

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

**Efeitos do fogo sobre a taxocenose de lagartos em áreas de
Cerrado *sensu stricto* no Brasil Central**

Davi Lima Pantoja Leite

Brasília – DF

2007

Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal

Efeitos do fogo sobre a taxocenose de lagartos em áreas de Cerrado
sensu stricto no Brasil Central

Orientador: Guarino Rinaldi Colli, Ph. D.

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências
Biológicas da Universidade de Brasília como
parte dos requisitos necessários para a obtenção
do título de Mestre em Biologia Animal

Brasília – DF

2007

Trabalho realizado com o apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Biologia Animal pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade de Brasília.

“Efeitos do fogo sobre a taxocenose de lagartos em áreas de Cerrado *sensu stricto* no Brasil Central”

Davi Lima Pantoja Leite

APROVADA POR:

Guarino Rinaldi Colli, Ph. D.
Departamento de Zoologia, UnB
(Orientador, Presidente da Banca Examinadora)

Márcio R. Costa Martins, Dr.
Departamento de Ecologia, USP

Miguel Ângelo Marini, Ph. D.
Departamento de Zoologia, UnB

Heloísa Sinátora Miranda, Ph. D.
Departamento de Ecologia, UnB

“Senhor, fazei-me instrumento de vossa paz”

À minha Mãe,
À minha casa Terra,
E àquelas pessoas que sonharam comigo,
Que com elas sonhei,
E ainda sonho...

AGRADECIMENTOS

Agradeço a cada fração da Criação que convergiu para o sucesso deste trabalho, deste curso, desta etapa da minha vida.

À Iahweh meu Pai, rochedo que treina minhas mãos para a batalha, meu chão e minha fortaleza. Por tantas bênçãos.

À minha família, berço onde foi plantada e cultivada semente de amor pela Vida, em cada nuance da Natureza como Música de Deus. Por sempre me motivarem e apoiarem tanto.

Ao meu orientador, Guarino, quem se tornara um grande amigo. Pela oportunidade, por seu exemplo profissional, pelo companheirismo e boa convivência, mas principalmente por todo incentivo e ensinamentos sobre a biologia e a vida.

À todos amigos, colegas e agregados do Laboratório de Herpetologia da UnB: por terem me recebido tão amigavelmente e feito de minha estadia em Brasília um tempo fraterno entre vocês; por terem me auxiliado inúmeras vezes, principalmente no campo; e pelas críticas que tanto contribuíram para o refinamento deste estudo. Guarino, Mariana Zatz, Daniel, Mariana Mira, Leonora, Leandro, Fred, Helga, Gustavo, Lílian, Gabriel Horta, Marcela Brasil, Roger, Paula, Fernanda, Rafael, Lais, Isabela, Rebeca, Gabriel Costa, Adrian, Ana Paula, Fabrícus, Thiago Barros, Natan, Felipe, Kátia, Maria Adelaida, Habib, e Júlio. Mas em especial à dedicação da companheira de trabalho Elisa Coutinho de Lima que participou em todas as etapas do projeto e aos que trabalharam extensivamente no campo: Luiz Felipe, Bernardo, Filipe, Thiago Esteves, Camila, e também Ianá, Dellana e Nádia.

Aos pesquisadores H. S. Miranda, S. M. A. Andrade, M. L. Salgado-Labouriau, e P. H. Valdujo pelas conversas esclarecedoras; D. O. Mesquita, F. G. R. França, F. P. Werneck, e M. M. Vasconcellos, pelos comentários; e C. Nogueira, pelo material das armadilhas.

Ao Prof. Miguel A. Marini, pelas críticas e sugestões na qualificação do projeto.

À banca examinadora, pelas correções, críticas e sugestões para o artigo.

À Reserva Ecológica do Roncador/IBGE pela parceria na realização do trabalho, em especial Mirian, Bethânia, os Três Mosqueteiros e à Dra. Heloisa S. Miranda (Departamento de Ecologia, UnB) coordenadora do “Projeto Fogo”.

À CAPES pela bolsa de mestrado concedida.

À Universidade de Brasília: através do Departamento de Zoologia, pelo suporte técnico (em especial para Santinho e Patrícia); do PPG em Biologia Animal e do DPP, pelo suporte técnico e financeiro à pesquisa (em especial para Nara); do SPS-DDS/DAC, pelos auxílios moradia e alimentação recebidos durante o curso; e da Garagem, em especial aos motoristas, Vandélio, Luiz e Ezaías.

Agradeço também a todos que, mesmo indiretamente, foram muito importantes, em especial:

À querida Kêmeli sempre tão presente em minha vida.

