem registros de atividade de caça em pleno evento de fogo na literatura, tanto no Cerrado (Negret e Teixeira 1984), quanto em outros

domínios nas Américas fora do território brasileiro (Smallwood et al. 1982; Chavez-Ramirez e Prieto 1994).

Diversos estudos de vários países apontam para o aumento na abundância de algumas espécies de aves de rapina durante o evento de fogo e imediatamente após queimadas (e.g., Parker 1974; Chavez-Ramirez e Prieto 1994; Moreira et al. 2010). Esse aumento em áreas recém queimadas provavelmente está associado à disponibilidade de presas e/ou acessibilidade a estas, uma vez que além da disponibilidade de carcaças de animais mortos pelo fogo (Silveira et al. 1999), a eliminação da cobertura vegetal deixa os animais sobreviventes que permaneceram na área ou que a colonizaram posteriormente mais acessíveis a essas aves predadoras (Briani et al. 2004; Faria et al. 2004; Costa et al. 2013). No presente estudo, por exemplo, registrou-se após eventos de fogo natural, filhotes de roedores ainda vivos, mas indefesos, expostos pela queima de parte da gramínea onde o ninho estava instalado. Também foram registrados, durante e após as queimadas, répteis e anfíbios mortos. Durante o fogo, serpentes e lagartos foram observados vivos, no entanto, atordoados por susto ou intoxicados pela fumaça. Alguns são encontrados vivos, mas parcialmente queimados. Tais animais ficam bastante vulneráveis à predação.

Algumas aves também podem se tornar presas fáceis para os rapinantes que espreitam áreas em chamas, tal como observado por Negret e Teixeira (1984) e também Teixeira e Negret (1984), que registraram indivíduos do raro maxalalagá (*Micropygia schomburgkii*) e do ameaçado inhambu-carapé (*Taoniscus nanus*), respectivamente, fugindo do fogo tão tontos que podiam ser

apanhados com as mãos. Segundo esses autores, essas aves podem ser presas fáceis do falcão-de-coleira (*Falco femoralis*).

Vale mencionar que, do mesmo modo, o acesso a artrópodes em áreas recém queimadas pode ser facilitada como um resultado direto da morte ou injúria de indivíduos no fogo. Registrou-se no presente estudo, carcarás (*Caracara plancus*), gaviões-carrapateiros (*Milvago chimachima*) e outras aves não rapinantes apanhando insetos mortos ou feridos pelo fogo (e.g., insetos das ordens Coleoptera e Orthoptera, principalmente) nos dias seguintes às queimadas.

Além da acessibilidade, a abundância de possíveis presas para aves de rapina também pode aumentar logo após o fogo e/ou nos meses subsequentes. Vieira e Briani (2013), por exemplo, verificaram que a abundância de algumas espécies de pequenos mamíferos aumenta em áreas recém queimadas no Cerrado do Brasil Central, como as espécies de roedores do gênero *Calomys*. Aparentemente, são generalistas adaptados a se aproveitarem sazonalmente de áreas campestres recém-queimadas.

A densidade de outros vertebrados também pode aumentar, principalmente quando se inicia a rebrota da vegetação. É possível citar os tatus (Prada e Marinho-Filho 2004), os veados (Rodrigues 1996) e algumas aves como, por exemplo, os tinamídeos (obs. pess., ver **Capítulo 2**).

Embora a abundância geral de representantes da comunidade de invertebrados, como alguns artrópodes, possa diminuir em áreas recém-queimadas (e.g., Warren et al. 1987; Vasconcelos et al. 2009), determinados

taxa podem ser beneficiados nos meses subsequentes ao fogo com a rebrota da vegetação (Prada et al. 1995). Alguns estudos também apontam para o decréscimo na abundância de certas espécies de rapinantes em áreas queimadas, provavelmente em função da diminuição de algumas presas de maior relevância em suas dietas (Chavez-Ramirez e Prieto 1994). No entanto, esta resposta parece estar mais associada à frequência, severidade e intensidade com que as queimadas ocorrem e seus efeitos a longo prazo na qualidade do habitat (Kochert et al. 1999; Fidelis et al. 2010), uma vez que queimadas frequentes podem modificar a estrutura da vegetação, beneficiando plantas herbáceas (Silva et al. 1991; Sarmiento 1992; Fynn et al. 2004; Neves e Conceição 2010) e prejudicando as árvores e arbustos (Hoffmann 1996; Higgins et al. 2000; Hoffmann 2000; Medeiros e Miranda 2005).

### **Considerações finais**

O Parque Nacional da Serra da Canastra (PNSC) conta com registros de 27 espécies de aves de rapina das famílias Accipitridae, Falconidae, Tytonidae e Strigidae (Silveira 1998; Bessa et al. 2011), incluindo *Accipiter bicolor* (Fieker, C.Z. e Reis, M.G. 2013, observação pessoal, dados não publicados). Se adicionadas as espécies da família Cathartidae, que costumeiramente são agrupadas em conjunto, ou são listadas como topo de cadeia, ou até são consideradas aves de rapina por vários autores, essa riqueza sobe para 31 espécies (Silveira 1998; Bessa et al. 2011). Dentre as espécies observadas com regularidade forrageando nos campos, se encontram registros

notáveis, contudo *ad libitum* e não analisados no presente estudo comportamental. Um exemplo é o rapinante de grande porte *Urubitinga coronata*, espécie severamente ameaçada de extinção (categoria EN, IUCN 2015), cujas populações são pequenas, se encontram fragmentadas e apresentam rápido declínio em toda sua área de ocorrência (BirdLife International 2012).

