

Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**Queimadas e lagartos do Cerrado: efeitos diretos e  
indiretos**

Bernardo Miglio Costa

Brasília – DF

2011

Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

# Queimadas e lagartos do Cerrado: efeitos diretos e indiretos

Orientador: Dr. Guarino Rinaldi Colli

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ecologia

Brasília – DF

2011

Bernardo Miglio Costa

**Queimadas e lagartos do Cerrado: efeitos diretos e indiretos**

Dissertação realizada com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e da Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal (FAP-DF) e aprovada junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Comissão Examinadora:

---

**Prof. Dr. Guarino Rinaldi Colli**

**Presidente/Orientador**

**UnB**

---

**Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira**

**Membro interno vinculado ao Programa**

**UnB**

---

**Prof. Dr. Raimundo P. B. Henriques**

**Membro externo não vinculado ao Programa**

**UnB**

---

**Prof. Dr. Cristiano Campos Nogueira**

**Membro Suplente não vinculado ao Programa**

**UnB**

Brasília, 29 de abril de 2011

À minha família,  
Meus amigos e meu amor.



Tim Mallos – The Fire Lizard

“Somente com um olhar mais atento, mais profundo  
Percebe-se a magia de todas essas cores  
O cerrado, com o fogo, supera suas dores  
Renasce, outra vez, para a sobrevivência desse nosso mundo.”

(Última estrofe do poema “**As cores do fogo da vida**” de Aline Bassoli)

## Agradecimentos

Primeiramente, devo agradecer a Deus; ciência não deve ser um meio de nos afastarmos Dele – ao contrário – é um meio de reconhecimento do valor de tudo o que Ele criou. À minha mãe, que sempre foi incentivadora do crescimento através do estudo e da busca pela realização dos sonhos. Sinceramente agradeço aos amigos Davi Pantoja e Elisa Coutinho, com quem tive os primeiros contatos com o projeto que resultou nesta dissertação e que para mim foram verdadeiros orientadores. Também à Marizinha, com quem pude contar sempre, com a amizade e o apoio, nos momentos de extrema necessidade. Ao Geraldo Freire, “grande” amigo, pela parceria e constante presença. À Lolô, meu amorzon, pelo companheirismo total, até mesmo nas incontáveis vezes que me ajudou em campo enfrentando aranhas e insetos voadores com sua capa de chuva e máscara de procedimento. À Jose, pela força que me deu nas várias etapas desse processo, nos trabalhos de campo e nos momentos críticos da vida de mestrando. À Tânia, mega parceira, guerreira e sucessora dessa história (cinco anos já se foram, agora são outros cinco...), e à Juliana Marinho e ao Heitor (garoto prodígio) pelo empenho em campo que já tiveram comigo e pelo que estão tendo com a Tânia. A toda a galera do laboratório e agregados que ajudaram na instalação das armadilhas: Ângelo Zerbini, Marcela Brasil, Pedro Podestà, Renan Janke, Marcella Santos, Laís Veludo, Fabrícus Bicalho, Ísis Arantes, Roger Ledo, Guth Berger, Daniel Bastos, João Vitor, João Pantoja, Davi Pantoja, Marizinha, André Felipe, Daniel Velho, Gabriel Horta.

Não poderia deixar de agradecer também pela solicitude de sempre de Miriam e Betânia, da reserva do IBGE, bem como aos funcionários da portaria pela simpatia. Aos motoristas do IB, Vandélio e Mendes, pelas inúmeras idas e vindas ao IBGE e pela disposição de sempre. À Patrícia, secretária do Departamento de Zoologia, por facilitar, e muito, a marcação das Kombis da garagem da UnB.

Finalmente, agradeço ao Guarino pela confiança em mim depositada, pois essa para mim foi uma chance não só de crescimento profissional e pessoal, mas também de conhecer tantas pessoas queridas com quem tive o prazer (apesar de qualquer “treta”) de conviver nestes cinco anos de trabalho no Laboratório de Herpetologia. E se faltou alguém, foi por falha de memória, não por ingratidão, porque estou sinceramente muito agradecido pelo esforço e colaboração de todos!

## Índice

### Capítulo 1: Efeitos diretos e de curto prazo das queimadas sobre a lacertofauna do Cerrado

Resumo.....	01
Abstract.....	02
Introdução.....	03
Material e métodos	
<i>Área de estudo</i> .....	06
<i>Coleta de dados</i> .....	07
<i>Análises</i> .....	08
Resultados.....	09
Discussão.....	10
Conclusões.....	16
Referências.....	18
Tabelas.....	25
Legendas das figuras.....	30

### Capítulo 2: Papel dos microclimas sobre a estrutura da lacertofauna do Cerrado

Resumo.....	34
Abstract.....	35
Introdução.....	36
Material e métodos	
<i>Área de estudo</i> .....	39
<i>Amostragem de lagartos</i> .....	40
<i>Variáveis estruturais</i> .....	40
<i>Variáveis microclimáticas</i> .....	41

<i>Análises – variáveis ambientais × lacertoфаuna</i> .....	42
<i>Análises – condição corporal dos indivíduos</i> .....	43
<i>Análises – permanência das populações</i> .....	45
<b>Resultados</b>	
<i>Comunidade de lagartos</i> .....	46
<i>Variáveis ambientais × lacertoфаuna</i> .....	46
<i>Condição corporal dos indivíduos</i> .....	48
<i>Permanência das populações</i> .....	49
<b>Discussão</b>	
<i>Variáveis estruturais</i> .....	45
<i>Variáveis microclimáticas</i> .....	52
<i>Importância relativa das variáveis estruturais e microclimáticas</i> .....	54
<i>Condição corporal</i> .....	55
<i>Taxa de permanência das populações</i> .....	56
<b>Referências</b> .....	58
<b>Tabelas</b> .....	64
<b>Legendas das figuras</b> .....	72

## Capítulo 1: Efeitos diretos e de curto prazo das queimadas sobre a lacertofauna do Cerrado.

### Resumo

Assim como em outros biomas savânicos, no Cerrado as queimadas são comuns e influenciam a estrutura da vegetação e, conseqüentemente, a fauna associada. Em geral, estudos sugerem haver reduzida ou nenhuma mortalidade direta de lagartos provavelmente devido a comportamentos adaptativos. Estudos sobre os efeitos indiretos pressupõem ausência de efeitos diretos. Queimadas em três fisionomias de Cerrado foram monitoradas para investigar seus efeitos sobre a sobrevivência dos lagartos. Também foram avaliados os efeitos da queima, em curto prazo, sobre as espécies do cerrado *sensu stricto*. Não foi registrada mortalidade direta em qualquer fisionomia, sendo buracos e cupinzeiros utilizados como principais refúgios. A maioria das espécies apresentou comportamentos adaptativos, com restrição no uso de microhábitats e no repertório de comportamentos exibidos imediatamente após a queimada. Em curto prazo, a maioria das espécies do cerrado *sensu stricto* ou não sofreu efeitos, ou teve aumento na captura, enquanto apenas uma, *Mabuya nigropunctata*, teve sua captura reduzida. Uma vez que não houve mortalidade aparente, as maiores mudanças na capturabilidade das espécies após o fogo foram consideradas resultantes das mudanças nas condições ambientais. Tais mudanças provavelmente representam, para a maioria das espécies, aumento dos recursos alimentares ou mesmo melhoria das condições microclimáticas e estruturais do hábitat. Por outro lado, para algumas espécies as mudanças ambientais podem significar inadequabilidade do hábitat.

## Abstract

Like in other savannic biomes, burns are common in Cerrado and influence the vegetation structure and the associated fauna, as a consequence. In general, previous studies suggested little or no direct lizard mortality and this may be related to adaptive behaviors. Studies on indirect effects often assume the absence of direct effects. We monitored prescribed fires on three Cerrado physiognomies to investigate their effects on lizard survival. In addition, we also evaluated the short-term effects of fire on lizard abundance in cerrado *sensu stricto*. No post-fire mortality was recorded in any physiognomy, with burrows and termite nests being the prime shelters used. Most lizard species displayed adaptive behaviors by restricting both microhabitat use during fire and their movements immediately after the fire. In the short-term, most of cerrado *sensu stricto* species had no effects or increased in abundance, whereas *Mabuya nigropunctata* displayed reduced abundance. Once there is no evident mortality caused by fire, major changes on species abundance are attributed to habitat changes. Such changes may represent improvement of food resources or amelioration of microclimatic and structural conditions to most lizard species. Conversely, environmental changes can represent habitat inadequacies for some species.

## Introdução

As perturbações causadas pelo fogo sobre a biota variam com sua extensão, magnitude, frequência, previsibilidade e taxa de substituição (ou período de rotação). Independentemente de sua severidade, o fogo causa morte, remoção ou injúria de indivíduos, criando condições para o estabelecimento de novos indivíduos (Sousa, 1984). Determinadas formações vegetais são mais propensas à queima que outras, devido a características intrínsecas e também às condições climáticas onde se estabelecem (Woodward *et al.*, 2004). Assim, em vegetações com baixa inflamabilidade, mesmo em zonas climáticas de alta propensão, as queimadas podem ser raras ou ausentes (Nepstad *et al.*, 1999). Por outro lado, vegetações de alta inflamabilidade sob climas não propícios sofrem queimadas de grande severidade (grande magnitude e extensão), desde que haja mudança climática acentuada, como uma seca prolongada (Mutch, 1970). A propensão à queima é fator adaptativo em muitas formações vegetais, que são dependentes do fogo para não serem substituídas por outras formações (Mutch, 1970; Bond *et al.*, 2005). Esse é o caso das formações savânicas, como o Cerrado do Brasil central (Eiten, 1972; Oliveira e Marquis, 2002), que possuem vegetação propensa à queima em zona climática favorável. No Cerrado, com o aumento da inflamabilidade pela dominância das gramíneas C4, a seleção natural levou ao desenvolvimento de estratégias para sobrevivência à passagem do fogo em diversas espécies vegetais (Simon *et al.*, 2009).

As plantas são sésseis e sua resistência ao fogo se dá por meio de estruturas que contribuem para o isolamento térmico e proteção de estruturas vitais, como súberes espessos, xilopódios e folhas rosetadas em torno das gemas (Eiten, 1972). Por outro lado, os animais resistem à passagem do fogo de acordo com sua capacidade de fugir e utilizar refúgios, a qual está relacionada primeiramente à mobilidade. Por exemplo, vertebrados que se dispersam por longas distâncias, como aves e grandes mamíferos, são pouco afetados pelas queimadas

(Frost, 1985). Secundariamente, tal resistência pode estar ligada a comportamentos e histórias de vida favoráveis (Whelan, 1995; Lyon *et al.*, 2000). Para ilustrar um comportamento favorável, contrariamente aos pequenos mamíferos que criam suas ninhadas em meio à vegetação, os que o fazem abaixo do nível do solo podem garantir a sobrevivência dos filhotes durante a passagem do fogo (Erwin e Stasiak, 1979). Já no caso da história de vida favorável, animais que estiveram para evitar a seca podem, ao mesmo tempo, evitar a estação de queima (Braithwaite, 1987). Animais podem, ainda, apresentar características que permitem lidar com a passagem do fogo de maneira semelhante aos vegetais. Os pêlos de alguns mamíferos podem permitir que transpassem rapidamente uma frente de fogo sem maiores danos a órgãos vitais; no entanto, mesmo pequenos danos podem resultar em mortalidade em curto prazo, seja por grave desidratação, seja por infecção das feridas (Whelan, 1995). Ainda, muitos animais podem morrer sem mesmo ter tido contato com a frente de fogo, visto que a fumaça pode causar asfixia (Singer *et al.*, 1989).

Queimadas podem afetar a fauna direta ou indiretamente. A maior parte dos estudos sobre a resposta da fauna aos efeitos diretos do fogo envolveu a mastofauna e avifauna (Lyon *et al.*, 2000). Na maioria das espécies estudadas houve baixa mortalidade de indivíduos adultos, no caso das aves (Finch *et al.*, 1997), e mortalidade negligenciável de indivíduos de grande e médio porte, no caso dos mamíferos (Singer *et al.*, 1989; Prada e Marinho, 2004). Pequenos mamíferos podem sofrer reduções em abundância imediatamente após as queimadas (Simons, 1991; Schwilk e Keeley, 1998; Lyon *et al.*, 2000), com rápida recuperação das populações (Henriques *et al.*, 2000; Briani *et al.*, 2004; Henriques *et al.*, 2006), o que pode resultar em aumentada abundância e densidade (Vieira, 1999).

Lagartos são bons modelos de estudo, visto que possuem em geral baixa mobilidade e pequena área de vida, o que os torna potencialmente vulneráveis aos efeitos diretos de queimadas (Vitt, 1991). Entretanto, Russell (1999) argumenta que, salvo exceções, há

reduzidos efeitos diretos sobre a herpetofauna, a despeito de sua baixa mobilidade. Este padrão tem sido corroborado em estudos mais recentes sobre anfíbios (Schurbon e Fauth, 2003; Renken, 2006; mas ver Pilliod *et al.*, 2003), a despeito de sua vulnerabilidade à desidratação, e lagartos, cuja mortalidade diretamente pelo fogo é rara e restrita a poucas espécies (Griffiths e Christian, 1996; Kaufmann *et al.*, 2007), ou inexistente (Floyd *et al.*, 2002). Faria *et al.* (2004) verificaram que diferenças na abundância de *Anolis auratus* e *Cnemidophorus lemniscatus* entre áreas queimadas e não-queimadas de Savanas Amazônicas são mais relacionadas a alterações comportamentais do que à mortalidade direta pelo fogo. Por outro lado, a mortalidade é em geral alta em quelônios (Hailey, 2000; Esque *et al.*, 2003; Popgeorgiev, 2008) e muitas serpentes são também vulneráveis à mortalidade direta por queimadas (Durbán, 2006; Webb e Shine, 2008; Lyet *et al.*, 2009).

Animais podem apresentar respostas das mais variadas aos efeitos indiretos das queimadas (Lawrence, 1966; Moretti *et al.*, 2004; Legge *et al.*, 2008). Contudo, a ausência de efeitos indiretos ou a existência de efeitos indiretos negativos sobre a fauna podem ser meros reflexos dos efeitos diretos. Muitos estudos dos efeitos indiretos sobre a lacertofauna partem do pressuposto de ausência de efeitos diretos. Por exemplo, em áreas de *Spinifex* dos desertos australianos, sujeitos a queimadas de baixa intensidade, a formação de um mosaico com diferentes níveis de recuperação pós-fogo aparentemente favorece a diversidade de lagartos (Pianka, 1996). Nesse caso, espécies localmente extintas em áreas queimadas podem recolonizar áreas perturbadas a partir das adjacências não perturbadas pelo fogo. Espécies generalistas rapidamente colonizam o ambiente alterado, enquanto que as especialistas podem continuar a existir em pontos remanescentes de vegetação não queimada. Pianka (1996) não relacionou as extinções locais à mortalidade direta, crendo serem devidas à emigração. Cunningham *et al.* (2002) também observaram aumento de riqueza e diversidade de lagartos em áreas queimadas de chaparral e floresta, presumivelmente devido a um rápido

estabelecimento dos indivíduos que sobreviveram ao fogo e ao fato de muitas espécies aparentemente preferirem os estágios sucessionais iniciais. Ainda, Singh *et al.* (2002) notaram que em florestas esclerófilas abertas na Austrália não houve efeitos indiretos do fogo sobre a riqueza de lagartos nem, em geral, sobre a abundância das espécies, supondo não haver mortalidade significativa.

O fogo é um proeminente fator ecológico no Cerrado (Coutinho, 1990; Miranda *et al.*, 2002), portanto é de se esperar que suas comunidades animais apresentem também estratégias de sobrevivência à passagem do fogo. No Cerrado, queimadas naturais foram consideradas fator importante para a manutenção da riqueza regional de espécies de lagartos; contudo, se muito frequentes ou em maior intensidade, como no final da seca, tendem a uniformizar o ambiente e assim atuar negativamente sobre a diversidade (Araújo *et al.*, 1996; Pantoja, 2007). Entretanto, ainda é reduzido o conhecimento dos efeitos indiretos e inexistem estudos sobre os efeitos diretos de queimadas sobre a lacertofauna do Cerrado. Portanto, este trabalho visa avaliar os efeitos diretos e de curto prazo de uma queimada controlada sobre os lagartos do Cerrado, bem como investigar comportamentos adaptativos que possam promover a sobrevivência dos indivíduos.

## Material e Métodos

### *Área de Estudo*

O estudo foi conduzido na Reserva Ecológica do Roncador, situada 35 km ao sul de Brasília, Distrito Federal (Fig. 1). Parcelas de vegetação do Cerrado, anteriormente protegidas do fogo por 16 anos, foram submetidas a queimadas controladas desde 1990 (Pivello *et al.*, 2010). Foram amostradas uma parcela de 4 ha (200 × 200 m) e duas de 10 ha (200 × 500 m) sujeitas a queimadas quadrienais no meio da estação seca, no início de setembro. Cada parcela amostrada representou uma fisionomia da vegetação do Cerrado,

sendo elas, por ordem crescente de densidade arbórea, campo sujo (a menor parcela), cerrado *sensu stricto* e cerradão (Eiten, 1972; Ribeiro e Walter, 1998; Oliveira-Filho e Ratter, 2002). O campo sujo caracteriza-se por um estrato rasteiro dominado por gramíneas, com árvores e arbustos esparsos e de pequeno porte (até 3 m), com até 3% de cobertura de dossel. O cerrado *sensu stricto* apresenta moderado adensamento arbóreo-arbustivo, com árvores de até 6 m, formando dossel de 19%. O cerradão é caracterizado por vegetação com estrato arbóreo-arbustivo mais adensado, com cobertura de 46% e reduzido número de espécies e abundância de herbáceas em relação às demais fisionomias.