Aos amigos de todas as horas Danielzinho e Mari, pela afetuosa amizade em Brasília e por sempre terem me ajudado em tudo.

Ao caro professor Renato Feio (UFV), quem me iniciou na Herpetologia e indicou-me os primeiros passos da profissão que me trouxeram aqui.

Aos queridos amigos: Jana, Vó Carlota, Tia Clarisse e toda a família pelo suporte em Brasília; Eurípedes, João Paulo, Luiz e Eduardo, fraternos companheiros de república; Soha e família; Marcelão, Adnilton, Fernando e Raimunda, da Colina; Renatão, Mariana e Maria Carolina, amigos das antigas que se fizeram presente também nesta etapa. Mas também Pedro (pipipi), Bel, Dani e outros tantos...

ÍNDICE

| | |
|--|----|
| RESUMO..... | IX |
| ABSTRACT | XI |
| INTRODUÇÃO | 1 |
| MATERIAIS E MÉTODOS | 6 |
| Área de Estudo..... | 6 |
| Métodos de Coleta | 9 |
| Análises Estatísticas..... | 10 |
| RESULTADOS | 13 |
| Riqueza e Composição de Espécies..... | 13 |
| Eqüidade e Abundância de Espécies..... | 14 |
| Correlação Espécie-Ambiente | 15 |
| DISCUSSÃO | 18 |
| Composição e Riqueza de Espécies..... | 18 |
| Eqüidade e Abundância de Espécies..... | 20 |
| Correlação Espécie-Ambiente | 21 |
| Conclusões | 24 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 27 |
| TABELAS..... | 39 |
| LEGENDAS DAS FIGURAS | 50 |
| APÊNDICE 1 | 59 |

RESUMO

O fogo é um agente natural de perturbação nas savanas tropicais, modifica a estrutura de comunidades animais e vegetais e transforma a paisagem. Como agente intermediário de perturbação as queimadas podem contribuir para manutenção da diversidade no Cerrado. Utilizando armadilhas de interceptação e queda, foram investigados os efeitos do fogo sobre a estrutura de taxocenoses de lagartos no Cerrado do Brasil Central; os efeitos de diferentes regimes de queima sobre a riqueza, abundância e equidade de lagartos; e como as abundâncias das espécies de lagartos se relacionam com as mudanças nas características do hábitat que são induzidas pelo fogo. Foram utilizadas cinco parcelas de cerrado *sensu stricto* submetidas a diferentes regimes de queima: queimadas quadrienais, queimadas bienais no início, meio e final da estação seca, e o controle (sem queima). Os lagartos foram amostrados durante cinco dias por mês de dezembro de 2005 a novembro de 2006 totalizando 600 armadilhas*dias por parcela. As equidades foram menores em parcelas nos extremos de perturbação, em acordo com a Hipótese da Perturbação Intermediária no âmbito local. Quando riquezas foram contrastadas, o mesmo não aconteceu. As espécies de lagartos sobrevivem aos efeitos diretos das queimadas, mas possuem diferentes níveis de sensibilidade aos efeitos subseqüentes. Contudo, ambientes sob perturbações periódicas, a equidade pode ser muito mais informativa que a riqueza de espécies. É possível que uma alta riqueza de lagartos no Cerrado seja conduzida por uma combinação entre especializações de nicho, redução da competição e pressões de predação nos extremos do gradiente de perturbação. Das 14 espécies observadas, seis demonstraram maior sensibilidade aos diferentes regimes e ocorreram somente sob um tratamento específico (*Enyalius* aff. *bilineatus*, *Tropidurus torquatus*, *Polychrus acutirostris*, *Mabuya guaporicola*, *Bachia bresslaui*, e *Tupinambis duseni*), mas duas espécies generalistas (*Tr. itambere* e *Ameiva ameiva*) não ocorreram apenas sob regimes extremos. *Tropidurus itambere* e *Micrablepharus atticolus* apresentaram

forte dominância sob regimes de queima mais severos e *Ma. frenata* e *Ma. nigropunctata* na ausência do fogo. A abundância total de lagartos não variou ao longo do ano, mas equidades maiores foram observadas no verão. Os efeitos sobre a estrutura da taxocenose de lagartos foram significativamente relacionados com mudanças na estrutura do hábitat induzidas pelo fogo, mas tiveram pouca relação com a variação temporal nos parâmetros climáticos. As características do hábitat, contrastantes entre as manchas submetidas a diferentes regimes de queima, e a presença de espécies de lagartos exclusivas em cada fragmento, sugerem que as paisagens heterogeneizadas pela passagem do fogo devam sustentar uma taxocenose de lagartos mais rica no contexto regional do que quando sujeitas aos efeitos homogeneizadores das queimadas antrópicas, ou da completa ausência de queima. O padrão encontrado para os lagartos pode ser recorrente em outros grupos animais. Queimadas antrópicas em alta frequência e curta periodicidade bem como a completa supressão das queimadas devem ser evitadas. A manutenção destes regimes artificiais pode conduzir a uma grande perda de diversidade local e regional.