Embora queimadas ocorram com frequência relativamente alta no PNSC (Medeiros e Fiedler 2004; França 2010), não há estudos voltados à influência do fogo sobre a comunidade de aves de rapina. Em setembro de 2014, devido à retaliação por parte de conflitantes do Parque Nacional da Serra da Canastra, um incêndio criminoso queimou aproximadamente 85 mil hectares, incluindo: o Chapadão da Canastra, onde se encontra a maior parte da área regularizada; as “áreas baixas” com vegetação florestal, que não costumam queimar naturalmente; algumas propriedades do entorno; e parte do Chapadão da Babilônia, área não regularizada ainda ocupada irregularmente. Inúmeras matas galeria, mata ciliar e capões de mata, além de cerrados densos, foram queimados nos altiplanos da serra (área de estudo). Essas “ilhas” de vegetação arbórea são naturalmente escassas, e servem de refúgio e habitat de nidificação para vários rapinantes. Vários paredões rochosos e escarpas ao longo de mais de uma face da Serra foram atingidas pelo fogo.

Dentre as várias perdas contabilizadas, uma das mais graves foi a queima de um ninho de águia-chilena ou águia-serrana (*Geranoaetus melanoleucus*) durante o período de nidificação do casal, com filhotes ainda emplumados. O ninho se localizava em um paredão rochoso, em meio a um

conjunto de plantas cactáceas. Funcionários do PNSC vinham registrando eventos de nidificação ao longo dos anos, com observações de filhotes saindo com sucesso deste mesmo ninho há quase uma década. Esse casal de rapinantes de grande porte, como foi cogitado por vários pesquisadores e funcionários do Parque Nacional, abandonaram o ninho após esse insucesso durante evento reprodutivo de 2014. Tendo em vista esta e outras situações de risco à fauna, espera-se que o presente trabalho possa contribuir com informações relevantes para a tomada de decisão quanto ao uso do fogo planejado como estratégia de manejo contra os incêndios descontrolados e de grande proporção, geralmente criminosos. Afinal, os resultados indicam que as alterações provocadas por queimadas prescritas são mais limitadas do que queimadas naturais que ocupam áreas de grande tamanho, ou seja, esta última representa uma situação mais próxima da realidade de incêndios criminosos.

No presente trabalho a busca por diferenças significativas entre a resposta da ave ao fogo significou saber se o aproveitamento dos efeitos da queimada dependeu da origem do fogo. Em outras palavras, é equivalente a perguntar se “faz diferença o tipo de queimada para um rapinante?”. Considerando a padronização (espaço-temporal) e principalmente a premissa de exibição de comportamentos de forrageamento, a resposta do teste K-S expressou se as espécies de rapinantes se aproveitaram das áreas amostradas para alimentação de forma igual ou diferenciada, conforme o tipo de fogo e o período pós-fogo. Ressalta-se que a abundância total (valor numérico) ou resumos amostrais univariados (média, mediana, desvio padrão) não foram os parâmetros avaliados, uma vez que tentou-se evitar o efeito da dependência da



densidade destas aves, cujos comportamentos agonísticos de defesa de territórios de forrageamento (área queimada) alteraram de fato os parâmetros citados. Sabendo-se que as áreas atingidas por queimadas naturais foram mais atrativas aos rapinantes, é possível inferir que a influência dos aceiros é comparativamente menor em termos espaciais (menor número de indivíduos em uma área de tamanho similar) e temporais (as alterações identificadas no pós-fogo tendem a desaparecer mais rápido). Uma vez que foram contabilizados apenas indivíduos que forragearam e fizeram uso direto dos recursos, ou seja, representantes de populações que dependem de recursos alimentares em áreas após distúrbio ecológico, é possível dizer que a baixa atratividade de aceiros pode estar associada à baixa influência deste tipo de queimada nas populações e presas. Com isso, é possível que um menor número de presas tenham sido afetadas em aceiros, considerando áreas de tamanho similar aos campos queimados naturalmente. Em resumo, as queimadas prescritas influenciam as espécies representantes da fauna proporcionalmente menos do que o fogo natural.

Por fim, os modelos descritivos de distribuição temporal da abundância representaram a maneira como ocorreu o aproveitamento das áreas queimadas ao longo do tempo pelos rapinantes, ou seja, esses modelos indicaram como as espécies e toda a assembleia fizeram uso direto dos campos em cada período pós-fogo para forrageamento. De acordo com os relatos presentes na literatura, principalmente para outros tipos de ecossistemas, os gráficos aqui apresentados tendem a representar, em partes, um padrão esperado para as aves que ocupam o topo de cadeia alimentar em ecossistemas nos quais o fogo favoreceu a

visualização de presas e/ou o encontro de alimentos com baixo custo energético de aquisição (animais atordoados ou mortos). Com esses resultados, é possível realizar previsões, mesmo que grosseiras, acerca da resposta esperada para a guilda de rapinantes em campos limpos, savanas abertas e campos de altitude do Cerrado similares aos da área de estudo. No Parque Nacional e em seu entorno, espera-se que a abundância esteja dentro de valores mínimos e máximos esperados para os dados específicos da Serra da Canastra. Além disso, essas informações podem ser utilizadas em Planos de Manejo Integrado do Fogo, de modo a ajustar os períodos de queimada considerando que a atração de um maior número de rapinantes não é interessante em determinados períodos do ano, como na época de chegada da maior parte das espécies migratórias ameaçadas ou endêmicas; ou na época de nidificação de Passeriformes e Tinamiformes.