#### *Coleta de Dados*

Queimadas monitoradas foram realizadas nos dias 3, 5 e 6 de setembro de 2007, no campo sujo, cerradão e cerrado *sensu stricto*, respectivamente, todas iniciadas às 14:00 h. Para investigar os efeitos imediatos das queimadas, foram percorridas transeções lineares nas diferentes fisionomias amostradas à procura de lagartos, sendo quatro observadores nas transeções de campo e cerradão, e três no cerrado *sensu stricto*. Imediatamente após as queimadas os observadores percorreram simultaneamente transeções paralelas ao menor lado da parcela (200 m), com um tempo limite de 20 min por transeção e distância aproximada de 10 m entre dois observadores, ou entre um observador e as menores margens da parcela. Foram percorridas quatro transeções por observador, totalizando 16 percursos para o campo e cerradão, e 12 para o cerrado *sensu stricto*. Um teste de independência do qui-quadrado, com significância determinada por 1.000 aleatorizações de Monte Carlo (Quinn e Keough, 2002; Crawley, 2007), indicou que não houve associação entre observadores e a frequência de observação das espécies ( $\chi^2_{NA} = 14,41$ ;  $p = 0,57$ ), o que significa que não houve tendenciosidade na amostragem devida aos observadores.

Para cada lagarto observado foram registradas as seguintes informações: espécie, ocorrência de mortalidade por consequência da queimada, uso de microhábitats e comportamento. As categorias de microhábitats foram baseadas nos refúgios disponíveis, potencialmente explorados pelos lagartos: (1) árvores (empoleirados, em ocos ou vãos) e (2) cupinzeiros (Braithwaite, 1987; Griffiths e Christian, 1996); (3) buracos no chão, (4) troncos caídos e (5) porções de vegetação não queimada (Russell *et al.*, 1999). Os comportamentos foram baseados na relação dos lagartos com refúgios e a aproximação do observador. Como não houve muita complexidade nessa relação, os comportamentos registrados limitaram-se a “parado” ou “em movimento”.

Para investigar os efeitos de curto prazo das queimadas, a parcela de cerrado *sensu stricto* foi monitorada com armadilhas de interceptação-e-queda por um período de 12 meses antes e 12 após a queima. Foram instaladas 10 armadilhas na parcela, formando arranjos compostos por quatro alçapões (baldes de 20 l), sendo um central conectado por cercas-guia (de 6 m x 0,5 m) aos três periféricos, formando ângulos de 120°. As armadilhas foram abertas durante cinco dias consecutivos de cada mês.

### *Análises*

As consequências imediatas das queimadas foram investigadas pelos efeitos dos fatores espécie, comportamento, fisionomia e microhábitat sobre as contagens de lagartos, empregando-se um modelo log-linear e testes do qui-quadrado, esses últimos com significância determinada através de 1.000 aleatorizações de Monte Carlo (Quinn e Keough, 2002; Crawley, 2007). Para investigar os efeitos de curto prazo das queimadas, um modelo log-linear e testes binomiais foram empregados para verificar diferenças na capturabilidade das espécies de lagartos antes e após a queimada (Quinn e Keough, 2002; Crawley, 2007). Nesse caso, as capturas nas armadilhas de interceptação-e-queda do cerrado *sensu stricto*

foram agrupadas entre setembro de 2006 e agosto de 2007, representando o período pré-fogo, e entre setembro de 2007 e agosto de 2008, representando o período pós-fogo. No Cerrado, cerca de 80% do estrato rasteiro, a principal cobertura vegetal afetada por queimadas, se recupera dentro de um ano (Miranda *et al.*, 2002). Todas as análises foram conduzidas com o programa R 2.12.0 (R Development Core Team, 2010), adotando-se nível de significância de 5%.

## Resultados

No estudo dos efeitos imediatos das queimadas, foram registrados 122 lagartos representando cinco espécies, 11 dos quais não foram identificados (9%). Todos os espécimes de *Mabuya* foram agrupados, tendo em vista a dificuldade de se identificar, à distância, as espécies que ocorrem na área de estudo (*M. frenata*, *M. nigropunctata* e *M. dorsivittata*). Apesar das queimadas terem desnudado quase que completamente as parcelas (Fig. 2), em nenhuma delas foi observada mortalidade direta de lagartos pelo fogo.

A análise do modelo log-linear e os testes de qui-quadrado indicaram que as contagens de lagartos nas parcelas recém-queimadas foram influenciadas apenas pelos fatores espécie, comportamento e microhábitat, assim como pelas interações espécie\*fisionomia e comportamento\*fisionomia (Tabela 1). As espécies mais abundantes foram *Mabuya* spp., *Anolis meridionalis* e *Tropidurus itambere*, nessa ordem (Tabela 2). A distribuição das espécies diferiu significativamente entre fisionomias, embora o total de observações não tenha diferido entre fisionomias (Tabela 1). A diferença foi devida à maior frequência de *Tropidurus itambere* no cerradão e de *Mabuya* spp. no cerrado *sensu stricto* (Tabela 2). O comportamento mais frequente foi "parado" (Tabelas 1 e 3), tanto no total, quanto em cada fisionomia, exceto no cerrado *sensu stricto*, onde não houve diferença na frequência dos comportamentos (Tabela 3). Buracos no chão (n= 102, ~84%) e cupinzeiros (n= 17, ~14%)

foram os refúgios mais utilizados por todas as espécies (Tabela 4). Foram raros os remanescentes de vegetação não queimada, de modo que apenas um indivíduo foi avistado em tal microhábitat, indicado na Tabela 4 por "Moita".

Nas armadilhas no cerrado *sensu stricto*, foram capturados 175 lagartos distribuídos em 11 espécies, dos quais 77 indivíduos de 10 espécies foram capturados antes do fogo e 98 indivíduos de nove espécies após o fogo (Tabela 5). Houve diferença significativa no número de capturas das espécies entre períodos pré- e pós-fogo ( $\chi^2_{10} = 52,11$ ;  $p < 0,001$ ). Isso ocorreu, principalmente, pelo aumento nas capturas de *Micrablepharus atticolus* e *Anolis meridionalis*, assim como pela redução nas capturas de *Mabuya nigropunctata*, após o fogo (Tabela 5).

## Discussão

Houve interação dos fatores espécie e fisionomia sobre as contagens de indivíduos imediatamente após as queimadas controladas, indicando que cada fisionomia do Cerrado apresenta uma comunidade de lagartos própria. Estudos anteriores documentaram a existência de segregação de hábitat pelas espécies de lagarto do Cerrado (Nogueira *et al.*, 2005; Vitt, Colli *et al.*, 2007; Nogueira *et al.*, 2009), com cada fisionomia apresentando uma composição, o que resulta em alta riqueza em escala regional (Colli *et al.*, 2002). Muitos estudos indicam uma correlação positiva entre a heterogeneidade do hábitat e a diversidade de espécies animais, fundada em diferenças em estruturas-chave da vegetação (Tews *et al.*, 2004). Em desertos, a heterogeneidade espacial é o mecanismo mais importante na determinação da diversidade de lagartos (Pianka, 1967). Portanto, a diferença de composição de lacertofauna observada entre as fisionomias do Cerrado imediatamente após as queimadas era pré-existente e não resultante de mortalidade diferencial. Da mesma forma, as diferenças entre espécies nas freqüências de observação são triviais, uma vez que já é bem conhecido

que na natureza há poucas espécies muito abundantes e muitas mais raras (Magurran e Henderson, 2003).

Embora tenha havido interação entre os fatores comportamento e fisionomia, a variação de comportamento entre fisionomias residiu no fato de que apenas no cerrado *sensu stricto* não houve diferença entre "parado" e "em movimento". Imediatamente após as queimadas, notou-se que, independentemente da fisionomia, o comportamento predominante foi "parado". Tal comportamento é típico dos forrageadores senta-e-espera, que geralmente se valem da estratégia de camuflagem para evitar a predação (Anderson e Karasov, 1981; Huey e Pianka, 1981; Anderson e Karasov, 1988). Entretanto, não houve diferenças de comportamento entre as espécies, de forma que mesmo lagartos forrageadores ativos, dos quais se esperava maior movimentação e fuga com a aproximação, também permaneceram imóveis. Esta mudança de comportamento é comparável à observada nos indivíduos da espécie australiana ameaçada, *Tiliqua adelaidensis* (forrageador ativo), que permanecem parados em buracos no chão após a passagem do fogo, provavelmente pelo estresse causado pelo fogo ou para evitar as condições de maior exposição à predação (Fenner e Bull, 2007). Ao contrário, Templeton *et al.* (2001) notaram que *Crotaphytus collaris* (senta-e-espera) aumentou sua taxa de dispersão e colonização após queimadas, o que não foi devido ao fogo *per se*, mas à expansão da conectividade entre clareiras ocupadas pela espécie. Porém, isso ocorreu após a substituição do sub-bosque por gramíneas e, provavelmente, a taxa de dispersão destes lagartos não aumentou imediatamente após a queima, visto que gramíneas são também removidas. Desta forma, no Cerrado, como observado em outros ambientes, as espécies de lagarto respondem negativamente à remoção de microhábitats importantes (James e M'closkey, 2003), reduzindo a atividade possivelmente para não aumentar a exposição a predadores (Shepard, 2007; Wilgers e Horne, 2007).

Mesmo que no Cerrado as queimadas sejam classificadas como de baixa intensidade, as temperaturas máximas a um centímetro do solo variam de 85 a 840 °C, em qualquer fisionomia, durante a passagem do fogo (Miranda *et al.*, 1993; Miranda *et al.*, 1996). Tão altas temperaturas deveriam resultar em alguma mortalidade de lagartos, caso não se refugiassem adequadamente. Refúgios adequados devem estar livres da passagem do fogo ou ao menos propiciar isolamento térmico; de outra forma, os lagartos devem se refugiar em áreas não queimadas, fugindo da frente de fogo, ou perecer (Pianka, 1996). Nas parcelas do Cerrado observamos espécies de diversos hábitos: *Anolis meridionalis* essencialmente vive em arbustos e moitas, e frequentemente se abriga em buracos (Vitt e Caldwell, 1993; Langstroth, 2006); *Cercosaura ocellata* é semi-fossorial, em geral associada ao folhiço (Vitt *et al.*, 1999); *Polychrus acutirostris* é essencialmente arborícola e, em geral, só desce das árvores para dispersão (Vitt e Lacher Jr., 1981; Mesquita, 2005); *Mabuya* spp. e *Tropidurus itambere* vivem junto ao chão, utilizando ampla variedade de microhabitats, dentre os quais, rochas, troncos caídos e cupinzeiros, frequentemente se empoleirando em troncos de árvore (Vitt, 1991; Vitt e Blackburn, 1991; Van Sluys, 1992; Vitt *et al.*, 1999). Entretanto, não houve interação dos fatores espécie e microhabitat, indicando que, independentemente do hábito, todas as espécies utilizaram os mesmos microhabitats (Fig. 3). Durante e logo após a passagem do fogo, buracos no chão e cupinzeiros foram os únicos refúgios apropriados disponíveis, já que foram raras as porções de vegetação que não queimaram.

Os buracos no chão, abrigos mais utilizados por todas as espécies observadas, sofrem variações de temperatura inofensivas aos lagartos. Medições de temperatura a partir de apenas dois centímetros abaixo do solo indicam aumentos menores que 5 °C, que ocorrem somente até 40 min após a passagem do fogo (Dias *et al.*, 1996). Já foi observado, em outros biomas, que tartarugas e anfíbios se enterram como estratégia de sobrevivência à passagem do fogo e que outras espécies da herpetofauna procuram abrigo nos buracos das tartarugas

(Russell *et al.*, 1999; Greenberg, 2002; Driscoll e Henderson, 2008). Nós observamos *Polychrus acutirostris*, uma espécie predominantemente arborícola, utilizando exclusivamente buracos no chão após as queimadas. Isto contraria o observado em espécies arborícolas das savanas australianas, que se refugiam de queimas de menor intensidade subindo até o topo das árvores (Andersen *et al.*, 2005). Braithwaite (1987) sugeriu que *Chlamydosaurus kingii* estavam em buracos de troncos de árvores e assim evitam a seca e possíveis queimadas. Além disso, Griffiths e Christian (1996) observaram a mesma espécie subindo até o topo das árvores, andando de copa a copa para evitar o calor das chamas. No Cerrado isto provavelmente não ocorre, por não haver árvores com porte suficiente para permitir tais estratégias. Em queimadas prescritas de baixa intensidade em habitats florestais, nota-se que grandes troncos caídos servem como barreiras contra o fogo: ao acumular folhiço úmido nos seus arredores tornam-se potenciais refúgios para animais pequenos (Andrew *et al.*, 2000). No Cerrado, entretanto, as árvores de menor porte raramente fornecem tal microhabitat, de modo que em geral nota-se completa remoção do folhiço. Buracos no chão são abrigos básicos para lagartos em outros ambientes, mesmo na presença de outros abrigos. Por exemplo, Braithwaite (1987) observou lagartos que usualmente se abrigam no folhiço e outras espécies que normalmente não utilizam buracos se abrigando em pequenas tocas de aranhas com profundidades maiores que 15 cm, por isso experimentando baixa mortalidade durante a passagem do fogo.

Observamos também espécies que usam cupinzeiros oportunamente os utilizando como refúgio durante a queima (predominantemente *Mabuya* spp). Lagartos podem utilizar cupinzeiros como fonte de alimento, para termorregulação e como refúgio de eventuais queimas, pois em seu interior há menor flutuação da temperatura (Vitt, Shepard *et al.*, 2007). *Chlamydosaurus kingii*, que normalmente usam o topo das árvores para evitar queimas de baixa intensidade, passam a se abrigar em cupinzeiros durante queimadas de maior

intensidade em savanas australianas (Griffiths e Christian, 1996). No Cerrado, portanto, notamos o que parece ser padrão em ambientes sujeitos a queimadas: o refúgio em buracos e cupinzeiros, com restrição a estes microhábitats a despeito dos hábitos das espécies, em vista da reduzida variedade de microhábitats apropriados disponíveis. Em outros ambientes, apenas se nota diferenças de uso de microhábitat entre as espécies arborícolas e as de chão porque árvores de grande porte permitem que o calor seja dissipado antes de alcançar a copa durante queimas de menor intensidade.

Nossos resultados reforçam a tese de que os efeitos indiretos são mais importantes, com a abundância da maioria das espécies não variando ou aumentando após a passagem do fogo, conforme observado em enclaves de Cerrado na Amazônia (Faria *et al.*, 2004), savanas australianas (Griffiths e Christian, 1996), florestas de *Eucalyptus* (Singh *et al.*, 2002), chaparral (Cunningham *et al.*, 2002) e também em ambientes menos propensos a queimadas (Cunningham *et al.*, 2002; Greenberg e Waldrop, 2008).

Nicholson *et al.* (2006) sugeriram que a maior capturabilidade de lagartos após uma queimada pode ser associada à reprodução sazonal, se confundindo com os efeitos de curto prazo da queimada. Entretanto, sua amostragem se restringiu a poucas semanas enquanto que nosso estudo compreendeu todo o ciclo reprodutivo das espécies. Dessa forma, a variação que registramos na capturabilidade das espécies de lagartos após a passagem do fogo não foi enviesada pela atividade reprodutiva. No Cerrado, a maioria das espécies de lagartos se reproduz durante o início das chuvas, de forma que tanto as ninhadas quanto os recém-nascidos, potencialmente vulneráveis, são protegidos da exposição ao fogo (Vitt e Lacher Jr., 1981; Van Sluys, 1993; Vrcibradic e Rocha, 1998; Pinto, 1999; Anjos *et al.*, 2002). Outros fatores podem influenciar a abundância das espécies em curto prazo, tais como a atividade (Fenner e Bull, 2007), a disponibilidade de recursos (Griffiths e Christian, 1996; Nicholson *et*

*al.*, 2006; Radke *et al.*, 2008), ou mesmo condições do meio físico (Cunningham *et al.*, 2002; Singh *et al.*, 2002; Greenberg e Waldrop, 2008).

Em *Tiliqua adelaidensis*, o principal efeito da queima é indireto, devido à redução no seu período de atividade o que implica em menor taxa de forrageamento (Fenner e Bull, 2007). Nossas observações sugerem que a atividade dos lagartos do Cerrado é também reduzida imediatamente após a queima, mas é preciso investigar a duração deste efeito. Mesmo assim, os efeitos positivos que notamos sugerem que, mesmo a atividade sendo reduzida, isso não é suficiente para causar redução das populações em curto prazo (exceto *M. nigropunctata*), permitindo a permanência dos indivíduos até a completa recuperação da vegetação rasteira.

O fogo tem sido ainda associado à melhora da qualidade da forragem em diversos ambientes. Como consequência, a fauna de invertebrados herbívoros, principal presa dos lagartos, aumenta em abundância (Uehara-Prado *et al.*, 2010). Nicholson (2006) relacionou o aumento de abundância de artrópodes imediatamente após a passagem do fogo à ausência de efeitos negativos em curto prazo sobre a lacertofauna. Ainda, Radke (2008) não notou efeitos em curto prazo nem sobre a lacertofauna, nem sobre os artrópodes. Deste modo, não havendo limitação de recursos alimentares, explica-se a ausência de efeitos que notamos sobre a maioria das espécies. Porém, notamos também espécies que tiveram aumentadas suas capturas após a queimada: *Mabuya frenata* e *Micrablepharus atticolus*. Griffiths e Christian (1996) relacionaram a permanência e a imigração de *Chlamydosaurus kingii* em áreas queimadas ao aumento na disponibilidade de recursos alimentares. Cunningham *et al.* (2002), ao explicarem o aumento na abundância de lagartos após queimadas, argumentam que o recurso alimentar pode diretamente afetar a densidade e a diversidade de lagartos, sobrepujando a disponibilidade de abrigos e microambientes. Assim, possivelmente pelo

mesmo motivo, a abundância de lagartos no Cerrado ou não é afetada ou é aumentada no curto prazo após a queimada.

Contudo, efeitos negativos (reduzida abundância pós-queima) foram notados para umas poucas espécies mais sensíveis, tal como notamos para *Mabuya nigropunctata*. Singh (2002) comparou o uso do hábitat pelas duas espécies mais representativas de sua amostragem e notou que a não afetada pelo fogo, *Lygisaurus foliorum*, o fez de maneira aleatória, ao passo que a negativamente afetada, *Carlia vivax*, sistematicamente preferiu maior cobertura de solo e folhiço, elementos mais afetados pelo fogo. Igualmente, *M. nigropunctata* é mais abundante em áreas de cerrado mais denso (cerradão), ao passo que *M. frenata* é mais generalista, ocorrendo em semelhantes abundâncias em todas as fitofisionomias (Pinto, 1999). Pelegrin e Bucher (2010) relacionaram a redução do estrato arbóreo, folhiço e troncos caídos à baixa capturabilidade de metade das espécies de lagarto em áreas de Chaco queimadas em relação às não queimadas, mesmo 14 anos após a queimada. A sensibilidade dos lagartos, então, parece estar associada à especialização no uso de hábitat, sendo que a redução da cobertura vegetal ou abrigos pode indiretamente significar aumento de exposição a predadores visualmente orientados (Shepard, 2007), reduzida atividade (Fenner e Bull, 2007) ou mesmo mudanças nas condições microclimáticas para níveis intoleráveis (Huey, 1991). Ao mesmo tempo, espécies generalistas ou especialistas de hábitats abertos são beneficiadas pela transformação ambiental causada pelo fogo, como notado por Pianka (1996), apesar da maior exposição a predadores. A maior parte dos estudos de efeitos em curto prazo corrobora esta idéia, mostrando que a mudança da estrutura do hábitat causada por uma única queima de baixa intensidade ou não tem maiores efeitos sobre as abundâncias ou as aumenta (Singh *et al.*, 2002; Greenberg e Waldrop, 2008; Radke *et al.*, 2008; Valentine e Schwarzkopf, 2009). Portanto, as poucas divergências deste padrão parecem relacionadas ao alto grau de especialização de poucas espécies por hábitats mais

fechados ou a condições de queimas não naturais (muito frequentes ou intensas) que tendem a ser mais uniformizadoras do ambiente.

### Conclusões

No Cerrado, as espécies de lagartos estão adaptadas às queimadas e não sofrem seus efeitos diretos valendo-se de comportamentos favoráveis. Porém, pelos efeitos indiretos, nem todas as espécies estão adaptadas à extrema mudança do ambiente que pode se estender por um ciclo reprodutivo completo. Contudo, a maioria das espécies se reproduz durante o período de menor risco de efeitos diretos ou indiretos das queimadas. As variações na abundância de cada espécie, então, são relacionadas a mudanças do ambiente, que podem ser benéficas, por criarem condições favoráveis para determinadas espécies, ou prejudiciais, por aumentarem a predação ou inviabilizarem a permanência dos indivíduos por razões fisiológicas. Estudos futuros sobre os efeitos da fisiologia, reprodução, predação e disponibilidade de recursos nas abundâncias das espécies no pós-fogo podem ser esclarecedores. A compreensão dos efeitos em maior prazo, bem como de diferentes regimes de queima, também podem ser esclarecedores e ainda mais interessantes se aliados a estudos de dinâmica de populações.

### Referências Bibliográficas

- Andersen, A. N.; Cook, G. D.; Corbett, L. K.; Douglas, M. M.; Eager, R. W.; Russell-Smith, J.; Setterfield, S. A.; Williams, R. J.; Woinarski, J. C. Z. Fire frequency and biodiversity conservation in Australian tropical savannas: implications from the Kapalga fire experiment. *Austral Ecology*, v. 30, n. 2, p. 155-167, 2005.
- Anderson, R. A.; Karasov, W. H. Contrasts in energy intake and expenditure in sit-and-wait and widely foraging lizards. *Oecologia*, v. 49, n. 1, p. 67-72, 1981.
- \_\_\_\_\_. Energetics of the lizard *Cnemidophorus tigris* and life history consequences of food-acquisition mode. *Ecological Monographs*, v. 58, n. 2, p. 79-110, 1988.

- Andrew, N.; Rodgerson, L.; York, A. Frequent fuel-reduction burning: the role of logs and associated leaf litter in the conservation of ant biodiversity. *Austral Ecology*, v. 25, n. 1, p. 99-107, 2000.
- Anjos, L. A. D.; Kiefer, M. C.; Sawaya, R. J. *Kentropyx paulensis* (NCN) Reproduction. *Herpetological Review*, v. 33, n. 1, p. 52, 2002.
- Araújo, A.; Costa, E.; Oliveira, R.; Ferrari, K.; Simon, M.; Pires-Junior, O. Efeitos de queimadas na fauna de lagartos do Distrito Federal. In: Miranda, H. S. *et al* (Ed.). *Anais do Simpósio Impacto das Queimadas sobre os Ecossistemas e Mudanças Globais - Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga*. Brasília, 1996. p. 148-160.
- Bond, W. J.; Woodward, F. I.; Midgley, G. F. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*, v. 165, n. 2, p. 525-537, 2005.
- Braithwaite, R. W. Effects of fire regimes on lizards in the wet-dry tropics of Australia. *Journal of Tropical Ecology*, v. 3, p. 265-275, 1987.
- Briani, D. C.; Palma, A. R. T.; Vieira, E. M.; Henriques, R. P. B. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation*, v. 13, n. 5, p. 1023-1037, 2004.
- Colli, G. R.; Bastos, R. P.; Araújo, A. F. B. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In: Oliveira, P. S.; Marquis, R. J. (Ed.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. New York, NY: Columbia University Press, 2002. p. 223-241.
- Coutinho, L. M. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: Goldammer, J. G. (Ed.). *Fire in the Tropical Biota*. Berlin: Springer, 1990. p. 82-105.
- Crawley, M. J. *The R book*. John Wiley & Sons Ltd, 2007.
- Cunningham, S. C.; Babb, R. D.; Jones, T. R.; Taubert, B. D.; Vega, R. Reaction of lizard populations to a catastrophic wildfire in a central Arizona mountain range. *Biological Conservation*, v. 107, n. 2, p. 193-201, 2002.
- Dias, I. F. O.; Miranda, A. C.; Miranda, H. S. Efeitos de queimadas no microclima de solos de campos de Cerrado. In: Miranda, H. S. *et al* (Ed.). *Anais do simpósio impacto das queimadas sobre os ecossistemas e mudanças globais - Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga*. Brasília, 1996. p. 11-19.
- Driscoll, D. A.; Henderson, M. K. How many common reptile species are fire specialists? A replicated natural experiment highlights the predictive weakness of a fire succession model. *Biological Conservation*, v. 141, n. 2, p. 460-471, 2008.
- Durblan, F. E. Effects of mowing and summer burning on the massasauga (*Sistrurus catenatus*). *American Midland Naturalist*, v. 155, n. 2, p. 329-334, 2006.
- Eiten, G. The Cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review*, v. 38, n. 2, p. 201-341, 1972.

- Erwin, W. J.; Stasiak, R. H. Vertebrate mortality during the burning of a re-established prairie in Nebraska. *American Midland Naturalist*, v. 101, n. 1, p. 247-249, 1979.
- Esque, T. C.; Schwalbe, C. R.; Defalco, L. A.; Duncan, R. B.; Hughes, T. J. Effects of desert wildfires on desert tortoise (*Gopherus agassizii*) and other small vertebrates. *Southwestern Naturalist*, v. 48, n. 1, p. 103-111, 2003.
- Faria, A. S.; Lima, A. P.; Magnusson, W. E. The effects of fire on behaviour and relative abundance of three lizard species in an Amazonian savanna. *Journal of Tropical Ecology*, v. 20, p. 591-594, 2004.
- Fenner, A. L.; Bull, C. M. Short-term impact of grassland fire on the endangered pygmy bluetongue lizard. *Journal of Zoology*, v. 272, n. 4, p. 444-450, 2007.
- Finch, D. M.; Ganey, J. L.; Yong, W.; Kimball, R. T.; Sallabanks, R. Effects and Interactions of fire, logging, and grazing. In: Block, W. M.; Finch, D. M. (Ed.). *Songbird ecology in Southwestern forest service ponderosa pine forests: A literature review* Fort Collins, Colorado: United States Department of Agriculture, 1997. Cap.6. p. 152.
- Floyd, T. M.; Russell, K. R.; Morman, C. E.; Ler, D. H. V.; Jr., D. C. G.; Lanham, J. D. Effects of prescribed fire on herpetofauna within hardwood forests of the upper piedmont of South Carolina: a preliminary analysis. In: Proceedings of the eleventh biennial southern silvicultural research conference. Gen. Tech. Rep. SRS-48, Asheville, NC. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Station, 2002. p.123-127.
- Frost, P. G. H. The responses of savanna organisms to fire. In: Tothill, J. C.; Mott, J. J. (Ed.). *Ecology and management of the world's savannas*: Australian Academy of Science, 1985. p. 232-237.
- Greenberg, C. H. *Fire, habitat structure and herpetofauna in the Southeast*. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. Newtown Square, PA: U.S, p.91-99. 2002
- Greenberg, C. H.; Waldrop, T. A. Short-term response of reptiles and amphibians to prescribed fire and mechanical fuel reduction in a Southern Appalachian upland hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, v. 255, n. 7, p. 2883-2893, 2008.
- Griffiths, A. D.; Christian, K. A. The effects of fire on the frillneck lizard (*Chlamydosaurus kingii*) in northern Australia. *Australian Journal of Ecology*, v. 21, n. 4, p. 386-398, 1996.
- Hailey, A. The effects of fire and mechanical habitat destruction on survival of the tortoise *Testudo hermanni* in northern Greece. *Biological Conservation*, v. 92, n. 3, p. 321-333, 2000.
- Henriques, R. P. B.; Bizerril, M. X. A.; Palma, A. R. T. Changes in small mammal populations after fire in a patch of unburned Cerrado in central Brazil. *Mammalia*, v. 64, n. 2, p. 173-185, 2000.

- Henriques, R. P. B.; Briani, D. C.; Palma, A. R. T.; Vieira, E. M. A simple graphical model of small mammal succession after fire in the Brazilian Cerrado. *Mammalia*, v. 70, n. 3-4, p. 226-230, 2006.
- Huey, R. B. Physiological consequences of habitat selection. *American Naturalist*, v. 137, p. S91-S115, 1991.
- Huey, R. B.; Pianka, E. R. Ecological consequences of foraging mode. *Ecology*, v. 62, n. 4, p. 991-999, 1981.
- James, S. E.; M'closkey, R. T. M. Lizard microhabitat and fire fuel management. *Biological Conservation*, v. 114, n. 2, p. 293-297, 2003.
- Kaufmann, G.; Smithy, H. T.; Engeman, R.; Jr., W. E. M.; Cowan, E. M. *Ophisaurus ventralis* (eastern glass lizard). Fire-Induced mortality. *Herpetological Review*, v. 38, n. 4, p. 460-461, 2007.
- Langstroth, R. P. Notas sobre *Anolis meridionalis* Boettger, 1885 (Squamata: Iguania: Polychrotidae) en Bolivia y comentarios sobre *Anolis steinbachi*. *Kempffiana*, v. 2, n. 1, p. 154-172, 2006.
- Lawrence, G. E. Ecology of vertebrate animals in relation to chaparral fire in Sierra Nevada foothills. *Ecology*, v. 47, n. 2, p. 278-291, 1966.
- Legge, S.; Murphy, S.; Heathcote, J.; Flaxman, E.; Augusteyn, J.; Crossman, M. The short-term effects of an extensive and high-intensity fire on vertebrates in the tropical savannas of the central Kimberley, northern Australia. *Wildlife Research*, v. 35, n. 1, p. 33-43, 2008.
- Lyet, A.; Cheylan, M.; Prodon, R.; Besnard, A. Prescribed fire and conservation of a threatened mountain grassland specialist: a capture-recapture study on the Orsini's viper in the French alps. *Animal Conservation*, v. 12, n. 3, p. 238-248, 2009.
- Lyon, L. J.; Telfer, E. S.; Schreiner, D. S. Direct effect of fire and animal responses. In: Smith, J. K. (Ed.). *Effects of fire on fauna*. Ogden, UT: USA: Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2000. Cap.3. p. 17-23. (Effects of Fire in Ecosystems).
- Magurran, A. E.; Henderson, P. A. Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature*, v. 422, n. 6933, p. 714-716, 2003.
- Mesquita, D. O. *Estrutura de taxocenoses de lagartos em áreas de Cerrado e de savanas Amazônicas do Brasil*. (2005). 190 p. Tese (Doutorado) - Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2005.
- Miranda, A. C.; Miranda, H. S.; Dias, I. D. O.; Dias, B. F. D. Soil and air temperatures during prescribed Cerrado fires in central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, v. 9, p. 313-320, 1993.

- Miranda, H. S.; Bustamante, M. M. C.; Miranda, A. C. The fire factor. In: Oliveira, P. S.; Marquis, R. J. (Ed.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press, 2002. Cap.4. p. 51-68.
- Miranda, H. S.; Rocha E Silva, E. P.; Miranda, A. C. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. In: Miranda, H. S. *et al* (Ed.). *Anais do simpósio impacto das queimadas sobre os ecossistemas e mudanças globais - Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga*. Brasília, 1996. p. 1-10.
- Moretti, M.; Obrist, M. K.; Duelli, P. Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of the Southern Alps. *Ecography*, v. 27, n. 2, p. 173-186, 2004.
- Mutch, R. W. Wildland fires and ecosystems: a hypothesis. *Ecology*, v. 51, n. 6, p. 1046-1051, 1970.
- Nepstad, D. C.; Moreira, A. G.; Alencar, A. A. *A Floresta em Chamas: Origens, Impactos e Prevenção de Fogo na Amazônia*. Brasília: Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, 1999.
- Nicholson, E.; Lill, A.; Andersen, A. Do tropical savanna skink assemblages show a short-term response to low-intensity fire? *Wildlife Research*, v. 33, n. 4, p. 331-338, 2006.
- Nogueira, C.; Colli, G. R.; Martins, M. Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. *Austral Ecology*, v. 34, n. 1, p. 83-96, 2009.
- Nogueira, C.; Valdujo, P. H.; França, F. G. R. Habitat variation and lizard diversity in a Cerrado area of Central Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 40, n. 2, p. 105-112, 2005.
- Oliveira-Filho, A. T.; Ratter, J. A. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. In: Oliveira, P. S.; Marquis, R. J. (Ed.). *The Cerrados of Brazil. Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press, 2002. p. 91-120.
- Oliveira, P. S.; Marquis, R. J. *The Cerrados of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York: Columbia University Press, 2002.
- Pantoja, D. L. *Efeitos do fogo sobre a taxocenose de lagartos em áreas de Cerrado sensu stricto no Brasil Central*. (2007). 111 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.
- Pelegrin, N.; Bucher, E. H. Long-term effects of a wildfire on a lizard assemblage in the Arid Chaco forest. *Journal of Arid Environments*, v. 74, n. 3, p. 368-372, 2010.
- Pianka, E. R. On lizard species diversity: North American flatland deserts. *Ecology*, v. 48, n. 3, p. 333-351, 1967.

- \_\_\_\_\_. Long-term Changes in Lizard Assemblages in the Great Victoria Desert: Dynamic Habitat Mosaics in Response to Wildfires. In: Cody, M. L.; Smallwood, J. A. (Ed.). *Long-term Studies of Vertebrate Communities*. San Diego: Academic Press, 1996. Cap.8. p. 191–215.
- Pilliod, D. S.; Bury, R. B.; Hyde, E. J.; Pearl, C. A.; Corn, P. S. Fire and amphibians in North America. *Forest Ecology and Management*, v. 178, n. 1-2, p. 163-181, 2003.
- Pinto, M. G. M. *Ecologia das espécies de lagartos simpátricos Mabuya nigropunctata e Mabuya frenata (Scincidae), no Cerrado de Brasília e Serra da Mesa (GO)*. (1999). (Dissertação de Mestrado) - Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 1999.
- Pivello V. R., Oliveiras I., Miranda H. S., Haridasan M., Sato M. N. & Meirelles S. T. Effect of fires on soil nutrient availability in an open savanna in Central Brazil. *Plant Soil*, n. 337, p. 111-123, 2010.
- Popgeorgiev, G. The effects of a large-scale fire on the demographic structure of a population of Hermann's (*Testudo hermanni boettgeri* Mojsisovics, 1889) and spur-thighed (*Testudo graeca iberica* Pallas, 1814) tortoises in eastern Rhodopes Mountains, Bulgaria. *Historia Naturalis Bulgarica*, n. 19, p. 115-127, 2008.
- Prada, M.; Marinho, J. Effects of fire on the abundance of Xenarthrans in Mato Grosso, Brazil. *Austral Ecology*, v. 29, n. 5, p. 568-573, 2004.
- Quinn, G. P.; Keough, M. J. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.
- R Development Core Team. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2010.
- Radke, N. J.; Wester, D. B.; Perry, G.; Rideout-Hanzak, S. Short-term effects of prescribed fire on lizards in mesquite-Ashe juniper vegetation in central Texas. *Applied Herpetology*, v. 5, n. 3, p. 281-292, 2008.
- Renken, R. B. Does fire affect amphibians and reptiles in eastern U.S. oak forests? In: Fire in Eastern Oak Forests: Delivering Science to Land Managers, 15-17/11/2005, Fawcett Center, The Ohio State University, Columbus, Ohio. USDA Forest Service, 2006. p.158-166.
- Ribeiro, J. F.; Walter, B. M. T. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P. (Ed.). *Cerrado: Ambiente e Flora*. Planaltina: EMBRAPA, 1998. p. 89-166.
- Russell, K. R.; Van Lear, D. H.; Guynn, D. C. Prescribed fire effects on herpetofauna: review and management implications. *Wildlife Society Bulletin*, v. 27, n. 2, p. 374-384, 1999.
- Schurbon, J. M.; Fauth, J. E. Effects of prescribed burning on amphibian diversity in a southeastern U.S. National Forest. *Conservation Biology*, v. 17, n. 5, p. 1338-1349, 2003.