## Referências Bibliográficas

- Abreu, T.L.S. 2000. Efeitos de queimadas sobre a comunidade de aves do cerrado. Dissertação de mestrado. Brasília: Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília.
- Athiê, S. e Dias, M.M. 2012. Frugivoria por aves em um mosaico de Floresta Estacional Semidecidual e reflorestamento misto em Rio Claro, São Paulo, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 26(1): 84-93.
- Ayres M., Ayres J.R.M., Ayres, D.L. e Santos, A.S. 2007. BioEstat 5.0 - Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Biológicas e Médicas: Sociedade Civil Mamirauá, (versão atualizada 5.3) Belém. CNPq: Brasília, 290p.
- Azevedo, C.S., Tinoco, H.P., Ferraz, J.B. e Young, R.J. 2006. The fishing Rhea: a new food item in the diet of wild Greater Rheas (*Rhea americana*, Rheidae, Aves). *Revista Brasileira de Ornitologia - Brazilian Journal of Ornithology*, 14(3): 285-287.
- Barlow, J., Hugaasen, T. e Peres, C.A. 2002. Effects of ground fires on understory bird assemblages in Amazonian forests. *Biological Conservation* 105(2): 157-169.
- Barnard, P. 1987. Foraging site selection by three raptors in relation to grassland burning in a montane habitat. *African Journal of Ecology*, 25: 35–45.
- Belsky, A.J. 1992. Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *Journal of Vegetation Science*, 3(2): 187-200.
- Bencke, G.A., Maurício, G.N., Develey, P.F. e Goerck, J.M. 2006. Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil, Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica. Brasil: Editora SAVE Brasil.

- Bessa R., Parrini R., Abdala A., Kirwan G.M., Pimentel L.S.M. e Bruno S.F. 2011. Novos registros ornitológicos para a região da Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil. *Cotinga*, 33: 94-101.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A. e Mustoe, S.H. 2000. Bird census techniques. Second Edition. Academic Press, USA, 302 p.
- Bibby C.J. 2004. Bird diversity survey methods. In: Sutherland, W.J., Newton, I. e Green, R.E. (Eds) Bird ecology and conservation: a handbook of techniques. Oxford University Press, p. 1-15.
- Birdlife International 2012. *Buteogallus coronatus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4. Disponível em: <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>.
- Bond, W.J., Midgley, G.F. e Woodward, F.I. 2003. The importance of low atmospheric CO<sup>2</sup> and fire in promoting the spread of grasslands and savannas. *Global Change Biology*, 9(7): 973-982.
- Bond W.J. e Parr C.L. 2010. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation*, 143(10): 2395-2404.
- Brawn, J.D., Robinson, S.K. e Thompson III, F.R. 2001. The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 251–276.
- Braz, V.S. 2008. Ecologia e conservação das aves campestres do bioma Cerrado. Tese de doutorado defendida no Instituto de Ciências Biológicas. Universidade de Brasília.
- Briani, D.C., Palma, A.R.T., Vieira, E.M. e Henriques, R.P.B. 2004. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 13: 1023-1037.

- Brockett, B.H., Biggs, H.C. e Wilgen, B.W.V. 2001. A patch mosaic burning system for conservation areas in southern African savannas. *International Journal of Wildland Fire*, 10(2): 169-183.
- Brook, B.W. e Bradshaw, C.J. 2006. Strength of evidence for density dependence in abundance time series of 1198 species. *Ecology*, 87(6): 1445-1451.
- Cavalcanti, R.B. 1988. Conservation of birds in the Cerrado of central Brazil. In: Goriup, P.D. *Ecology and conservation of grassland birds*. Cambridge: International Council for Bird Preservation. p. 59-66.
- Cavalcanti, R.B. e Alves M.A.S. 1997. Effects of fire on savanna birds in central Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 8: 85-87.
- Caswell, H. 1978. Predator-mediated coexistence: a nonequilibrium model. *American Naturalist*, 112(983): 127-154.
- Chavez-Ramirez, F. e Prieto, F.G. 1994. Effects of prescribed fires on habitat use by wintering raptors on a Texas barrier island grassland. *Journal of raptor research*, 28(4): 262-265.
- Cintra, R. 1997. Spatial distribution and foraging tactics of tyrant flycatchers in two habitats in the Brazilian Amazon. *Studies on Neotropical Fauna & Environment*, 32(1): 17-27.
- Cintra, R. e 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.
- Costa, B.M., Pantoja, D.L., Vianna, M.C.M. e Colli, G.R. 2013. Direct and Short-Term Effects of Fire on Lizard Assemblages from a Neotropical Savanna Hotspot. *Journal of Herpetology*, 47(3): 502–510.
- Cochrane, M.A. 2009. *Tropical fire ecology: climate change, land use and ecosystem dynamics*. Chichester, UK: Springer Science & Business Media.

- Coutinho, L.M. 1977. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. II - As queimadas e a dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo-subarbusivo. Bol. Botânica Univ. S. Paulo 5: 57-64.
- Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. In: Goldammer, J.G. (Ed.). Fire in the tropical biota. Springer, 22p.
- Crowley, G. e Garnett, S. 1999. Seeds of the annual grasses *Schizachyrium* spp, as a food resource for tropical granivorous birds. Australian Journal of Ecology, 24: 208–220.
- Del Hoyo, J., Elliot, A. e Sargatal, J. 1994. Hand-book of the birds of the world. Vol. 2. Barcelona: Lynx Edicions.
- Duarte, C.M., Amthor, J.S., Deangelis, D.L., Joyce, L.A., Maranger, R.J., Pace, M.L., Pastor, J. e Running, S.W. 2003. The limits to models in ecology, pp. 437–451. In: Canham, C.D., Cole, J.J. e Lauenroth, W.K. (Eds.) Models in Ecosystem Science. Princeton University Press. Princeton: New Jersey.
- Dyke, F.V., Kley, S.E.V., Page, C.E. e Beek, J.G.V. 2004. Restoration Efforts for Plant and Bird Communities in Tallgrass Prairies Using Prescribed Burning and Mowing. Restoration Ecology, 12(4): 575–585.
- Faria, A.S., Lima, A.P. e Magnusson, W.E. 2004. The effects of fire on behaviour and relative abundance of three lizard species in an Amazonian savanna. Journal of Tropical Ecology, 20(5): 591-594.
- Fauth, J.E., Bernardo, J., Camara, M., Resetarits, W.J., Van Buskirk, J. e McCollum, S.A. 1996. Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. The American Naturalist, 147(2): 282-286.
- Ferguson-Lees, J. e Christie, D.A. 2001. Raptors of the World. New York: Houghton Mifflin Company.