- Schwilk, D. W.; Keeley, J. E. Rodent populations after a large wildfire in California chaparral and coastal sage scrub. *Southwestern Naturalist*, v. 43, n. 4, p. 480-483, 1998.
- Shepard, D. B. Habitat but not body shape affects predator attack frequency on lizard models in the Brazilian Cerrado. *Herpetologica*, v. 63, n. 2, p. 193-202, 2007.
- Simon, M. F.; Grether, R.; De Queiroz, L. P.; Skema, C.; Pennington, R. T.; Hughes, C. E. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 106, n. 48, p. 20359-20364, 2009.
- Simons, L. H. Rodent dynamics in relation to fire in the Sonoran desert. *Journal of Mammalogy*, v. 72, n. 3, p. 518-524, 1991.
- Singer, F. J.; Schreier, W.; Oppenheim, J.; Garton, E. O. Drought, fires, and large mammals. *BioScience*, v. 39, n. 10, p. 716-722, 1989.
- Singh, S.; Smyth, A. K.; Blomberg, S. P. Effect of a control burn on lizards and their structural environment in a eucalypt open-forest. *Wildlife Research*, v. 29, n. 5, p. 447-454, 2002.
- Sousa, W. P. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 15, p. 353-391, 1984.
- Templeton, A. R.; Robertson, R. J.; Brisson, J.; Strasburg, J. Disrupting evolutionary processes: The effect of habitat fragmentation on collared lizards in the Missouri Ozarks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 98, n. 10, p. 5426-5432, 2001.
- Tews, J.; Brose, U.; Grimm, V.; Tielborger, K.; Wichmann, M. C.; Schwager, M.; Jeltsch, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, v. 31, n. 1, p. 79-92, 2004.
- Uehara-Prado, M.; Bello, A. D. M.; Fernandes, J. D. O.; Santos, A. J.; Silva, I. A.; Cianciaruso, M. V. Abundance of epigaeic arthropods in a Brazilian savanna under different fire frequencies. *Zoologia*, v. 27, n. 5, p. 718-724, 2010.
- Valentine, L. E.; Schwarzkopf, L. Effects of weed-management burning on reptile assemblages in Australian tropical savannas. *Conservation Biology*, v. 23, n. 1, p. 103-113, 2009.
- Van Sluys, M. Aspectos da ecologia do lagarto *Tropidurus itambere* (Tropiduridae), em uma área do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 52, p. 181-185, 1992.
- \_\_\_\_\_. The Reproductive-Cycle of *Tropidurus itambere* (Sauria, Tropiduridae) in Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*, v. 27, n. 1, p. 28-32, 1993.
- Vieira, E. M. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. *Journal of Zoology*, v. 249, p. 75-81, 1999.

- Vitt, L. J. An introduction to the ecology of Cerrado lizards. *Journal of Herpetology*, v. 25, n. 1, p. 79-90, 1991.
- Vitt, L. J.; Blackburn, D. G. Ecology and life-history of the viviparous lizard *Mabuya bistrriata* (Scincidae) in the Brazilian Amazon. *Copeia*, n. 4, p. 916-927, 1991.
- Vitt, L. J.; Caldwell, J. P. Ecological observations on Cerrado lizards in Rondonia, Brazil. *Journal of Herpetology*, v. 27, n. 1, p. 46-52, 1993.
- Vitt, L. J.; Colli, G. R.; Caldwell, J. P.; Mesquita, D. O.; Garda, A. A.; Franca, F. G. R. Detecting variation in microhabitat use in low-diversity lizard assemblages across small-scale habitat gradients. *Journal of Herpetology*, v. 41, n. 4, p. 653-662, 2007.
- Vitt, L. J.; Lacher Jr., T. E. Behavior, habitat, diet, and reproduction of the iguanid lizard *Polychrus acutirostris* in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Herpetologica*, v. 37, n. 1, p. 53-63, 1981.
- Vitt, L. J.; Shepard, D. B.; Caldwell, J. P.; Vieira, G. H. C.; Franca, F. G. R.; Colli, G. R. Living with your food: geckos in termitaria of Cantão. *Journal of Zoology*, v. 272, n. 3, p. 321-328, 2007.
- Vitt, L. J.; Zani, P. A.; Esposito, M. C. Historical ecology of Amazonian lizards: implications for community ecology. *Oikos*, v. 87, n. 2, p. 286-294, 1999.
- Vrcibradic, D.; Rocha, C. F. D. Reproductive cycle and life-history traits of the viviparous skink *Mabuya frenata* in Southeastern Brazil. *Copeia*, n. 3, p. 612-619, 1998.
- Webb, J. K.; Shine, R. Differential effects of an intense wildfire on survival of sympatric snakes. *Journal of Wildlife Management*, v. 72, n. 6, p. 1394-1398, 2008.
- Whelan, R. J. *The Ecology of Fire*. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.
- Wilgers, D. J.; Horne, E. A. Spatial variation in predation attempts on artificial snakes in a fire-disturbed tallgrass prairie. *Southwestern Naturalist*, v. 52, n. 2, p. 263-270, 2007.
- Woodward, F. I.; Lomas, M. R.; Kelly, C. K. Global climate and the distribution of plant biomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, v. 359, n. 1450, p. 1465-1476, 2004.

Tabela 1. Análise de modelos log-lineares e testes de qui-quadrado para a significância dos fatores comportamento, espécie, fisionomia e microhábitat, assim como suas interações, sobre o número de lagartos registrados imediatamente após queimadas controladas em parcelas de Cerrado, na Reserva Ecológica do Roncador, Brasília, Distrito Federal. A significância ( $P$ ) do valor de qui-quadrado ( $\chi^2$ ) para os efeitos dos fatores considerados individualmente foi determinada através de 1.000 aleatorizações de Monte Carlo. GL: graus de liberdade.

Efeitos	$\chi^2$	GL	$P$
Comportamento: Espécie: Fisionomia: Microhábitat	<0, 001	30	~1, 00
Comportamento: Espécie: Fisionomia	13, 37	10	0, 20
Comportamento: Espécie: Microhábitat	5, 19	15	0, 99
Comportamento: Fisionomia: Microhábitat	3, 06	6	0, 80
Espécie: Fisionomia: Microhábitat	4, 43	30	~1, 00
Comportamento: Espécie	3, 94	5	0, 56
Comportamento: Fisionomia	7, 44	2	0, 02
Comportamento: Microhábitat	4, 16	3	0, 24
Espécie: Fisionomia	39, 13	10	<0, 001
Espécie: Microhábitat	12, 28	15	0, 66
Fisionomia: Microhábitat	1, 56	6	0, 95
Comportamento	29, 51	NA	<0, 001
Espécie	118, 79	NA	<0, 001
Fisionomia	3, 56	NA	0, 21
Microhábitat	228, 75	NA	<0, 001

Tabela 2. Número de indivíduos observados das espécies de lagartos em três fisionomias de Cerrado amostradas imediatamente após queimadas controladas na Reserva Ecológica do Roncador, Brasília, Distrito Federal. As espécies estão ordenadas pelo total de capturas. Devido à dificuldade de identificação, as espécies de *Mabuya* foram agrupadas: *M. dorsivittata*, *M. frenata*, *M. nigropunctata*. A significância ( $P$ ) do valor de qui-quadrado ( $\chi^2$ ) para diferenças no total de observações entre as fisionomias, foi determinada através de 1.000 aleatorizações de Monte Carlo. Letras minúsculas diferentes sobre os números de observações indicam diferença significativa entre fisionomias ( $P < 0,05$ ). Letras maiúsculas diferentes sobre os números de observações totais das espécies indicam diferença significativa entre as espécies ( $P < 0,05$ ).

Espécie	Fisionomia				$\chi^2$	$P$
	Total	Campo sujo	Cerrado <i>sensu stricto</i>	Cerradão		
<i>Mabuya</i> spp.	60 <sup>A</sup>	13 <sup>a</sup>	31 <sup>b</sup>	16 <sup>a</sup>	9,30	0,01
<i>Anolis meridionalis</i>	31 <sup>B</sup>	16	8	7	4,71	0,12
<i>Tropidurus itambere</i>	14 <sup>C</sup>	0 <sup>a</sup>	2 <sup>a</sup>	12 <sup>b</sup>	17,71	<0,001
Não identificados	11 <sup>C</sup>	0	6	5	5,64	0,06
<i>Cercosaura ocellata</i>	3 <sup>D</sup>	0	2	1	2,00	0,79
<i>Polychrus acutirostris</i>	3 <sup>D</sup>	3	0	0	6,00	0,10
Total	122	32	49	41	3,56	0,21

Tabela 3. Comportamentos exibidos por lagartos observados imediatamente após queimadas controladas em três fisionomias de Cerrado, na Reserva Ecológica do Roncador, Brasília, Distrito Federal.

Fisionomia	Comportamento			
	Movimento	Parado	$\chi^2_1$	<i>P</i>
Campo	3	29	21, 12	<0, 001
Cerrado <i>sensu stricto</i>	19	30	2, 47	0, 12
Cerradão	9	32	12, 90	<0, 001
Total	31	91	29, 51	<0, 001

Tabela 4. Microhábitats utilizados como refúgio contra a frente de fogo por espécies de lagartos observados imediatamente após queimadas controladas na Reserva Ecológica do Roncador, Brasília, Distrito Federal, em três fisionomias de Cerrado (campo sujo, cerrado *sensu stricto* e cerradão). As espécies estão ordenadas pelo total de observações. Devido à dificuldade de identificação, as espécies de *Mabuya* foram agrupadas: *M. dorsivittata*, *M. frenata*, *M. nigropunctata*. A significância (*P*) do valor de qui-quadrado ( $\chi^2$ ) para diferenças no total de observações entre as fisionomias, foi determinada através de 1.000 aleatorizações de Monte Carlo.

Espécie	Microhábitat					$\chi^2$	<i>P</i>
	Total	Buraco	Cupinzeiro	Tronco	Moita		
<i>Mabuya</i> spp.	60	49 <sup>a</sup>	11 <sup>b</sup>	0 <sup>c</sup>	0 <sup>c</sup>	108,13	<0,001
<i>Anolis meridionalis</i>	31	29 <sup>a</sup>	2 <sup>b</sup>	0 <sup>b</sup>	0 <sup>b</sup>	78,03	<0,001
<i>Tropidurus itambere</i>	14	8	3	2	1	8,29	0,06
Não identificados	11	10 <sup>a</sup>	1 <sup>b</sup>	0 <sup>b</sup>	0 <sup>b</sup>	25,73	<0,001
<i>Cercosaura ocellata</i>	3	3	0	0	0	9,00	0,08
<i>Polychrus acutirostris</i>	3	3	0	0	0	9,00	0,06
Total	122	102 <sup>a</sup>	17 <sup>b</sup>	2 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	228,75	<0,001

Tabela 5. Número de capturas das espécies de lagartos com armadilhas de interceptação-e-queda em parcela de cerrado *sensu stricto* no período de 12 meses antes e 12 meses após uma queimada controlada na Reserva Ecológica do Roncador, Brasília, Distrito Federal. As espécies estão ordenadas pelo total de capturas. A significância das diferenças entre os períodos pré- e pós-fogo para cada espécie, determinada por um teste binomial, está indicada por *P*.

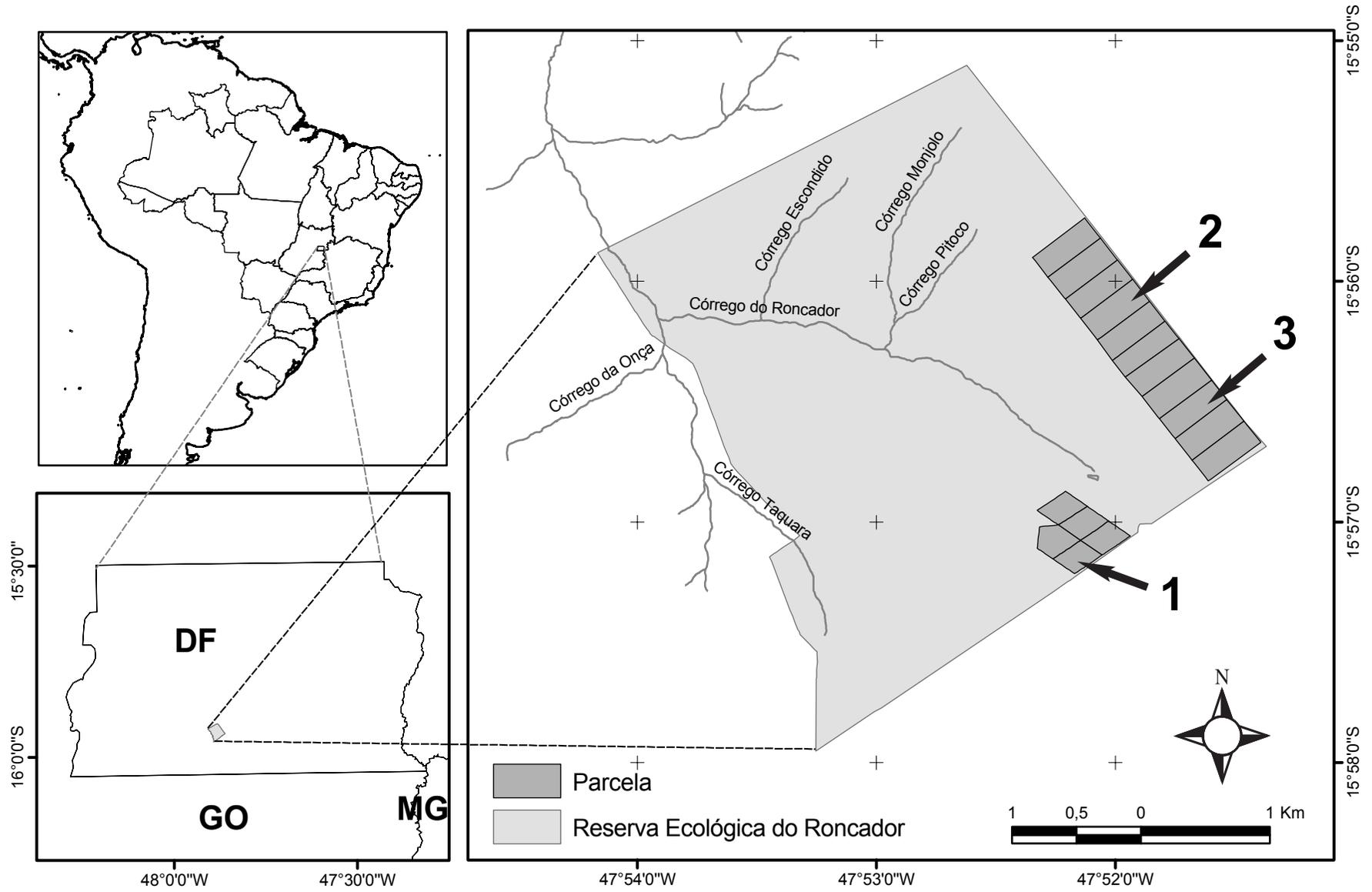
Espécie	Pré-fogo	Pós-fogo	Total	<i>P</i>
<i>Tropidurus itambere</i>	22	24	46	0,77
<i>Mabuya frenata</i>	10	25	35	0,02
<i>Mabuya nigropunctata</i>	26	5	31	<0,001
<i>Micrablepharus atticolus</i>	1	19	20	<0,001
<i>Anolis meridionalis</i>	5	13	18	0,10
<i>Cercosaura ocellata</i>	5	7	12	0,56
<i>Ameiva ameiva</i>	3	2	5	~1,00
<i>Kentropyx paulensis</i>	0	2	2	0,50
<i>Polychrus acutirostris</i>	1	1	2	1,00
<i>Mabuya dorsivittata</i>	2	0	2	0,50
<i>Tupinambis duseni</i>	2	0	2	0,50
Total	77	98	175	0,13

## Legendas das Figuras

Figura 1. Localização geográfica da Reserva Ecológica do Roncador / IBGE – Distrito Federal – Brasil. As fitofisionomias sujeitas a queimas prescritas são representadas no mapa por números: (1) campo sujo; (2) cerrado *sensu stricto*; e (3) cerradão.

Figura 2. Parcelas de cerrado nas quais foram monitoradas queimas prescritas no meio da estação seca. São apresentadas as fitofisionomias (A) campo sujo duas semanas após a queima e, (B) cerrado *sensu stricto* e (C) cerradão imediatamente após a queima.