- Fernandes, P.M. e Botelho, H.S. 2003. A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction. *International Journal of Wildland Fire*, 12(2):117 – 128.
- Fidelis, A., Delgado-Cartay, M.D., Blanco C.C., Müller, S.C., Pillar V.D. e Pfdenhauer, J. 2010. Fire intensity and severity in brazilian campos grasslands. *Interciencia*, 35(10): 739-745.
- Fieker, C.Z., Reis, M.G. e Dias-Filho, M.M. 2013. Structure of bird assemblages in dry and seasonally flooded grasslands in Itirapina Ecological Station, São Paulo state. *Brazilian Journal of Biology*, 73(1): 91-101.
- Fieker, C.Z., Reis, M.G. e Bruno, S.F. 2014. Guia de bolso: 100 aves do Parque Nacional da Serra da Canastra – MG. 1ª Ed. São Roque de Minas: ICMBio. 124 p.
- Figueiredo, S.V. 1991. Efeito do fogo sobre o comportamento e sobre a estrutura da avifauna de cerrado. Dissertação de mestrado. Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasil.
- Fortin, D., Beyer, H.L., Boyce, M.S., Smith, D.W., Duchesne, T. e Mao, J.S. 2005. Wolves influence elk movements: behavior shapes a trophic cascade in Yellowstone National Park. *Ecology*, 86(5): 1320-1330.
- França, H., Ramos-Neto, M.B. e Setzer, A. 2007. O fogo no Parque Nacional das Emas. Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). 140pp.
- França, H. 2010. Os incêndios de 2010 nos Parques Nacionais do Cerrado. Relatório técnico, Universidade Federal do ABC.
- Frizzo, T.L., Bonizario, C., Borges, M.P. e Vasconcelos, H. 2011. Uma revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. *Oecologia Australis*, 15(2): 365-379.

- Fuhlendorf, S.D., Harrell, W.C., Engle, D.M., Hamilton, R.G., Davis, C.A. e Leslie-Jr., D.M. 2006. Should heterogeneity be the basis for conservation? Grassland bird response to fire and grazing. *Ecological Applications*, 16(5): 1706–1716.
- Fynn, R.W.S., Morris, C.D. e Edwards, T.J. 2004. Effect of burning and mowing on grass and forb diversity in a long-term grassland experiment. *Applied Vegetation Science*, 7:1–10.
- Golfari, L., Caser, R.L. e Moura, V.P.G. 1978. Zoneamento ecológico esquemático para reflorestamento no Brasil (2a. aproximação). Belo Horizonte, Centro de Pesquisa Florestal da Região do Cerrado, 1978, 66p. (PNUD/FAO/IBDF/BRA-45. Série Técnica, 11).
- Govender, N., Trollope, W.S.W. e Van Wilgen, B.W. 2006. The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Journal of Applied Ecology*, 43(4): 748-758.
- Gregory, N.C., Sensenig, R.L. e Wilcove D.S. 2010. Effects of controlled fire and livestock grazing on bird communities in East African savannas. *Conservation Biology*, 24(6): 1606-1616.
- Hammer, Ø. Harper, D.A.T. e Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 p.
- Hammer, Ø. 2015. PAST - PAleontological STatistics. Reference Manual: v.3.05. Oslo: Natural History Museum, University of Oslo, 224 p.
- Higgins, S.I., Bond, W.J. e Trollope, W.S.W. 2000. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology*, 88: 213-229.
- Hoffmann, W.A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a Neotropical savanna. *Journal of Ecology*, 84: 383-393.



- Hoffmann, W.A. 2000. Post-establishment seedling success in the Brazilian Cerrado: A comparison of savanna and forest species. *Biotropica*, 32: 62-69.
- Howe, H.F. e Brown, J.S. 1999. Effects of birds and rodents on synthetic tallgrass communities. *Ecology*, 80(5): 1776-1781.
- IBAMA 2005. Plano de manejo do parque Nacional da Serra da Canastra. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- IUCN 2015. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>.
- Jaksié, F.M., Jiménez, J.E., Castro, S. A. e Feinsinger, P. 1992. Numerical and functional response of predators to a long-term decline in mammalian prey at a semi-arid Neotropical site. *Oecologia* 89(1): 90-101.
- Kéry, M., Royle, J.A. e Schmid, H. 2005. Modeling avian abundance from replicated counts using binomial mixture models. *Ecological applications*, 15(4): 1450-1461.
- Kochert, M.N., Steenhof, K., Carpenter, L.B. e Marzluff, J.M. 1999. Effects of fire on golden eagle territory occupancy and reproductive success. *Journal of wildlife management*, 63(3): 773-780.
- Komarek, E.V. 1974. Effects of fire on temperate forests and related ecosystems: southeastern United States. In: Kozlowski, T.T. e Ahlgren, C.E. (Eds.) *Fire and ecosystems*. Academic Press, New York. 542 pp.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological methodology*. Menlo Park. California: Benjamin / Cummings, 607p.
- Lima, S.L. 1998. Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions. *Bioscience*, 48(1): 25-34.

- Lowen, J.C., Bartrina, L., Clay, R.P. e Tobias, J.A. 1996. Biological surveys and conservation priorities in eastern Paraguay (the final reports of Projects Canopy '92 and Yacutinga '95). Cambridge: CSB Conservation Publications.
- Magurran, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing.
- Medeiros, M.B. e Fiedler, N.C. 2004. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. *Ciência Florestal*, 14(2): 157-168.
- Medeiros, M.B. e Miranda, H.S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. *Acta Botanica Brasilica*, 19(3): 493-500.
- Miranda, H.S., Bustamante, M.M.C. e Miranda, A.C. 2002. The Fire Factor. In: Oliveira, P.S. e Marquis, R.J. *The Cerrados of Brazil - Ecology and natural history of a Neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press.
- Moreira, F., Catry, F.X., Silva, J.S. e Rego, F. 2010. *Ecologia do fogo e gestão de áreas ardidas*. Portugal, Lisboa: ISA Press.
- Morris, G., Hostetler, J.A., Conner, L.M. e Oli, M.K. 2011. Effects of prescribed fire, supplemental feeding, and mammalian predator exclusion on hispid cotton rat populations. *Oecologia*, 167(4): 1005-1016.
- Mistry, J. 1998. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. *Progress in Physical Geography*, 22(4): 425-448.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A. e Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772): 853-858.
- Negret, A. e Teixeira, D.M. 1984. The Ocellated Crane (*Micropygia schomburgkii*) of Central Brazil. *The Condor*, 86: p.220.

- Neves, S.P.S. e Conceição, A.A. 2010. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrota e sementes, com espécies endêmicas na rocha. *Acta Botânica Brasilica*, 24(3): 697-707.
- Newton, I. 1992. Experiments on the limitation of bird numbers by territorial behaviour. *Biological Reviews*, 67(2): 129-173.
- Nystrom, J., Ekenstedt, J., Angerbjorn, A., Thulin, L., Hellstrom, P. e Dalén, L. 2006. Golden Eagles on the Swedish mountain tundra-diet and breeding success in relation to prey fluctuations. *Ornis Fennica* 83(4): 145-152.
- Olmos, F., Pacheco, J.F. e Silveira, L.F. 2006. Notas sobre aves de rapina (Cathartidae, Acciptridae e Falconidae) brasileiras. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 14(4): 401-404.
- Pacheco, S., Silva, N.F., Ribon, R., Simon, J.E. e Pinheiro, R.T. 1994. Efeito do manejo do Cerrado sobre as populações de alguns tinamidae em Três Marias, Estado de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Biologia*, 54(3): 435-441.
- Parker, J.W. 1974. Activity of red-tailed hawks at a corn stubble fire. *Kansas Ornithological Society*, 22:17-18.
- Parker, T.A., Castillo, U.A., Gell-Mann, M. e Rocha, O.O. 1991. Records of new and unusual birds from northern Bolivia. *Bulletin of the British Ornithologists' Club*, 111(3): 120-138.
- Parker, T.A. e Willis, E.O. 1997. Notes of three tiny grassland flycatchers, with comments on the disappearance of South American fire-diversified savannas. *Ornithological Monographs*, 48: 549-556.
- Parr, C.L. e Brockett, B.H. 1999. Patch-mosaic burning: a new paradigm for savanna fire management in protected areas? *Koedoe*, 42(2): 117-130.
- Parron, L.M. e Hay, J.D.V. 1997. Effect of fire on seed production of two native grasses in the Brazilian Cerrado. *Ecotropicos*, 10(1), 1-8.

- Petersen, E.S., Petry, M.V. e Kruger-Garcia, L. 2011. Utilização de diferentes habitats por aves de rapina no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 19(3): 376-384.
- Piacentini, V.Q., Aleixo, A., Agne, C.E., Maurício, G.N., Pacheco, J.F., Bravo, G.A., Brito, G.R.R., Naka, L.N., Olmos, F., Posso, S., Silveira, L.F, Betini, G.S., Carrano, E., Franz, I., Lees, A.C., Lima, L.M., Pioli, D., Schunck, F., Amaral, F.R., Bencke, G.A., Cohn-Haft, M., Figueiredo, L.F.A., Straube, F.C. e Cesari, E. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 23(2): 91–298.
- Prada, M. e Marinho-Filho, J. 2004. Effects of fire on the abundance of Xenarthrans in Mato Grosso, Brazil. *Austral Ecology*, 29: 568-573.
- Prada, M., Marini-Filho, O.J. e Price, P.W. 1995. Insects in flower heads of *Aspilia foliacea* (Asteraceae) after a fire in a central Brazilian savanna: Evidence for the plant vigor hypothesis. *Biotropica*, 27: 513-518.
- Queiroz, F.A. 2014. International Trade and Environment: Impacts of the exportdriven Soybean Production on the Biodiversity of the Brazilian Cerrado (1960-2005). *Journal of International Business and Economics*, 2(1): 11-28.
- Ramos-Neto, M.B. e Pivello, V.R. 2000. Lightning fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking management strategies. *Environmental Management*, 26: 675-684.
- Rodrigues, F.H.G. 1996. História natural e biologia comportamental do veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) em cerrado do Brasil central. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil.