Figura 3. Espécies de lagarto observadas no percurso das transeções logo após queimas prescritas em diferentes fitofisionomias do Cerrado, associadas aos buracos no chão (com exceção de *Cercosaura ocellata*, não fotografada); (A) *Polychrus acutirostris*; (B) *Tropidurus itambere*; (C) *Mabuya nigropunctata*; e (D) *Anolis meridionalis*.







Segundo Capítulo: Efeitos Indiretos – Papel dos microclimas sobre a estrutura da lacertofauna do Cerrado.

### Resumo

A lacertofauna sofre efeitos indiretos do fogo por este causar alterações estruturais no ambiente. Mas, em consequência destas alterações, características ambientais microclimáticas são também alteradas. Enquanto ectotérmicos, lagartos devem ter grande sensibilidade às variações microclimáticas. Os efeitos do fogo sobre a composição da lacertofauna, então, devem estar associados às mudanças microclimáticas. Esta associação tem sido, contudo, negligenciada em grande parte dos estudos. Medimos variáveis ambientais estruturais e microclimáticas em parcelas submetidas a diferentes regimes de queima e as associamos à composição da lacertofauna. Ainda, avaliamos potenciais intermediadores da associação entre variação ambiental e composição da lacertofauna: condição corporal e taxa de permanência. As variáveis estruturais explicaram a composição da lacertofauna, com mais clara resposta à ocorrência do fogo em vez do regime de queima. Variáveis microclimáticas também explicaram a composição, com grandes diferenças entre estações, mas também grande diferenciação entre regimes de queima dentro das estações. A importância relativa da estrutura do ambiente foi maior, porém a estrutura descreve um gradiente de cobertura do solo por folhicho, indicando a qualidade do ambiente para a atividade termorregulatória lagartos. A abundância da maioria das espécies foi favorecida em ambientes mais abertos e microclimaticamente mais extremos, porém, isto não significou melhorias na condição corporal. Aliadas aos demais resultados, a ausência de variação entre regimes de queima nas taxas de permanência das populações e baixa taxa de recaptura dão indícios de que a composição da lacertofauna do Cerrado responde primariamente à qualidade térmica do hábitat.

## Abstract

It is well known that lizard assemblages respond to indirect effects of fires that transform structural environment. But, as a consequence of such transformations, other environmental features are also transformed. Once lizards are ectotherms, they may be more responsive to microclimatic variations. So, effects of fire on lizards may be related to microclimatic shifts. However, this relation has been neglected by most studies. We measured structural and microclimatic environmental variables in plots subject to different fire regimes. We associated lizard composition to such variables. Also we evaluated underlying mechanisms linking environmental variations to lizard composition: body condition and persistence rate. The structural variables explained lizard composition, with a prevailing response to fire occurrence instead of fire regime. Microclimatic variables also explained the composition, with great differences between seasons, but also great differentiation between fire regimes within seasons. The relative importance of environmental structure was greater than microclimatic. However, the structure was described by a gradient of ground cover by leaf litter, what indicate environmental quality to lizard thermoregulatory activity. The abundance of most species was favored where the structure was more open and microclimatically more extreme. But this did not improve the body condition of lizards. Allied to other results, the absence of variation in population persistence between plots and the low recapture rates give clues that the lizard assemblages are structured mainly because of habitat thermal quality.

## Introdução

No Cerrado, as queimadas representam um dos agentes transformadores do ambiente, ocorrendo naturalmente ou por ação do homem, geralmente adjacentes a áreas de atividade rural (Lara *et al.*, 2007). Queimadas de origem antrópica ocorrem com alta frequência e têm maior incidência no auge da estação seca, quando há maior disponibilidade de combustível o que possibilita queimadas de maior magnitude (Pereira e França, 2005). Nessas condições, são responsáveis pela redução da cobertura arbórea e favorecimento do estrato rasteiro (Sato, 2003; Fiedler *et al.*, 2004). Assim, mesmo que no Cerrado o fogo seja considerado fator ecológico (Coutinho, 1990; Mistry, 1998) e muitos animais não apresentem mortalidade direta (Silveira *et al.*, 1999; Prada e Marinho, 2004), para muitas espécies o ambiente se torna mais hostil após as queimadas (Vieira, 1999; Cintra e Sanaiotti, 2005).

Whelan (1995) listou três fatores ou mecanismos básicos que atuam nas alterações das populações animais pós-fogo por efeitos indiretos: (1) reduzidas taxas de natalidade devido à estrutura populacional alterada (*e.g.* desvio de razão sexual ou etária), redução nos recursos alimentares ou refúgios, ou condições físicas alteradas (*e.g.* temperaturas da superfície); (2) elevadas taxas de mortalidade e emigração por razões similares; e (3) altas taxas de predação. Estes fatores são frequentemente relacionados à simples mudança na estrutura da vegetação (Taylor e Fox, 2001; Brisson *et al.*, 2003; Bury, 2004). Porém, comumente esta relação é muito mais assumida do que realmente testada, em especial pela pequena quantidade de trabalhos sobre os efeitos do fogo sobre a fauna (Clarke, 2008). Ainda, parâmetros microclimáticos podem variar de diferentes maneiras numa mesma condição climática, dependendo da capacidade do hábitat em reter a umidade e se isolar termicamente (Davies-Colley *et al.*, 2000). Assim, os fatores destacados por Whelan (1995) são possivelmente influenciados não apenas pela

mudança da estrutura vegetacional *per se*, mas também pela alteração das condições microclimáticas (Dias *et al.*, 1996). Em animais ectotérmicos, como os lagartos, variações microclimáticas podem ter grande influência no período de atividade e nas condições de nidificação (Waldschmidt e Tracy, 1983; Flatt *et al.*, 2001).

Estudos verificando especificamente os efeitos indiretos das queimadas sobre a lacertofauna relatam diversos efeitos da mudança do ambiente sobre as populações e comunidades de lagartos. Em florestas abertas de *Eucalyptus*, a abundância de lagartos foi reduzida em áreas queimadas, devido à sua preferência por maior cobertura de solo e profundidade de serrapilheira (Singh *et al.*, 2002). Inversamente, ao longo de um gradiente de vegetação no Arizona, abrangendo chaparral e florestas perenes, a abundância das espécies aumentou após o fogo, mas sem relação entre a abundância e a cobertura vegetal (Cunningham *et al.*, 2002). Singh *et al* (2002) consideram a composição da vegetação como fator crítico na determinação da resposta de lagartos à perturbação causada pelo fogo, pela sua influência na disponibilidade de abrigos, microclimas e recursos alimentares. Em contrapartida, Garden *et al* (2007) concluíram que, em paisagens perturbadas pela fragmentação, a complexidade estrutural do hábitat é mais importante que a composição da vegetação para a ocorrência local de répteis terrestres. Todas estas controvérsias podem estar ligadas a particularidades de cada ecossistema, mas podem também ser devidas à inadequação dos modelos de estudo que tratam as variáveis estruturais do hábitat de maneira dissociada das variáveis microclimáticas.

Existem requerimentos estritos e próprios de cada táxon quanto às condições climáticas, as quais são mais limitantes na distribuição geográfica de organismos ectotérmicos (Gaston, 2003). Algumas espécies ectotérmicas se limitam a zonas com estreita faixa de temperaturas médias (limite climático), de maneira que variações na

temperatura podem tanto aumentar a área de ocorrência quanto impossibilitar a ocorrência das mesmas (Thomas *et al.*, 1999). Além disso, tanto para ectotérmicos como para endotérmicos, tem sido notada grande coincidência do limite da faixa de ocorrências específicas com os limites climáticos. Embora isto não necessariamente implique em relação direta de tais limites na distribuição de uma espécie, uma condição climática extremamente desfavorável, por causar mortalidade ou impedir a reprodução, pode criar uma barreira real que limita a ocorrência de determinada espécie no espaço geográfico (Gaston, 2003). No Cerrado, as variações climáticas não são tão extremas, apesar de grandes entre as estações. Contudo, mudanças nos fatores microclimáticos, atenuantes das condições climáticas, podem ao menos influenciar os padrões de abundância de táxons mais sensíveis, semelhantemente ao que ocorre em maior escala com o clima. Lagartos são excelentes modelos para investigar os efeitos de alterações microclimáticas uma vez que, além de ectotérmicos, possuem ciclos vitais curtos e áreas de vida pequenas.

No Cerrado as espécies de lagartos não estão distribuídas uniformemente, mas têm requerimentos previsíveis e estritos quanto aos componentes estruturais do hábitat (Nogueira *et al.*, 2005; Vitt *et al.*, 2007). Isto se deve à variação horizontal da paisagem decorrente das diferentes composições vegetacionais das suas fitofisionomias. Tal constatação pode ser válida também ao longo de um gradiente de perturbação antrópica em uma mesma fitofisionomia. Por exemplo, Pantoja (2007) constatou que mudanças na estrutura da taxocenose de lagartos do Cerrado ocorreram consistentemente com mudanças estruturais ambientais, decorrentes de diferentes regimes de queima, havendo maior abundância relativa, riqueza e diversidade nos níveis de perturbação intermediária (frequência e intensidade médias). Portanto, se as variáveis microclimáticas também são integrantes das características de um hábitat, elas devem estar também relacionadas à

composição da lacertofauna no Cerrado e em outros biomas. Ou mesmo podem responder pelas variações nas abundâncias de certas espécies em longo prazo após ciclos de queima e entre diferentes níveis de perturbação. Alguns estudos sugerem relação entre as alterações na herpetofauna e alterações microclimáticas decorrentes das queimas (Wilgers e Horne, 2006; Matthews *et al.*, 2010), porém são escassos os estudos que tenham quantificado a variação microclimática (Mott *et al.*, 2010).

Tendo isto em vista, o objetivo deste estudo foi determinar a importância de variações ambientais estruturais e microclimáticas sobre a comunidade de lagartos de áreas de cerrado *sensu stricto* sujeitas a diferentes regimes de queima.

Complementarmente, foram investigados alguns fatores (consequência das alterações ambientais) que possivelmente guiam as mudanças na composição da lacertofauna, testando se houve diferenças (1) na condição corporal dos lagartos entre regimes de queima, um indicio de diferenças na disponibilidade de recursos alimentares ou capacidade de explorá-los; (2) na taxa de permanência (mortalidade + saldo migratório) das populações de uma mesma espécie entre parcelas ou ao longo do tempo.

## Material e métodos

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado na Reserva Ecológica do Roncador/IBGE – DF (Fig. 1). Foram amostradas cinco parcelas de cerrado *sensu stricto*, cada uma com 10 ha (200 m × 500 m), submetidas a diferentes regimes de queima desde 1989 e anteriormente protegidas do fogo por 18 anos. Os regimes de queima foram: três parcelas submetidas a queimas bienais, sendo uma precoce (queimada no início da estação seca - BP), uma modal (meio da seca - BM) e uma tardia (final da seca - BT); uma parcela submetida a queimas quadrienais modais (Q); e uma parcela com supressão total de queimas

(controle - C). Durante o período de estudo houve duas queimas bienais, em 2006 e 2008, e uma quadrienal em 2007. As parcelas serão aqui apresentadas sempre em ordem decrescente do gradiente de severidade de queima ( $BT > BM > BP \leftrightarrow Q > C$ ). A única parte obscura quanto ao ordenamento está na posição de BP e Q, visto que o gradiente artificial aqui apresentado é fundamentado em dois gradientes claramente reais: de frequência (sem queima < quadrienal < bienal) e de intensidade de queima (início da seca < meio da seca < final da seca). O gradiente de intensidade é subentendido pelo gradiente de épocas de queima de acordo com Govender *et al.* (2006).

#### *Amostragem de lagartos*

Em cada parcela foi instalada uma linha de dez armadilhas de interceptação-e-queda em formato de “Y”, cada qual composta por um alçapão (balde plástico de 30 l) central unido a três alçapões periféricos por uma chapa metálica de 6 m de comprimento e 0,5 m de altura. As 50 armadilhas foram abertas durante cinco dias a cada mês, entre novembro de 2005 e setembro de 2010, totalizando 59 meses. Os lagartos capturados receberam marcações individuais permanentes com corte de falanges, e as recapturas de um mesmo indivíduo em um mesmo mês não foram consideradas. A cada captura/recaptura de um indivíduo, foram medidos o comprimento rostro-cloacal (CRC) e a massa, com precisão de 1 mm e 0,5 g, respectivamente.

#### *Variáveis estruturais*

Variáveis ambientais (estruturais e microclimáticas) foram medidas apenas para as 12 campanhas finais. Foram registradas as seguintes variáveis estruturais do ambiente, dentro do perímetro de cada armadilha: (1) cobertura do dossel e (2) exposição do solo, tomando-se a proporção de quadrículas preenchidas por mais de 50% do atributo em

questão com um quadrado de madeira de  $0,5\text{ m} \times 0,5\text{ m}$  subdividido por fios de náilon em 25 quadrículas de  $0,1\text{ m} \times 0,1\text{ m}$ ; (3) densidade de lenhosas e herbáceas, como o número de caules a  $0,5\text{ m}$  do solo dentro de uma circunferência de um metro de raio; (4) massa seca do folhiço, dentro de uma área de  $0,5\text{ m} \times 0,5\text{ m}$ , pesado em balança com precisão de  $0,5\text{ g}$ , após secagem em estufa a  $70\text{ }^\circ\text{C}$ ; (5) circunferência da árvore mais próxima ao alçapão central, com mais de  $20\text{ cm}$  de circunferência, medida a  $1,5\text{ m}$  do solo; (6) distância da mesma árvore ao alçapão central; (7) número de cupinzeiros; (8) número de buracos; (9) número de troncos caídos. As primeiras quatro variáveis foram medidas três vezes em cada armadilha (uma medida em cada espaço entre duas cercas-guia), sendo obtida uma média para cada variável por armadilha, enquanto que apenas uma medida ou contagem foi feita por armadilha para as cinco últimas variáveis. Para cada parcela, foram calculadas a média e a variância de cada variável estrutural para cada mês.

#### *Variáveis microclimáticas*

Em cada parcela, foram distribuídos sistematicamente quatro coletores microclimáticos automáticos (Hobo® Pro v2 #U23-001), num ponto equidistante entre duas armadilhas adjacentes, de tal modo que houvesse um aparelho entre as armadilhas 2-3, 4-5, 6-7, e 8-9 cerca de  $10\text{ m}$  afastado da trilha. Cada coletor registrou, minuto a minuto, a umidade relativa e temperatura do ar a cinco centímetros do solo durante o período de amostragem com as armadilhas, iniciando-se às  $10:00\text{ h}$  do primeiro dia e encerrando-se às  $9:59\text{ h}$  do último. Foram obtidas, para os períodos diurno (entre  $6:00\text{ h}$  e  $17:59\text{ h}$ ), noturno (entre  $18:00\text{ h}$  e  $5:59\text{ h}$ ) e diuturno ( $24\text{ h}$ ), a média e variância das seguintes variáveis para cada mês: (1) temperatura média; (2) temperatura máxima; (3) temperatura mínima; (4) amplitude da temperatura; (5) umidade relativa média; (6)

umidade relativa máxima; (7) umidade relativa mínima; (8) amplitude da umidade relativa.

*Análises – variáveis ambientais × lacertofauna*

Para investigar a associação entre a abundância das espécies de lagartos e as variáveis estruturais e microclimáticas, foi empregada a análise de correspondência canônica - CCA (Ter Braak, 1986; Legendre e Legendre, 1998). Inicialmente foram aplicados testes de hipóteses, baseados em permutações de Monte Carlo, de CCAs parciais (pCCA). Posteriormente, foi conduzida uma seleção de modelos para identificar as variáveis estruturais e microclimáticas mais importantes na determinação da abundância das espécies de lagartos.

A pCCA consiste basicamente em verificar a variação da matriz  $Y$  (abundância das espécies) que é explicada pela variação da matriz  $X$  (variáveis ambientais), controlando-se o efeito da matriz  $W$  (covariáveis):  $Y \sim X+W$ . Isso é feito comparando-se dois modelos,  $Y \sim W$  e  $Y \sim X+W$ , sendo que a diferença entre eles é atribuída aos efeitos de  $X$  sobre  $Y$ , independentemente dos efeitos de  $W$  (ver detalhes em Legendre e Legendre, 1998). A análise foi feita de duas formas: com variáveis microclimáticas sendo explanatórias ( $X$ ) e as estruturais covariáveis ( $W$ ), e vice-versa. Essas análises foram feitas com as médias e com as variâncias das variáveis ambientais (estruturais e microclimáticas), separadamente. As médias representam o perfil ambiental de cada parcela, enquanto as variâncias são medidas da heterogeneidade espacial nas mesmas.

Em uma CCA, quando existe multicolinearidade entre as variáveis ambientais e o número destas variáveis é similar ou superior ao número de réplicas, seus efeitos não podem ser segregados e, conseqüentemente, os coeficientes canônicos são instáveis (Ter Braak, 1986). Dessa forma, considerando o grande número de variáveis ambientais

extraídas (33 médias e 33 variâncias) em relação ao número “réplicas” (60, sendo 5 parcelas ao longo de 12 meses), variáveis altamente correlacionadas ( $r^2 > 0,75$ ) foram removidas *a priori* das pCCAs.

Para a seleção de modelos, foram previamente excluídas apenas variáveis 100% redundantes, tendo sido removidas tanto a média quanto a variância de "temperatura máxima", "umidade máxima", "umidade mínima" e "amplitude de umidade". Assim, foram removidas apenas variáveis microclimáticas, sendo priorizada a preservação de variáveis do período diurno, seguida pelas do diuturno, visto que as espécies capturadas são diurnas. Apenas permaneceram as médias de temperatura média, máxima diurna e mínima diurna, e de umidade máxima e mínima diurnas; assim como as variâncias de temperatura média, mínima e amplitude diurnas, e amplitude noturna, e de umidade mínima, média diurna, média noturna e mínima noturna. Portanto, as CCAs foram executadas com cinco variáveis microclimáticas e nove estruturais para os perfis das parcelas (médias), e com oito variáveis microclimáticas e nove estruturais para as heterogeneidades espaciais (variâncias). A seleção de modelos foi baseada no critério de informação de Akaike - AIC e no teste do qui-quadrado, e se iniciou com um modelo que incluía apenas a interseção. Em seguida, foi selecionada dentro do *pool* de variáveis (18 estruturais + 40 microclimáticas) a que sozinha mais explicava a variação nas abundâncias de lagartos (seleção para frente, "forward selection"). A variável selecionada foi então adicionada ao modelo inicial e o procedimento repetido mais uma vez. Após a seleção da segunda variável, foi verificado se alguma das variáveis incluídas poderia ser removida sem prejuízo ao modelo (seleção para trás, "backward selection"). Esse procedimento foi repetido até nenhuma variável poder ser incluída ou excluída do modelo.

A fim de esclarecer, no *biplot* da CCA, a interpretação da variação tanto da composição da lacertofauna quanto estrutural e microclimática entre parcelas, foram calculadas médias dos escores (centróides) de cada parcela para o período da estação seca (outubro-março) e da chuvosa (abril-setembro). Além disto, para verificar a significância das diferenças entre parcelas foram conduzidas três análises de curvas de respostas principais (PRCs, Van Den Brink e Ter Braak, 1999), considerando-se como variável resposta (Y) a composição da lacertofauna, a estrutura do ambiente ou o microclima. A PRC é um caso particular de RDA (análise de redundância) com um único fator para tratamento, neste caso, regime de queima, e um único para classes de tempo, neste caso, mês. Mais especificamente, a PRC é análoga a uma RDA parcial, onde o tempo serve como covariável (W) e a interação de tratamento e tempo serve como variável explanatória (X): “lacertofauna, estrutura ou microclima” ~ tratamento\*tempo + tempo (Leps e Smilauer, 2003). Nessas análises, foram empregados os perfis microclimáticos dos quatro coletores automáticos de cada parcela. Os dados de capturas de lagartos foram adequados a este formato, agregando-se as capturas das armadilhas adjacentes aos coletores automáticos e utilizando dados apenas das armadilhas adjacentes a um coletor automático. Dados da estrutura do ambiente foram semelhantemente adaptados tomando-se a média de duas parcelas adjacentes a cada coletor automático.

#### *Análises – condição corporal dos indivíduos*

A partir das medidas do CRC e massa, foram obtidos índices de condição corporal (Schulte-Hostedde *et al.*, 2005). Para cada espécie foi feita uma regressão da raiz cúbica de massa (dependente) pelo CRC (independente). O ajuste da massa foi feito para a obtenção de melhor linearidade do conjunto de dados, visto que a massa cresce

proporcionalmente ao volume do indivíduo, correspondendo a três dimensões correlacionadas, uma delas o CRC. Para cada indivíduo, então, foi aferido um valor de resíduo pelo método dos Mínimos Quadrados Ordinários. Os resíduos, índices de condição corporal, foram subsequentemente utilizados em análises de variância (ANOVAs) para verificar, espécie a espécie, se existem diferenças de condição corporal entre as parcelas (BM, BP, BT, C e Q). Apenas as espécies com mais de duas capturas/recapturas (para possibilitar a obtenção de resíduos) e que ocorreram em mais de uma área (para haver parâmetros de comparação) foram consideradas. Para os casos em que a ANOVA foi significativa, foi aplicado um teste de Tukey para determinar entre quais pares de parcelas havia diferença significativa. Todas as análises acima descritas foram conduzidas com o programa R (R Development Core Team, 2010), tendo sido adotado o nível de significância de 5%.

#### *Análises – permanência das populações*

Análises de permanência das populações foram realizadas no programa Mark v6.0, apenas para as quatro espécies mais abundantes no total, em vista da insuficiência de capturas/recapturas das demais espécies (Tabela 1). Para cada espécie, taxas de permanência ou sobrevivência aparente ( $\Phi$ ) e recaptura ( $p$ ) foram estimadas pelo método de Cormack-Jolly-Seber (CJS). Foi explorado se estas taxas variavam entre anos ( $A$ ), meses correspondentes de cada ano ( $m$ ), meses ao longo das 59 campanhas ( $t$ ), parcelas ( $g$ ) e conforme a interação de  $g$  com os demais fatores ( $g*A$ ;  $g*m$ ; e  $g*t$ ). Para a seleção de modelos foi utilizado o Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc), considerando-se que modelos possuem suporte considerável quando  $\Delta AICc < 4$  (Burnham e Anderson, 2002).

## Resultados

### *Comunidade de lagartos*

Foram registradas 15 espécies de lagartos após 59 meses de amostragem, entre novembro de 2005 e outubro de 2010 (Tabela 1). *Tropidurus itambere* foi a mais abundante no total e em todas as parcelas, exceto na parcela controle (sem queima), onde *Mabuya nigropunctata* e *M. frenata* foram dominantes. A abundância total de *T. itambere* e *Micrablepharus atticolus* tendeu a aumentar com a severidade de queima, enquanto que o inverso ocorreu com *M. nigropunctata*. Todas as demais espécies mais representativas apresentaram pico de abundância ou na parcela quadrienal modal ou na bienal precoce. *Kentropyx paulensis*, *Polychrus acutirostris*, *Tupinambis duseni*, *Enyalius* aff. *bilineatus*, *Tr. torquatus*, *Bachia bresslaui* e *Ma. guaporicola* apresentaram baixa abundância, menor que 1% do total, e não ocorreram em todas as parcelas. Restringindo a amostragem aos últimos doze meses, o perfil de abundâncias foi semelhante, mas sem a captura de três das espécies ocasionais, *B. bresslaui*, *M. guaporicola* e *T. duseni*, além de não ter havido ocorrência de *K. paulensis* na quadrienal (Tabela 2).

### *Variáveis ambientais × lacertofauna*

As abundâncias das espécies foram significativamente explicadas pelos perfis microclimáticos, independentemente do efeito dos perfis estruturais ( $F_{5,45} = 1,72$ ;  $\chi^2_5 = 0,18$ ;  $\chi^2_{45} = 0,96$ ;  $P = 0,001$ ) e vice-versa ( $F_{9,45} = 1,74$ ;  $\chi^2_9 = 0,33$ ;  $\chi^2_{45} = 0,96$ ;  $P = 0,001$ ). Com relação à heterogeneidade espacial (variâncias), houve associação significativa das abundâncias das espécies com a estrutura independentemente do efeito dos microclimas ( $F_{9,42} = 1,63$ ;  $\chi^2_9 = 0,33$ ;  $\chi^2_{42} = 0,95$ ;  $P = 0,012$ ), mas não com o microclima independentemente do efeito da estrutura ( $F_{8,42} = 1,22$ ;  $\chi^2_8 = 0,22$ ;  $\chi^2_{42} = 0,95$ ;  $P = 0,06$ ).

A seleção de modelos por passos indicou que as variáveis ambientais mais importantes para a explicação da variação das abundâncias das espécies foram massa seca do folhicho, variância da massa seca do folhicho, variância da amplitude de umidade diurna, temperatura mínima diurna, umidade mínima diurna, proporção de solo exposto e temperatura máxima diurna. Mais de 60% da variação na abundância das espécies de lagartos foi explicada pelos dois primeiros eixos canônicos (Fig. 2), sendo que uma porção ainda considerável da variação, quase 28%, foi explicada pelos dois eixos canônicos seguintes (Tabela 3). No primeiro eixo canônico, as variáveis mais influentes foram estruturais, massa seca do folhicho e variância espacial da massa seca do folhicho, ao passo que no segundo eixo canônico as mais importantes foram microclimáticas, umidade mínima diurna e temperatura mínima diurna (Tabela 3, Fig. 2). No terceiro eixo canônico as variáveis proporção de solo exposto e variância espacial das amplitudes de umidades relativas se mostraram mais importantes. Já no quarto eixo canônico a distinção de importância entre as variáveis não foi evidente em vista da semelhança dos coeficientes (Tabela 3).

O primeiro eixo canônico descreveu um gradiente de exposição do solo (Fig. 2A), desde parcelas com grande quantidade de folhicho e solo pouco exposto (controle), até aquelas com pouca quantidade de folhicho e solo muito exposto (bienio modal e bienio tardio). Esse gradiente separou, sobretudo, a parcela controle das demais (Fig. 2B). No segundo eixo canônico houve maior distinção entre parcelas na estação chuvosa (abaixo da origem) do que na seca (acima da origem). Bienio modal e bienio tardio apresentaram as mais altas variações microclimáticas entre estações. Houve um padrão de distinção entre parcelas semelhante dentro das estações: bienio tardio é mais úmido e com temperaturas mais amenas (mais altas temperaturas mínimas e mais baixas temperaturas

máximas); quadrienal e bienal precoce são mais secas e apresentam as temperaturas mais altas.

As espécies aparentemente mais sensíveis ao gradiente ambiental foram aquelas de menor abundância, como *Tropidurus torquatus*, *Ameiva ameiva*, *Kentropyx paulensis*, *Cercosaura ocellata* e *Polychrus acutirostris* (Fig. 2A). Isto indica que a variação na comunidade de lagartos ao longo do gradiente ambiental se deu por perdas ou ganhos de espécies de baixa abundância. *Kentropyx paulensis* e *C. ocellata* mostraram preferência por áreas mais úmidas e com temperaturas mais amenas durante o período de atividade (dia), com menor quantidade de folhiço e maior exposição do solo. Por outro lado, *T. torquatus* e *A. ameiva* foram mais associadas a áreas com maior quantidade de folhiço e cobertura de solo. Já as espécies de maior abundância aparentemente respondem menos às alterações ambientais, o que se verifica pela maior proximidade de tais espécies ao centro do *biplot* (Fig. 2A). Apesar disto, a maioria das espécies esteve mais associada a ambientes com menos cobertura de solo e com variações microclimáticas mais extremas, portanto mais associadas às parcelas queimadas.

Com as PRCs verificou-se que houve diferenças significativas entre parcelas na composição de lacertofauna, estrutura e microclimas (lacertofauna:  $F_{1,180}=12,67$ ;  $p<0,01$ ; estrutura:  $F_{1,180}=267,93$ ;  $p<0,01$ ; microclima:  $F_{1,180}=44,53$ ;  $p<0,01$ ; com 1000 permutações de Monte Carlo).

#### *Condição corporal dos indivíduos*

Para todas as espécies, exceto *Anolis meridionalis*, não houve diferenças significativas das condições corporais entre parcelas (Tabela 4). No caso dessa exceção, o teste de Tukey revelou que a diferença se fez presente entre bienal modal e quadrienal ( $P = 0,014$ ), sendo o índice de condição corporal maior na quadrienal (Tabela 4).

### *Permanência das populações*

Os modelos com maior suporte para todas as espécies avaliadas apresentaram variação da permanência dos indivíduos ao longo do tempo (seja entre anos, seja entre campanhas), mas não entre parcelas (Tabela 5). Isto significa que, para estas espécies, a variação temporal de permanência é maior que a variação entre regimes de queima (frequência e intensidade).

### Discussão

#### *Variáveis estruturais*

As CCAs parciais revelaram que o perfil estrutural do hábitat teve influência significativa sobre a composição da lacertofauna do Cerrado. Isto esteve em acordo com diversos estudos, que indicaram que o fogo melhora a qualidade do hábitat para algumas espécies ao reduzir o adensamento da vegetação (Taylor e Fox, 2001; Brisson *et al.*, 2003; Bury, 2004). Por outro lado, para outras espécies causa degradação do hábitat ao remover aspectos chave da estrutura do hábitat como folhiço, troncos e galhos caídos, ou a vegetação rasteira (Taylor e Fox, 2001; Singh *et al.*, 2002; Letnic *et al.*, 2004; Pelegrin e Bucher, 2010). Além disto, as diferenças entre espécies na história de vida e preferências por estruturas de hábitat levam-nas a diferentes trajetórias de sucessão pós-queima (Driscoll e Henderson, 2008; Santos e Poquet, 2010). Por isso, as preferências por determinado regime de queima são variáveis entre espécies com diferentes requerimentos de hábitat (Wilgers e Horne, 2006). Isso resulta em diferenças na comunidade de lagartos entre áreas sujeitas a diferentes regimes de queima (Ruthven *et al.*, 2008), tal qual verificamos com o *biplot* da CCA por passos.

Ainda, dentro de parcelas, a heterogeneidade estrutural do hábitat esteve também associada à composição da lacertofauna do Cerrado, pelos resultados das CCAs parciais. Este resultado aparentemente está em acordo com aqueles obtidos por Pianka (1996): o fogo promove a diversidade estrutural do hábitat, criando um mosaico de estágios sucessionais da vegetação que permite a coexistência de espécies de lagarto com requerimentos de hábitat muito distintos. Porém, notamos maior heterogeneidade espacial, descrita por massa de folhiço (variância), na parcela com supressão de queima. Isto possivelmente porque, ao contrário dos desertos australianos, o fogo no Cerrado não reticula, sendo o hábitat uniformizado na escala local. Não obstante, nossos resultados sugerem que a maioria das espécies é beneficiada pelos ambientes menos heterogêneos localmente. Entretanto, constatamos também que as parcelas são significativamente diferenciadas quanto à estrutura e à composição da lacertofauna, presumivelmente como reflexo da heterogeneidade espacial na escala regional. Braithwaite (1987) encontrou semelhante resultado nas savanas australianas: a alta frequência de queima não permite a sucessão, tampouco disponibiliza hábitats em diferentes estágios de recuperação (mosaico), então as espécies de lagartos selecionam hábitats produzidos por diferentes intensidades de queima numa escala maior. A partir disso, concluiu que não há um único regime de queima que maximiza a diversidade de lagartos nos ambientes com alta propensão à queima, mas cada regime, com características estruturais particulares, contribui favorecendo um determinado grupo de lagartos.

Muitos planos de manejo com fogo se fundamentam na premissa de que a pirodiversidade promove biodiversidade (Martin e Sapsis, 1991), em outras palavras a diversidade de regimes de queima (ocorrência em diferentes níveis de frequência, intensidade e extensão) em um mesmo hábitat produz heterogeneidade espacial, o que resulta em diversidade de fauna. Contudo, Parr (2006) questiona este paradigma

argumentando que por muitas vezes o efeito mais relevante sobre a fauna é determinado pela ocorrência/supressão de fogo nos ambientes propensos à queima. De fato, percebemos maior diferenciação entre a parcela sem queima e as queimadas (conjuntamente) e maior diferenciação de composição relacionada à estrutura entre estes dois tipos de ambiente. Andersen (2005) concluiu que, numa savana tropical na Austrália, a ocorrência de fogo, independentemente do regime de queima, é o principal fator influenciando as espécies mais sensíveis. Mesmo assim, constatou que a abundância dos lagartos associados ao folhiço reduziu em regimes de queima mais intensa (tardia). No Chaco um único evento de queima pode ser suficiente para reduzir a abundância relativa da maioria das espécies de lagartos por longo prazo em resposta à redução do adensamento da vegetação não resiliente (Pelegrin e Bucher, 2010). Em ambientes xéricos mantidos pelo fogo, a supressão total de queima é mais perturbadora do que o próprio fogo, visto que a herpetofauna é composta basicamente de espécies especializadas a estes ambientes e na sucessão pós-fogo a vegetação se adensa (Greenberg, 2002). As semelhanças ou divergências dos nossos resultados para outros estudos, então, parecem estar ligadas ao nível de especialização das taxocenoses aos ambientes mantidos pelo fogo. No Cerrado, por exemplo, a maioria das espécies é mais abundante em habitats abertos (campos e cerrado *sensu stricto*) do que em fisionomias de matas e cerradão (Nogueira *et al*, 2009). Semelhantemente, notamos que mesmo dentro de um habitat aberto (cerrado *sensu stricto*) a maioria das espécies, apresenta preferência por microhabitats mais abertos e, por consequência, preferem parcelas perturbadas pelo fogo.

*Variáveis microclimáticas*

A estrutura do hábitat pode ter influências também sobre os microclimas, mas com as CCAs parciais pudemos avaliar o efeito destas variáveis isoladamente sobre a lacertofauna. O perfil microclimático teve influência significativa sobre a composição da lacertofauna. A maioria dos estudos sobre efeitos de fogo trata das variações microclimáticas apenas indiretamente, baseados nas variáveis estruturais do hábitat. Por exemplo, Moseley *et al.* (2003) argumentam que aumentos em diversidade e abundância de répteis pós-queima foram atribuídos a maiores oportunidades termorregulatórias geradas pela exposição do solo. Igualmente, Matthews *et al.* (2010) relacionam a redução de folhicho, outros detritos vegetais e da copa das árvores, causada pelo fogo muito frequente, aos prováveis aumentos de temperatura do solo, os quais criam oportunidades termorregulatórias aos lagartos. Já Wilgers e Horne (2006) sugeriram que duas espécies de lagarto, *Eumeces obsoletus* e *Phrynosoma cornutum*, apresentaram preferência por áreas anualmente queimadas por conta da maior variabilidade espacial na cobertura vegetal; mas, acrescentam que isto proporcionou microclimas mais secos e quentes, mais apropriados a estas espécies. Disto destaca-se o papel do microclima, mais claramente a temperatura, atuando sobre a atividade dos lagartos de acordo com sua termorregulação, o que confirmamos com nossos resultados.