- Salo, P., Banks P.B., Dickman, C.R. e Korpimäki, E. 2010. Predator manipulation experiments: impacts on populations of terrestrial vertebrate prey. *Ecological Monographs*, 80(4): 531–546.
- Sanaiotti, T.M. e Magnusson, W.E. 1995. Effects of annual fires on the production of fleshy fruits eaten by birds in a Brazilian Amazonian savanna. *Journal of Tropical Ecology*, 11(01): 53-65.
- Sano, E.E., Rosa, R., Brito, J.L.S. e Ferreira, L.G. 2010. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 166(1-4): 113-124.
- Sarmiento, G. 1992. Adaptative strategies of perennial grasses in South America savannas. *Journal of Vegetation Science*, 3: 325–336.
- Sendoda, A.M.C. 2009. Efeitos do manejo do fogo sobre comunidades de aves em campos sujos no Parque Nacional das Emas (GO/MS), Cerrado central. Dissertação de mestrado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Edição revisada e ampliada por Pacheco, J.F. (2001). Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira.
- Silva, J.F., Raventos, J., Caswell, H. e Trevisan, M.C. 1991. Population responses to fire in a Tropical Savanna Grass, *Andropogon semiberbis*: a matrix model approach. *The Journal of Ecology*, 79(2): 345-355.
- Silveira, L.F. 1998. The birds of Serra da Canastra National Park and adjacent areas, Minas Gerais, Brazil. *Cotinga*, 10(2): 9p.
- Silveira, L., Rodrigues, F.H.G., Jacoma, A.T.D. e Diniz, J.A.F. 1999. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. *Oryx*, 33(2): 108-114.
- Simon, M.F., Grether, R., Queiroz, L.P., Skema, C., Pennington, R.T. e 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 Science USA. 106(48): 20359-20364.
- Simon, M.F. e Pennington, T. 2012. Evidence for adaptation to fire regimes in the tropical savannas of the Brazilian Cerrado. International Journal of Plant Sciences, 173(6): 711-723.
- Skowno, A.L. e Bond, W.J. 2003. Bird community composition in an actively managed savanna reserve, importance of vegetation structure and vegetation composition. Biodiversity & Conservation, 12(11), 2279-2294.
- Slagsvold, T. e Wiebe, K.L. 2011. Social learning in birds and its role in shaping a foraging niche. Philosophical Transactions of the Royal Society of London: Biological Sciences, 366(1567): 969-977.
- Smallwood, J.A., Woodrey, M., Smallwood, N.J. e Kettler, M.A. 1982. Foraging by cattle egrets and American kestrels at a fire's edge. Journal of Field Ornithology, 53: 171-172.
- Souza, N.M. 2009. Influência do histórico do fogo sobre a ornitofauna do Parque nacional das emas (GO/MS). Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul.
- Sousa, E.N.A., Marques, J.C., Barbosa, J.S. e Albuquerque, H.N. 2010. Levantamento das aves de rapina da Fazenda Maracajá em São João do Cariri – PB. Revista Brasileira de Informações Científicas, 1(1):44-51.
- Stirling, G. e Wilsey, B. 2001. Empirical relationships between species richness, evenness, and proportional diversity. The American Naturalist, 158(3): 286-299.
- Sutherland, W.J. 2004. Diet and foraging behaviour. In: Sutherland, W.J., Newton, I. e Green. R.E. (Eds) Bird ecology and conservation: a handbook of techniques. Oxford University Press, pp.233-250.

- Teixeira, D.M. e Negret, A. 1984. The dwarf tinamou (*Taoniscus nanus*) of Central Brazil. *The Auk*, 101(1): 188-189.
- Tubelis, D.P. 2009. Feeding ecology of *Ara ararauna* (Aves, Psittacidae) at firebreaks in western Cerrado, Brazil. *Biotemas*, 22(2): 105-115.
- Tubelis, D.P. e Delitti, W.B.C. 2010. Fire management and the nesting of *Athene cunicularia* (Aves, Strigidae) in grasslands in central Cerrado, Brazil. *Biota Neotropica*, 10(2): 93-101.
- Valentine, L.E., Schwarzkopf, L., Johnson, C.N. e Grice, A.C. 2007. Burning season influences the response of bird assemblages to fire in tropical savannas. *Biological Conservation* 137(1): 90-101.
- Van Wilgen, B.W., Govender, N., Biggs, H.C., Ntsala, D. e Funda, X.N. 2004. Response of savanna fire regimes to Changing fire-management policies in a large African National Park. *Conservation Biology*, 18(6): 1533-1540.
- Van Wilgen, B.W. 2009. The evolution of fire management practices in savanna protected areas in South Africa. *South African Journal of Science*, 105(9-10): 343-349.
- Vasconcelos, H.L., Pacheco, R., Silva, R.C., Vasconcelos, P.B., Lopes, C.T., Costa, A.N. e Bruna, E.M. 2009. Dynamics of the leaf-litter arthropod fauna following fire in a neotropical woodland savanna. *PloS one*, 4(11), e7762.
- Vieira, E.M., Andrade, I. e Price, P.W. 1996. Fire effects on a *Palicourea rigida* (Rubiaceae) gall midge: A test of the plant vigor hypothesis. *Biotropica*, 28: 210-217.
- Vieira, E.M. e Briani, D.C. 2013. Short-term effects of fire on small rodents in the Brazilian Cerrado and their relation with feeding habits. *International Journal of Wildland Fire*, 22(8): 1063-1071.

- Warren, S.D., Scifres, C.J. e Teel, P.D. 1987. Response of grassland arthropods to burning: a review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 19: 105-130.
- Whelan, R. 1995. *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press.
- Wiebe, K.L. 2014. Responses of cavity-nesting birds to fire: testing a general model with data from the Northern Flicker. *Ecology*, 95(9): 2537-2547.
- Yang L.H., Bastow, J.L., Spence, K.O. e Wright, A.N. 2008. What we can learn from resource pulses? *Ecology*, 89(3): 631-634.
- Yunger, J.A. 2004. Movement and spatial organization of small mammals following vertebrate predator exclusions. *Oecologia* 139(4): 647–654.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall, 663 p.



**Apêndice.** Tabelas com as listas de nomes populares das aves citadas neste estudo.

**Tabela 1.** Lista de aves registradas sistematicamente neste estudo, com dados ecológicos considerados nas análises. Nomenclatura de acordo com Piacentini et al. (2015).

<b>Táxon Nome Científico</b>	<b>Nome Popular</b>	<b>Nome em inglês <i>English name</i></b>
<b>Rheiformes</b>		
<b>Rheidae</b>		
<i>Rhea americana</i>	ema	Greater Rhea
<b>Tinamiformes</b>		
<b>Tinamidae</b>		
<i>Rhynchotus rufescens</i>	perdiz	Red-winged Tinamou
<i>Nothura maculosa</i>	codorna-amarela	Spotted Nothura
<i>Taoniscus nanus</i>	codorninha	Dwarf Tinamou
<b>Cathartiformes</b>		
<b>Cathartidae</b>		
<i>Cathartes aura</i>	urubu-de-cabeça-vermelha	Turkey Vulture
<b>Accipitriformes</b>		
<b>Accipitridae</b>		
<i>Geranospiza caerulescens</i>	gavião-pernilongo	Crane Hawk
<i>Heterospizias meridionalis</i>	gavião-caboclo	Savanna Hawk
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	gavião-de-rabo-branco	White-tailed Hawk
<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	águia-serrana	Black-chested Buzzard-Eagle
<b>Charadriiformes</b>		