Mott *et al* (2010) foram virtualmente os únicos que testaram os efeitos das variações microclimáticas sobre répteis em ambientes submetidos à queima. Especificamente, mediram as variações de temperatura que lagartos e serpentes experimentam durante o período de atividade, bem como a energia solar disponível, em ambientes naturais (*Eucalyptus*) e em plantações (*Pinus*). Seus resultados sugerem que, apesar de nos ambientes naturais após queima haver maior mudança tanto estrutural quanto microclimática, a estrutura das suas taxocenoses de répteis não foi significativamente alterada. Ao contrário, a taxocenose foi negativamente afetada nos

ambientes não naturais, onde a estrutura é alterada pelo fogo, mas não o microclima. Os resultados de Mott *et al* (2010), assim como os nossos, dão suporte às discussões lançadas em trabalhos anteriores. Mas, nossos resultados sugerem, ainda, que a diversidade espacial de microclimas não influencia a composição da lacertofauna do Cerrado, diferentemente do que Mott *et al* (2010) notaram nos ambientes não naturais. Esta diferença, porém, reside no fato de que nas plantações de *Pinus* os microclimas são muito mais frios que nos ambientes naturais. Lagartos e outros répteis, em se tratando da termorregulação e atividade, parecem ser prejudicados pelas baixas temperaturas, mas não limitados pelas altas temperaturas (Huey e Slatkin, 1976). Portanto, com o fogo, as condições termorregulatórias devem ser melhoradas uma vez que a redução da cobertura por vegetação permite maior passagem de energia solar e disponibilidade de calor aos lagartos. Contudo, esta mudança ambiental implica em custos, tais como maior exposição a predadores e redução de recursos alimentares, que podem se sobrepor aos benefícios. No caso das espécies especializadas em habitats mais abertos, como a maioria dos lagartos do Cerrado, os benefícios provavelmente são maiores ou, no mínimo, iguais.

Há muito menos estudos ou mesmo considerações a respeito do efeito das alterações da umidade sobre os lagartos após queimas. Cavitt (2000) e Cunningham *et al.* (2002), introduzem seus trabalhos presumindo que o fogo tem potencial de afetar os répteis ao mudar a umidade do solo. Nossos resultados mostram que, de fato, as composições de lagartos no Cerrado são influenciadas pela umidade mínima. Trainor e Woinarski (1994) encontraram respostas muito variáveis entre espécies nas savanas tropicais Australianas, mas discute que, para lagartos associados a afloramentos de água, a variação na disponibilidade de umidade é mais importante que a variação ambiental gerada pelo fogo. A variação de umidade no ambiente que amostraram, porém, era maior

do que a que amostramos no Cerrado, de modo que a maioria das espécies que observamos esteve positivamente associada a condições microclimáticas mais secas. Esta associação provavelmente é efeito de maior atividade na estação seca, quando as condições termais são mais favoráveis, sendo ainda mais favoráveis em ambientes queimados. Já para as espécies que se mostraram associadas a ambientes mais úmidos (*Ameiva ameiva*, *Cercosaura ocellata*, *Kentropyx paulensis* e *Tropidurus itambere*), possivelmente as condições de nidificação podem ter igual ou maior importância, visto que são todas ovíparas. Mas, mesmo que a atividade seja o mecanismo que primariamente guia as mudanças na composição da lacertofauna por consequência das mudanças microclimáticas, a via deste mecanismo segue também por efeitos indiretos sobre a reprodução, já que maior atividade significa potencialmente aumentada aquisição de energia que pode ser investida na sobrevivência e na reprodução (Adolph e Porter, 1993).

#### *Importância relativa das variáveis estruturais e microclimáticas*

As variáveis estruturais responderam pela maior parte da variação na composição da lacertofauna. Isto provavelmente se explica pelo fato de que a estrutura do ambiente determina as condições microclimáticas e, além disso, as variáveis estruturais mais importantes (basicamente cobertura de solo por folhiço) são indicadoras de oportunidades termorregulatórias. Assim, aparentemente as condições termais do ambiente são mais relevantes às espécies do que o refúgio *per se* (Andersson *et al.*, 2010). Para a lacertofauna dos ambientes savânicos, portanto, os custos da mudança da estrutura do hábitat devem ser baixos e superados pelos benefícios que a melhora nas condições microclimáticas traz consigo.

### *Condição corporal*

A condição corporal representa a assimilação de energia dos lagartos, sendo resultado do balanço entre as aquisições e gastos energéticos. A condição corporal dos indivíduos pode ser influenciada basicamente por dois fatores: disponibilidade de presas e atividade de forrageamento. As queimadas podem repercutir positiva ou negativamente sobre estes fatores (Griffiths e Christian, 1996; Nicholson *et al.*, 2006; Fenner e Bull, 2007). No Cerrado, as mudanças no ambiente decorrentes queimadas muito frequentes são conhecidas por aumentarem a abundância de muitas presas dos lagartos (Uehara-Prado *et al.*, 2010). Além disso, com as condições termorregulatórias melhoradas, o sucesso de forrageamento deve ser aumentado. Mesmo assim, a condição corporal dos indivíduos não variou entre regimes de queima. Em áreas de desertos, o lagarto australiano *Tiliqua adelaidensis* apresentou reduzida condição corporal em áreas queimadas, de maneira consistente com sua reduzida atividade de forrageamento (Fenner e Bull, 2007). Já em savanas australianas dominadas por *Eucalyptus*, o lagarto *Chlamydosaurus kingii* apresentou os menores índices de condição corporal na área menos freqüentemente queimada, mesmo havendo pouca variação no conteúdo estomacal e na disponibilidade de alimento entre tratamentos (Griffiths e Christian, 1996). As divergências entre estes estudos claramente refletem as diferenças de requerimentos de hábitat entre as espécies, enquanto a primeira restringe a atividade em resposta à perda da cobertura vegetal a última parece se beneficiar com as novas oportunidades termorregulatórias. No Cerrado, contudo, mesmo com potencial melhoria das condições de forrageamento devida ao fogo, as espécies de lagarto não têm ganhos em massa provavelmente porque, se a atividade é aumentada, o gasto energético é aumentado e contrabalança os ganhos. Ainda, o alimento pode não ser limitante independentemente do regime de queima; ou, se for limitante, sustenta uma lacertofauna

mais abundante em áreas queimadas em vez de com maior condição corporal dos indivíduos. Pianka (2011) sugere que a abundância das espécies da lacertofauna megadiversa dos desertos Australianos responde aos ciclos de fogo de acordo com as disponibilidades dos itens alimentares no decorrer da sucessão pós queima. Na lacertofauna que amostramos, muito menos diversa, presumivelmente há menor variação de dieta entre espécies, que são insetívoras oportunistas (Costa *et al.*, 2008). Deste modo a segunda hipótese (recurso não limitante) é a mais plausível para a realidade do Cerrado.

#### *Taxa de permanência das populações*

O fogo muda a estrutura da vegetação e pode influenciar o tamanho e a dinâmica das populações associadas (Mott *et al.*, 2010). As consequentes mudanças microclimáticas repercutem sobre locomoção, digestão, crescimento, custos metabólicos, risco de predação ou acasalamento (Huey e Stevenson, 1979), então sobrevivência e reprodução dos indivíduos difere entre habitats criados por diferentes tipos de queima (Braithwaite, 1987). Contudo, nossos resultados não fornecem evidências de que a taxa de permanência das populações de lagartos respondem aos regimes de queima. Porém, nossa baixa taxa de recaptura limitou a estimativa de  $\Phi$ , e, ao mesmo tempo, sugere que a taxa de substituição dos indivíduos nas populações de todas as parcelas é alta. A taxa de substituição dos indivíduos pode variar sem que haja variações na taxa de permanência, já que esta é definida pelo saldo dos ganhos (nascimentos e imigração) e perdas (mortalidade e emigração) de indivíduos na população.

As taxas de mortalidade estão ligadas ao sucesso de forrageamento e às taxas de predação. Baseados nisto, Rochester *et al.* (2010) sugeriram que os efeitos indiretos do fogo, como mudanças na adequabilidade do habitat e dinâmicas de predador-presa (com

lagartos ocupando ambas as posições), foram altamente responsáveis pelas mudanças que observaram na abundância das espécies de lagartos. Nossos resultados permitem concordar apenas com a adequabilidade do hábitat, já que não quantificamos a predação. Contudo, em habitats propensos à queima, répteis podem apresentar reduzida sobrevivência no pós-fogo devido a aumentadas taxas de predação (Webb e Shine, 2008). Além disso, aumentada sobrevivência em razão de melhoria nas oportunidades de forrageamento devidas ao fogo pode ser contrabalanceada pela vulnerabilidade aumentada em razão de reduzida cobertura vegetal em perturbações mais drásticas (Hellgren *et al.*, 2010). O sucesso de forrageamento também interfere na taxa de natalidade, já que é a garantia de ganho energético para o investimento na ninhada e crescimento para atingir a maturação sexual. Então, considerando que as oportunidades de forrageamento não variaram entre os regimes de queima, uma potencial taxa de predação aumentada torna o saldo da permanência mais negativo nos ambientes queimados se o número de nascimentos não varia com aumentos de temperatura. Todavia, uma vez que a temperatura afeta o tempo de atividade, pode também causar variação na taxa de sobrevivência e na fecundidade de lagartos, levando a uma correlação negativa entre taxa de sobrevivência e fecundidade entre populações em diferentes ambientes termais (Adolph e Porter, 1993).

Com relação ao balanço migratório, os ganhos ou perdas se fundamentam no mesmo fator, os recursos. Indivíduos são atraídos a ambientes com maior disponibilidade de alimentos, abrigos e sítios de termorregulação (Santos *et al.*, 2008). Ao contrário, evitam ambientes com menor qualidade. Nossos resultados sugerem que a maioria das espécies é “atraída” a ambientes submetidos à queima, por serem estes mais abertos e quentes, sendo mais adequados à termorregulação. Portanto, pelo balanço migratório é de se esperar saldo mais positivo em áreas queimadas. Assim, somando-se os saldos de

natalidade/mortalidade e imigração/emigração, espera-se maior taxa de substituição dos indivíduos em áreas queimadas em virtude de mortalidade, e em áreas não queimadas em virtude de emigrações. Por que as populações crescem em ambientes queimados? Possivelmente porque o saldo do balanço migratório foi suficientemente mais expressivo que o saldo da natalidade/mortalidade para resultar em aumento populacional nas áreas queimadas, mas não o suficiente para serem detectados nas estimativas de taxas de permanência. Porém, estas hipóteses precisam ainda ser fundamentadas, o que somente é possível com testes sobre o risco de predação e sucesso reprodutivo em diferentes regimes de queima.

#### Referências Bibliográficas

- Adolph, S. C.; Porter, W. P. Temperature, Activity, and Lizard Life-Histories. *American Naturalist*, v. 142, n. 2, p. 273-295, 1993.
- Andersen, A. N.; Cook, G. D.; Corbett, L. K.; Douglas, M. M.; Eager, R. W.; Russell-Smith, J.; Setterfield, S. A.; Williams, R. J.; Woinarski, J. C. Z. Fire frequency and biodiversity conservation in Australian tropical savannas: implications from the Kapalga fire experiment. *Austral Ecology*, v. 30, n. 2, p. 155-167, 2005.
- Andersson, M.; Krockenberger, A.; Schwarzkopf, L. Experimental manipulation reveals the importance of refuge habitat temperature selected by lizards. *Austral Ecology*, v. 35, n. 3, p. 294-299, 2010.
- Braithwaite, R. W. Effects of Fire Regimes on Lizards in the Wet-Dry Tropics of Australia. *Journal of Tropical Ecology*, v. 3, p. 265-275, 1987.
- Brisson, J. A.; Strasburg, J. L.; Templeton, A. R. Impact of fire management on the ecology of collared lizard (*Crotaphytus collaris*) populations living on the Ozark Plateau. *Animal Conservation*, v. 6, n. 3, p. 247-254, 2003.
- Burnham, K. P.; Anderson, D. R. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. 2nd. ed. New York, USA: Springer-Verlag, 2002.
- Bury, R. B. Wildfire, fuel reduction, and herpetofaunas across diverse landscape mosaics in northwestern forests. *Conservation Biology*, v. 18, n. 4, p. 968-975, 2004.
- Cavitt, J. F. Fire and a tallgrass prairie reptile community: Effects on relative abundance and seasonal activity. *Journal of Herpetology*, v. 34, n. 1, p. 12-20, 2000.

- Cintra, R.; Sanaiotti, T. Fire effects on the composition of a bird community in an Amazonian savanna (Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, v. 65, n. 4, p. 683-695, 2005.
- Clarke, M. F. Catering for the needs of fauna in fire management: science or just wishful thinking? *Wildlife Research*, v. 35, n. 5, p. 385-394, 2008.
- Costa, G. C.; Mesquita, D. O.; Colli, G. R. The effect of pitfall trapping on lizard diets. *Herpetological Journal*, v. 18, n. 1, p. 45-48, 2008.
- Coutinho, L. M. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: Goldammer, J. G. (Ed.). *Fire in the Tropical Biota*. Berlin: Springer, 1990. p. 82-105.
- Cunningham, S. C.; Babb, R. D.; Jones, T. R.; Taubert, B. D.; Vega, R. Reaction of lizard populations to a catastrophic wildfire in a central Arizona mountain range. *Biological Conservation*, v. 107, n. 2, p. 193-201, 2002.
- Davies-Colley, R. J.; Payne, G. W.; Van Elswijk, M. Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology*, v. 24, n. 2, p. 111-121, 2000.
- Dias, I. F. O.; Miranda, A. C.; Miranda, H. S. Efeitos de queimadas no microclima de solos de campos de Cerrado. In: Miranda, H. S. *et al* (Ed.). *Anais do Simpósio Impacto das Queimadas sobre os Ecossistemas e Mudanças Globais - Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga*. Brasília, 1996. p. 11-19.
- Driscoll, D. A.; Henderson, M. K. How many common reptile species are fire specialists? A replicated natural experiment highlights the predictive weakness of a fire succession model. *Biological Conservation*, v. 141, n. 2, p. 460-471, 2008.
- Fenner, A. L.; Bull, C. M. Short-term impact of grassland fire on the endangered pygmy bluetongue lizard. *Journal of Zoology*, v. 272, n. 4, p. 444-450, 2007.
- Fiedler, N. C.; De Azevedo, I. N. C.; Rezende, A. V.; De Medeiros, M. B.; Venturoili, F. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa-DF. *Revista Árvore*, 2004.
- Flatt, T.; Shine, R.; Borges-Landaez, P. A.; Downes, S. J. Phenotypic variation in an oviparous montane lizard (*Bassiana duperreyi*): the effects of thermal and hydric incubation environments. *Biological Journal of the Linnean Society*, v. 74, n. 3, p. 339-350, 2001.
- Garden, J. G.; Mcalpine, C. A.; Possingham, H. P.; Jones, D. N. Habitat structure is more important than vegetation composition for local-level management of native terrestrial reptile and small mammal species living in urban remnants: A case study from Brisbane, Australia. *Austral Ecology*, v. 32, n. 6, p. 669-685, 2007.
- Gaston, K. J. Range edges. In: *The structure and dynamics of geographic ranges*. New York: Oxford University Press, 2003. Cap.2. p. 20-52.

- Govender, N.; Trollope, W. S. W.; Van Wilgen, B. W. The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Journal of Applied Ecology*, v. 43, n. 4, p. 748-758, 2006.
- Greenberg, C. H. *Fire, Habitat Structure and Herpetofauna in the Southeast*. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. Newtown Square, PA: U.S., p.91-99. 2002
- Griffiths, A. D.; Christian, K. A. The effects of fire on the frillneck lizard (*Chlamydosaurus kingii*) in northern Australia. *Australian Journal of Ecology*, v. 21, n. 4, p. 386-398, 1996.
- Hellgren, E. C.; Burrow, A. L.; Kazmaier, R. T.; Ruthven, D. C. The effects of winter burning and grazing on resources and survival of Texas horned lizards in a thornscrub ecosystem. *Journal of Wildlife Management*, v. 74, n. 2, p. 300-309, 2010.
- Huey, R. B.; Slatkin, M. Cost and Benefits of Lizard Thermoregulation. *Quarterly Review of Biology*, v. 51, n. 3, p. 363-384, 1976.
- Huey, R. B.; Stevenson, R. D. Integrating thermal physiology and ecology of ectotherms: discussion of approaches. *American Zoologist*, v. 19, n. 1, p. 357-366, 1979.
- Lara, D. X.; Fiedler, N. C.; Medeiros, M. B. Uso do fogo em propriedades rurais do Cerrado em Cavalcante, GO. *Ciência Florestal*, v. 17, n. 1, p. 9-15, 2007.
- Legendre, P.; Legendre, L. *Numerical Ecology*. 2nd. ed. Amsterdam, Netherlands: Elsevier, 1998. (Developments in Environmental Modelling, 20).
- Leps, J.; Smilauer, P. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press, 2003.
- Letnic, M.; Dickman, C. R.; Tischler, M. K.; Tamayo, B.; Beh, C. L. The responses of small mammals and lizards to post-fire succession and rainfall in arid Australia. *Journal of Arid Environments*, v. 59, n. 1, p. 85-114, 2004.
- Martin, R. E.; Sapsis, D. B. Fires as agents of biodiversity: pyrodiversity promotes biodiversity. In: symposium on biodiversity, 1992, Northwestern California. Wildland Resources Centre, University of California, Berkeley, 1991. p.150-157.
- Matthews, C. E.; Moorman, C. E.; Greenberg, C. H.; Waldrop, T. A. Response of Reptiles and Amphibians to Repeated Fuel Reduction Treatments. *Journal of Wildlife Management*, v. 74, n. 6, p. 1301-1310, 2010.
- Mistry, J. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. *Progress in Physical Geography*, v. 22, n. 4, p. 425-448, 1998.
- Moseley, K. R.; Castleberry, S. B.; Schweitzer, S. H. Effects of prescribed fire on herpetofauna in bottomland hardwood forests. *Southeastern Naturalist*, v. 2, n. 4, p. 475-486, 2003.

- Mott, B.; Alford, R. A.; Schwarzkopf, L. Tropical reptiles in pine forests: Assemblage responses to plantations and plantation management by burning. *Forest Ecology and Management*, v. 259, n. 5, p. 916-925, 2010.
- Nicholson, E.; Lill, A.; Andersen, A. Do tropical savanna skink assemblages show a short-term response to low-intensity fire? *Wildlife Research*, v. 33, n. 4, p. 331-338, 2006.
- Nogueira, C.; Colli, G. R.; Martins, M. Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. *Austral Ecology*, v. 34, n. 1, p. 83-96, 2009.
- Nogueira, C.; Valdujo, P. H.; França, F. G. R. Habitat variation and lizard diversity in a Cerrado area of Central Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 40, n. 2, p. 105-112, 2005.
- Pantoja, D. L. L. *Efeitos do fogo sobre a taxocenose de lagartos em áreas de Cerrado sensu stricto no Brasil Central*. (2007). 111 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.
- Parr, C. L.; Andersen, A. N. Patch mosaic burning for biodiversity conservation: a critique of the pyrodiversity paradigm. *Conservation Biology*, v. 20, n. 6, p. 1610-1619, 2006.
- Pelegriñ, N.; Bucher, E. H. Long-term effects of a wildfire on a lizard assemblage in the Arid Chaco forest. *Journal of Arid Environments*, v. 74, n. 3, p. 368-372, 2010.
- Pereira, A.; França, H. Identificação de queimadas naturais ocorridas no período chuvoso de 2003-2004 no Parque Nacional das Emas, Brasil, por meio de imagens dos sensores do satélite CBERS-2. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Goiânia, Brasil: INPE, 2005. p. 3245-3252.
- Pianka, E. R. Long-term changes in lizard assemblages in the Great Victoria Desert: dynamic habitat mosaics in response to wildfires. In: Cody, M. L.; Smallwood, J. A. (Ed.). *Long-term studies of vertebrate communities*. San Diego: Academic Press, 1996. Cap.8. p. 191-215.
- Pianka, E. R.; Goodyear, S. E. Lizard responses to wildfire in arid interior Australia: Long-term experimental data and commonalities with other studies. *Austral Ecology*, 2011.
- Prada, M.; Marinho, J. Effects of fire on the abundance of Xenarthrans in Mato Grosso, Brazil. *Austral Ecology*, v. 29, n. 5, p. 568-573, 2004.
- R Development Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2010.

- Ruthven, D. C.; Kazmaier, R. T.; Janis, M. W. Short-Term Response of Herpetofauna to Various Burning Regimes in the South Texas Plains. *Southwestern Naturalist*, v. 53, n. 4, p. 480-487, 2008.
- Santos, T.; Diaz, J. A.; Perez-Tris, J.; Carbonell, R.; Telleria, J. L. Habitat quality predicts the distribution of a lizard in fragmented woodlands better than habitat fragmentation. *Animal Conservation*, v. 11, n. 1, p. 46-56, 2008.
- Santos, X.; Poquet, J. M. Ecological succession and habitat attributes affect the postfire response of a Mediterranean reptile community. *European Journal of Wildlife Research*, v. 56, n. 6, p. 895-905, 2010.
- Sato, M. N. *Efeito a longo prazo de queimadas prescritas na estrutura da comunidade de lenhosas da vegetação do cerrado sensu stricto*. (2003). Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2003.
- Schulte-Hostedde, A. I.; Zinner, B.; Millar, J. S.; Hickling, G. J. Restitution of mass-size residuals: Validating body condition indices. *Ecology*, v. 86, n. 1, p. 155-163, 2005.
- Silveira, L.; Rodrigues, F. H. G.; Jacoma, A. T. D.; Diniz, J. A. F. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. *Oryx*, v. 33, n. 2, p. 108-114, 1999.
- Singh, S.; Smyth, A. K.; Blomberg, S. P. Effect of a control burn on lizards and their structural environment in a eucalypt open-forest. *Wildlife Research*, v. 29, n. 5, p. 447-454, 2002.
- Taylor, J. E.; Fox, B. J. Disturbance effects from fire and mining produce different lizard communities in eastern Australian forests. *Austral Ecology*, v. 26, n. 2, p. 193-204, 2001.
- Ter Braak, C. J. F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, v. 67, p. 1167-1179, 1986.
- Thomas, J. A.; Rose, R. J.; Clarke, R. T.; Thomas, C. D.; Webb, N. R. Intraspecific variation in habitat availability among ectothermic animals near their climatic limits and their centres of range. *Functional Ecology*, v. 13, p. 55-64, 1999.
- Trainor, C. R.; Woinarski, J. C. Z. Responses of Lizards to three Experimental Fires in the Savanna Forests of Kakadu-National-Park. *Wildlife Research*, v. 21, n. 2, p. 131-148, 1994.
- Uehara-Prado, M.; Bello, A. D. M.; Fernandes, J. D. O.; Santos, A. J.; Silva, I. A.; Cianciaruso, M. V. Abundance of epigaeic arthropods in a Brazilian savanna under different fire frequencies. *Zoologia*, v. 27, n. 5, p. 718-724, 2010.
- Van Den Brink, P. J.; Ter Braak, C. J. F. Principal response curves: Analysis of time-dependent multivariate responses of biological community to stress. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 18, n. 2, p. 138-148, 1999.

- Vieira, E. M. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. *Journal of Zoology*, v. 249, p. 75-80, 1999.
- Vitt, L. J.; Colli, G. R.; Caldwell, J. P.; Mesquita, D. O.; Garda, A. A.; França, F. G. R. Detecting Variation in Microhabitat Use in Low-Diversity Lizard Assemblages across Small-Scale Habitat Gradients. *Journal of Herpetology*, v. 41, n. 4, p. 654-663, 2007.
- Waldschmidt, S.; Tracy, C. R. Interactions between a lizard and its thermal environment: implications for sprint performance and space utilization in the lizard *Uta stansburiana*. *Ecology*, p. 476-484, 1983.
- Webb, J. K.; Shine, R. Differential effects of an intense wildfire on survival of sympatric snakes. *Journal of Wildlife Management*, v. 72, n. 6, p. 1394-1398, 2008.
- Whelan, R. J. *The ecology of fire*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1995. (Cambridge Studies in Ecology).
- Wilgers, D. J.; Horne, E. A. Effects of different burn regimes on tallgrass prairie herpetofaunal species diversity and community composition in the Flint Hills, Kansas. *Journal of Herpetology*, v. 40, n. 1, p. 73-84, 2006.

Tabela 1. Números de capturas (C), recapturas (R) e abundâncias de espécies de lagartos por parcela (BM = bienal modal; BP = bienal precoce; BT = bienal tardia; C = sem queima; Q = quadrienal modal) da RECOR-DF no período entre novembro de 2005 e outubro de 2010. Espécies estão em ordem decrescente de abundância total.

Espécie	Capturas						Recapturas						Abundância (captura +recaptura)					
	BT	BM	BP	Q	C	Total	BT	BM	BP	Q	C	Total	BT	BM	BP	Q	C	Total
<i>Tropidurus itambere</i>	188	188	165	92	18	651	59	58	49	21	5	192	247	246	214	113	23	843
<i>Micrablepharus atticolus</i>	84	86	81	70	31	352	20	56	40	37	8	161	104	142	121	107	39	513
<i>Mabuya frenata</i>	30	35	86	71	71	293	3	6	31	11	16	67	33	41	117	82	87	360
<i>Mabuya nigropunctata</i>	40	30	46	74	101	291	6	0	10	28	9	53	46	30	56	102	110	344
<i>Anolis meridionalis</i>	46	45	47	59	8	205	1	2	2	1	1	7	47	47	49	60	9	212
<i>Cercosaura ocellata</i>	34	36	48	43	16	177	1	0	0	0	0	1	35	36	48	43	16	178
<i>Ameiva ameiva</i>	7	13	13	8	43	84	4	0	0	1	5	10	11	13	13	9	48	94
<i>Mabuya dorsivittata</i>	12	5	3	10	2	32	2	0	0	0	0	2	14	5	3	10	2	34
<i>Kentropyx paulensis</i>	6	0	0	2	0	8	6	0	0	0	0	6	12	0	0	2	0	14
<i>Polychrus acutirostris</i>	4	3	0	2	0	9	0	0	0	0	0	0	4	3	0	2	0	9
<i>Tupinambis duseni</i>	0	0	0	3	0	3	0	0	0	1	0	1	0	0	0	4	0	4

<i>Enyalius aff bilineatus</i>	0	0	2	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	3
<i>Tropidurus torquatus</i>	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
<i>Bachia bresslaui</i>	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Mabuya guaporicola</i>	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
Total geral	453	441	493	434	294	2115	102	122	132	100	44	500	555	563	625	534	338	2615	

Tabela 2. Abundâncias (captura+recaptura) das espécies de lagartos da RECOR-DF por parcela (BM = bienal modal; BP = bienal precoce; BT = bienal tardia; C = sem queima; Q = quadrienal modal) entre outubro de 2009 e setembro de 2010. Espécies estão em ordem decrescente de abundância total.

Espécie	Parcela					Total
	BT	BM	BP	Q	C	
<i>Tropidurus itambere</i>	64	58	63	38	9	232
<i>Micrablepharus atticolus</i>	24	66	41	38	8	177
<i>Mabuya nigropunctata</i>	26	5	30	43	28	132
<i>Mabuya frenata</i>	9	2	15	24	13	63
<i>Anolis meridionalis</i>	8	8	13	19	1	49
<i>Cercosaura ocellata</i>	9	10	7	5	6	37
<i>Ameiva ameiva</i>	3	6	2	1	22	34
<i>Mabuya dorsivittata</i>	5	1	2	1	2	11
<i>Kentropyx paulensis</i>	7	0	0	0	0	7
<i>Enyalius aff bilineatus</i>	0	0	2	0	0	2
<i>Polychrus acutirostris</i>	1	0	0	0	0	1

<i>Tropidurus torquatus</i>	0	0	0	0	1	1
Total geral	156	156	175	169	90	746

Tabela 3. Autovalores, proporção da variação explicada e coeficientes canônicos das variáveis mais importantes pela seleção por passos, por ordem de importância (de cima para baixo), para cada um dos eixos canônicos que representaram a porção mais importante da variação total.

	Eixos canônicos			
	CCA 1	CCA2	CCA3	CCA4
Massa do Folhio	-0,874	0,365	-0,100	-0,235
Massa do folhio (variância)	-0,843	0,172	-0,115	0,190
Solo exposto	0,184	0,066	-0,800	0,205
Temperatura máxima	0,159	0,370	0,257	-0,033
Temperatura mínima diurna	-0,061	-0,753	0,257	-0,237
Umidade relativa mínima	0,078	-0,924	0,085	-0,128
Amplitude de umidade (variância)	-0,291	-0,223	0,557	0,253
Autovalor	0,189	0,159	0,099	0,061
Proporção explicada	0,326	0,275	0,171	0,105
Proporção cumulativa	0,326	0,601	0,772	0,877

Tabela 4. Análises de variância dos índices de condição corporal das diferenças entre as parcelas para cada espécie de lagarto da RECOR-DF. São apresentados valores de média  $\pm$  desvio padrão de índice de condição corporal ( $\times 10^{-2}$ ) e número de indivíduos entre parêntesis. BM=bienal modal; BP=bienal precoce; BT=bienal tardia; C=sem queima; Q=quadrienal modal; NA=sem capturas.

Espécie	Parcela					F	p
	BT	BM	BP	Q	C		
<i>Ameiva ameiva</i>	2,32 $\pm$ 18,58 (12)	-1,09 $\pm$ 15,42 (13)	1,77 $\pm$ 14,62 (12)	-5,24 $\pm$ 15,69 (10)	0,36 $\pm$ 20,60 (48)	F <sub>4,90</sub> =0,29	0,89
<i>Anolis meridionalis</i>	0,97 $\pm$ 8,95 (45)	-3,91 $\pm$ 10,83 (44)	0,33 $\pm$ 8,90 (51)	1,92 $\pm$ 8,70 (59)	-0,21 $\pm$ 5,60 (9)	F <sub>4,203</sub> =2,78	0,03
<i>Cercosaura ocellata</i>	-2,97 $\pm$ 9,54 (35)	2,39 $\pm$ 19,93 (33)	0,93 $\pm$ 13,27 (46)	-0,55 $\pm$ 14,13 (43)	0,38 $\pm$ 9,90 (16)	F <sub>4,168</sub> =0,69	0,60
<i>Kentropyx paulensis</i>	2,80 $\pm$ 8,49 (12)	NA	NA	-16,79 $\pm$ 29,61 (2)	NA	F <sub>1,12</sub> =4,73	0,05
<i>Mabuya dorsivittata</i>	-1,77 $\pm$ 13,37 (13)	-4,94 $\pm$ 8,59 (5)	6,77 $\pm$ 4,17 (3)	3,09 $\pm$ 5,46 (9)	-0,20 $\pm$ 17,50 (2)	F <sub>4,27</sub> =0,87	0,50
<i>Mabuya frenata</i>	1,88 $\pm$ 12,48 (35)	0,30 $\pm$ 9,93 (40)	-0,17 $\pm$ 9,58 (125)	-0,78 $\pm$ 10,54 (79)	0,05 $\pm$ 12,35 (85)	F <sub>4,359</sub> =0,38	0,82
<i>Mabuya nigropunctata</i>	-0,41 $\pm$ 17,20 (43)	-0,82 $\pm$ 19,62 (28)	-1,03 $\pm$ 12,80 (57)	-2,01 $\pm$ 18,25 (99)	2,72 $\pm$ 16,30 (110)	F <sub>4,332</sub> =1,15	0,33
<i>Micrablepharus atticolus</i>	-0,40 $\pm$ 9,06 (97)	-0,23 $\pm$ 8,55 (135)	1,25 $\pm$ 9,24 (122)	-0,05 $\pm$ 9,92 (94)	-2,06 $\pm$ 10,86 (38)	F <sub>4,481</sub> =1,09	0,36
<i>Polychrus acutirostris</i>	-5,44 $\pm$ 8,35 (3)	7,09 $\pm$ 27,60 (2)	NA	1,06 $\pm$ 9,01 (2)	NA	F <sub>2,4</sub> =0,39	0,70
<i>Tropidurus itambere</i>	-0,43 $\pm$ 12,19 (254)	0,11 $\pm$ 12,26 (252)	-0,16 $\pm$ 11,53 (224)	2,08 $\pm$ 11,80 (116)	-5,35 $\pm$ 12,15 (23)	F <sub>4,864</sub> =2,11	0,08

Tabela 5. Seleção de modelos da análise de permanência pelo método de Cormack-Jolly-Seber. Para cada espécie são apresentados apenas os melhores modelos (os menores AICc com  $\Delta\text{AICc} < 4$ ) dentre os investigados e o primeiro subsequente ( $\Delta\text{AICc} > 4$ ).  $\Phi$  = permanência (sobrevivência+ saldo migratório);  $p$  = recaptura;  $A$  = varia entre anos;  $m$  = varia entre meses, com variação anual constante;  $t$  = varia entre meses;  $g$ =varia entre parcelas; “.”=constante.

Espécie	Modelo	AICc	$\Delta\text{AICc}$	WAICc	Verossimilhança	Parâmetros	Desvio
<i>Tropidurus itambere</i>	$\Phi(A) p(.)$	1528,54	0	0,35	1	6	939,88
	$\Phi(A) p(A)$	1528,93	0,39	0,29	0,82	10	932,09
	$\Phi(A) p(m)$	1529,41	0,86	0,23	0,65	17	918,06
	$\Phi(.) p(A)$	1531,83	3,29	0,07	0,19	6	943,17
	$\Phi(g) p(A)$	1534,74	6,19	0,02	0,05	10	937,90
<i>Micrablepharus atticolus</i>	$\Phi(A) p(m)$	1115,80	0	0,99	1	17	765,53
	$\Phi(g) p(m)$	1125,73	9,92	0,01	0,01	17	775,45
<i>Mabuya frenata</i>	$\Phi(t) p(g*t)$	-10453,02	0	1	1	339	270,70
	$\Phi(m*g) p(g*t)$	-8412,49	2040,5	0	0	344	269,63
<i>Mabuya nigropunctata</i>	$\Phi(t) p(g*t)$	-5699,65	0	1	1	337	238,41

$\Phi(g^*t)$	$p(g^*t)$	-5285,39	414,26	0	0	340	213,34
--------------	-----------	----------	--------	---	---	-----	--------

---

## Legendas das Figuras

Figura 1. Mapa da Reserva Ecológica do Roncador / IBGE – Distrito Federal – Brasil. As parcelas de cerrado *sensu stricto* submetidas a queimas prescritas são apresentadas por setas: BT – bienal tardia; BM – bienal modal; BP – bienal precoce; Q – quadrienal; C – Controle (sem queima).

Figura 2. Biplot da CCA por passos com as variáveis ambientais, estruturais e microclimáticas, mais importantes para a explicação das abundâncias das espécies de lagartos nas parcelas de cerrado *sensu stricto* da RECOR-DF no período de outubro de 2009 e setembro de 2010. Em [A] nota-se a correspondência de tais variáveis com espécies e em [B] com as parcelas (centróides por estação: seca, acima da origem; e chuvosa, abaixo da origem), sendo omitidos os vetores das variáveis.