<b>Táxon</b> <b>Nome Científico</b>	<b>Nome Popular</b>	<b>Nome em inglês</b> <i>English name</i>
<b>Scolopacidae</b>		
<i>Gallinago undulata</i>	narcejão	Giant Snipe
<b>Columbiformes</b>		
<b>Columbidae</b>		
<i>Patagioenas picazuro</i>	asa-branca	Picazuro Pigeon
<i>Zenaida auriculata</i>	avoante	Eared Dove
<b>Strigiformes</b>		
<b>Strigidae</b>		
<i>Athene cunicularia</i>	coruja-buraqueira	Burrowing Owl
<b>Apodiformes</b>		
<b>Apodidae</b>		
<i>Streptoprocne zonaris</i>	taperuçu-de-coleira-branca	White-collared Swift
<b>Trochilidae</b>		
<i>Colibri serrirostris</i>	beija-flor-de-orelha-violeta	White-vented Violetear
<b>Piciformes</b>		
<b>Ramphastidae</b>		
<i>Ramphastos toco</i>	tucanuçu	Toco Toucan
<b>Picidae</b>		
<i>Colaptes campestris</i>	pica-pau-do-campo	Campo Flicker
<b>Cariamiformes</b>		
<b>Cariamidae</b>		
<i>Cariama cristata</i>	seriema	Red-legged Seriema

<b>Táxon</b> <b>Nome Científico</b>	<b>Nome Popular</b>	<b>Nome em inglês</b> <i>English name</i>
<b>Falconiformes</b>		
<b>Falconidae</b>		
<i>Caracara plancus</i>	carcará	Southern Caracara
<i>Milvago chimachima</i>	carrapateiro	Yellow-headed Caracara
<i>Falco femoralis</i>	falcão-de-coleira	Aplomado Falcon
<b>Psittaciformes</b>		
<b>Psittacidae</b>		
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	periquitão	White-eyed Parakeet
<i>Eupsittula aurea</i>	periquito-rei	Peach-fronted Parakeet
<i>Alipiopsitta xanthops</i>	papagaio-galego	Yellow-faced Parrot
<b>Passeriformes</b>		
<b>Thamnophilidae</b>		
<i>Thamnophilus torquatus</i>	choca-de-asa-vermelha	Rufous-winged Antshrike
<b>Melanopareidae</b>		
<i>Melanopareia torquata</i>	tapaculo-de-colarinho	Collared Crescentchest
<b>Rhinocryptidae</b>		
<i>Scytalopus novacapitalis</i>	tapaculo-de-brasília	Brasília Tapaculo
<b>Scleruridae</b>		
<i>Geositta poeciloptera</i>	andarilho	Campo Miner
<b>Furnariidae</b>		
<i>Furnarius rufus</i>	joão-de-barro	Rufous Hornero
<i>Lochmias nematura</i>	joão-porca	Sharp-tailed Streamcreeper
<i>Phacellodomus rufifrons</i>	joão-de-pau	Rufous-fronted Thornbird
<i>Anumbius annumbi</i>	cochicho	Firewood-Gatherer

<b>Táxon</b> <b>Nome Científico</b>	<b>Nome Popular</b>	<b>Nome em inglês</b> <b><i>English name</i></b>
<i>Synallaxis frontalis</i>	petrim	Sooty-fronted Spinetail
<i>Synallaxis albescens</i>	uí-pi	Pale-breasted Spinetail
<i>Synallaxis spixi</i>	joão-teneném	Spix's Spinetail
<b>Rhynchocyclidae</b>		
<i>Todirostrum cinereum</i>	ferreirinho-relógio	Common Tody-Flycatcher
<b>Tyrannidae</b>		
<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha	Southern Beardless-Tyrannulet
<i>Elaenia flavogaster</i>	guaracava-de-barriga-amarela	Yellow-bellied Elaenia
<i>Elaenia parvirostris</i>	tuque-pium	Small-billed Elaenia
<i>Elaenia mesoleuca</i>	tuque	Olivaceous Elaenia
<i>Elaenia chiriquensis</i>	chibum	Lesser Elaenia
<i>Culicivora caudacuta</i>	papa-moscas-do-campo	Sharp-tailed Tyrant
<i>Polystictus superciliaris</i>	papa-moscas-de-costas-cinzentas	Gray-backed Tachuri
<i>Serpophaga nigricans</i>	joão-pobre	Sooty Tyrannulet
<i>Myiarchus ferox</i>	maria-cavaleira	Short-crested Flycatcher
<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi	Great Kiskadee
<i>Tyrannus savana</i>	tesourinha	Fork-tailed Flycatcher
<i>Myiophobus fasciatus</i>	filipe	Bran-colored Flycatcher
<i>Gubernetes yetapa</i>	tesoura-do-brejo	Streamer-tailed Tyrant
<i>Alectrurus tricolor</i>	galito	Cock-tailed Tyrant
<i>Knipolegus lophotes</i>	maria-preta-de-penacho	Crested Black-Tyrant
<i>Xolmis cinereus</i>	primavera	Gray Monjita
<i>Xolmis velatus</i>	noivinha-branca	White-rumped Monjita

<b>Táxon</b> <b>Nome Científico</b>	<b>Nome Popular</b>	<b>Nome em inglês</b> <i>English name</i>
<b>Hirundinidae</b>		
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	andorinha-pequena-de-casa	Blue-and-white Swallow
<i>Alopochelidon fucata</i>	andorinha-morena	Tawny-headed Swallow
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	andorinha-serradora	Southern Rough-winged Swallow
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	andorinha-de-sobre-branco	White-rumped Swallow
<b>Troglodytidae</b>		
<i>Troglodytes musculus</i>	corruíra	Southern House Wren
<i>Cistothorus platensis</i>	corruíra-do-campo	Sedge Wren
<b>Turdidae</b>		
<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-branco	Pale-breasted Thrush
<b>Mimidae</b>		
<i>Mimus saturninus</i>	sabiá-do-campo	Chalk-browed Mockingbird
<b>Motacillidae</b>		
<i>Anthus nattereri</i>	caminheiro-grande	Ochre-breasted Pipit
<i>Anthus hellmayri</i>	caminheiro-de-barriga-acanelada	Hellmayr's Pipit
<b>Passerellidae</b>		
<i>Zonotrichia capensis</i>	tico-tico	Rufous-collared Sparrow
<i>Ammodramus humeralis</i>	tico-tico-do-campo	Grassland Sparrow
<b>Parulidae</b>		
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	pia-cobra	Masked Yellowthroat
<b>Icteridae</b>		
<i>Gnorimopsar chopi</i>	pássaro-preto	Chopi Blackbird

<b>Táxon</b> <b>Nome Científico</b>	<b>Nome Popular</b>	<b>Nome em inglês</b> <i>English name</i>
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	chopim-do-brejo	Yellow-rumped Marshbird
<b>Thraupidae</b>		
<i>Porphyrospiza caerulescens</i>	campainha-azul	Blue Finch
<i>Neothraupis fasciata</i>	cigarra-do-campo	White-banded Tanager
<i>Schistochlamys ruficapillus</i>	bico-de-veludo	Cinnamon Tanager
<i>Tangara sayaca</i>	sanhaço-cinzento	Sayaca Tanager
<i>Tangara cayana</i>	saíra-amarela	Burnished-buff Tanager
<i>Sicalis citrina</i>	canário-rasteiro	Stripe-tailed Yellow-Finch
<i>Sicalis flaveola</i>	canário-da-terra	Saffron Finch
<i>Sicalis luteola</i>	tipio	Grassland Yellow-Finch
<i>Volatinia jacarina</i>	tiziu	Blue-black Grassquit
<i>Sporophila plumbea</i>	patativa	Plumbeous Seedeater
<i>Sporophila beltoni</i>	patativa-tropeira	Tropeiro Seedeater
<i>Sporophila nigricollis</i>	baiano	Yellow-bellied Seedeater
<i>Sporophila caerulescens</i>	coleirinho	Double-collared Seedeater
<i>Sporophila bouvreuil</i>	caboclinho	Copper Seedeater
<i>Sporophila pileata</i>	caboclinho-branco	Pearly-bellied Seedeater
<i>Sporophila hypoxantha</i>	caboclinho-de-barriga-vermelha	Tawny-bellied Seedeater
<i>Sporophila cinnamomea</i>	caboclinho-de-chapéu-cinzento	Chestnut Seedeater
<i>Sporophila melanogaste</i>	caboclinho-de-barriga-preta	Black-bellied Seedeater
<i>Coryphasiza melanotis</i>	tico-tico-de-máscara-negra	Black-masked Finch
<i>Embernagra platensis</i>	sabiá-do-banhado	Great Pampa-Finch

<b>Táxon</b> <b>Nome Científico</b>	<b>Nome Popular</b>	<b>Nome em inglês</b> <b>English name</b>
<i>Emberizoides herbicola</i>	canário-do-campo	Wedge-tailed Grass-Finch
<i>Emberizoides ypiranganus</i>	canário-do-brejo	Lesser Grass-Finch
<i>Cypsnagra hirundinacea</i>	bandoleta	White-rumped Tanager
<b>Fringillidae</b>		
<i>Spinus magellanicus</i>	pintassilgo	Hooded Siskin

**Tabela 2.** Lista de aves registradas no estudo, porém, fora do período de amostragem regular (*ad libitum*). Não foram consideradas nas análises.

<b>Táxon</b> <b>Nome Científico</b>	<b>Nome Popular</b>	<b>Nome em inglês</b> <b>English name</b>
<b>Accipitriformes</b>		
<b>Accipitridae</b>		
<i>Accipiter bicolor</i> (Vieillot, 1817)	gavião-bombachinha-grande	Bicolored Hawk
<i>Urubitinga coronata</i> (Vieillot, 1817)	águia-cinzenta	Crowned Solitary Eagle
<b>Caprimulgiformes</b>		
<b>Caprimulgidae</b>		
<i>Hydropsalis longirostris</i> (Bonaparte, 1825)	bacurau-da-telha	Band-winged Nightjar
<i>Nannochordeiles pusillus</i> (Gould, 1861)	bacurauzinho	Least Nighthawk
<b>Falconiformes</b>		
<b>Falconidae</b>		
<i>Falco sparverius</i> Linnaeus, 1758	quiriquiri	American Kestrel

**Tabela 3.** Lista de aves citadas no texto, cujas informações ou dados são provenientes de outros trabalhos científicos.

<b>Táxon</b> <b>Nome Científico</b>	<b>Nome Popular</b>	<b>Nome em inglês</b> <i>English name</i>
<b>Tinamiformes</b>		
<b>Tinamidae</b>		
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	inambu-chororó	Small-billed Tinamou
<b>Accipitriformes</b>		
<b>Accipitridae</b>		
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	sovi	Plumbeous Kite
<b>Gruiformes</b>		
<b>Rallidae</b>		
<i>Micropygia schomburgkii</i> (Schomburgk, 1848)	maxalalagá	Ocellated Crake
<b>Falconiformes</b>		
<b>Falconidae</b>		
<i>Daptrius ater</i> Vieillot, 1816	gavião-de-anta	Black Caracara
<i>Milvago chimango</i> (Vieillot, 1816)	chimango	Chimango Caracara
<b>Psittaciformes</b>		
<b>Psittacidae</b>		
<i>Ara ararauna</i> (Linnaeus, 1758)	arara-canindé	Blue-and-yellow Macaw
<b>Passeriformes</b>		
<b>Thraupidae</b>		
<i>Charitospiza eucosma</i> Oberholser, 1905	mineirinho	Coal-crested Finch