ABSTRACT

The fire is a natural agent of disturbance in tropical savannas, modifying the structure of animal and plant communities and transforming the landscape. As intermediate agent of disturbance the burns can contribute for maintenance of the diversity in the Cerrado. The effects of fire on the structure of lizard assemblages in the Cerrado of Central Brazil had been investigated using pit-fall traps. Throughout the different effects of burning regimes upon lizard richness, abundance and evenness; and how are the connections between lizard abundance and the changes in habitat characteristics induced by fire. Five plots of Cerrado *sensu stricto* under different burning regimes were sampled: quadrennial fires, biennial fires at early, modal and late dry-season and the control, without fire. Lizards had been surveyed during five days by month, December of 2005 the November of 2006, totalizing 600 trap*days by plot. The abundance and evenness had been lower under extremer disturbance, in agreement with intermediate disturbance hypothesis in the local level. Such result was conversely for richness contrasts. Lizard species survive well to direct effects off burns but they have varied sensitivity to subsequent effect and under periodic disturbances, evenness must to be much more informative. In addition, It is suggested that high lizard richness can be lead by a combination between niche specializations, competition reduction and predation pressures in the extremities of the disturbance gradient in Cerrado. Fourteen lizard species were surveyed, six shown fire-regimes sensibility and only occurred under a specific treatment (*Enyalius* aff. *bilineatus*, *Tropidurus torquatus*, *Polychrus acutirostris*, *Mabuya guaporicola*, *Bachia bresslaui*, and *Tupinambis duseni*), but two generalists species (*Tr. itambere* and *Ameiva ameiva*) had not occurred only under extreme regimes. *Tropidurus itambere* and *Micrablepharus atticolus* had presented strong dominance under more severe regimes and *Ma. frenata* and *Ma. nigropunctata* in the absence of the fire. The total abundance of lizards did not vary throughout the year, but higher evenness had been observed

in the summer. The effects on the lizard assemblage structure had been significantly related with changes in the habitat structure induced by fire, but they had little relation with the variability of climate parameters throughout the year. Particularities of habitat structure in plots under different fire regimes, and the presence of exclusive species of lizards in each one plot, suggest that if natural burns lead to heterogenic landscape it can either drive to richer lizard fauna in regional context, rather than anthropogenic burns or the complete absence of fire. This pattern must be recurrent in other animal taxa and the anthropogenic fires, with high-frequency and low periodicity as well as the complete suppression of burns must be avoiding. The maintenance of these artificial regimes can drive great loss of local and regional diversity.

INTRODUÇÃO

O fogo é um dos grandes agentes naturais de perturbação ambiental (Pickett e White, 1985), modificador da estrutura da vegetação e transformador da paisagem em diferentes biomas (Moreno e Oechel, 1994; Roberts, 2000; Tothill e Mott, 1985; Whelan, 1995). Ele afeta a estrutura de comunidades por meio de efeitos diretos e indiretos, que podem levar inclusive à extinção local de espécies (Frost, 1985). Por outro lado, queimadas podem eventualmente promover aumento na diversidade biológica (Sanford *et al.*, 1985): perturbações com moderada magnitude (intensidade e frequência) podem realmente aumentar a diversidade em ambientes naturais (Connell, 1978). Essa hipótese, que ficou conhecida como “Hipótese da Perturbação Intermediária”, sustenta que altos índices de diversidade são mantidos em um estado dinâmico de mudanças do ambiente, em um estado de não-equilíbrio (Connell, 1978; Huston, 1979). Em ambientes maduros distúrbios intermediários não são suficientes para eliminar todos os indivíduos clímax, permitindo que espécies com baixa competitividade em ambiente clímax persistam em nichos recém-abertos em áreas perturbadas. Isto é, flutuações nas condições ambientais (incluindo aquelas causadas por perturbações) deplecionam algumas populações, assim diminuem a competição interespecífica. Desta forma, diferentes estádios sucessionais podem coexistir no sistema como um todo, possibilitando a manutenção de um grande número de espécies.

O fogo é parte integrante dos biomas savânicos em todo o mundo, afetando a sobrevivência e reprodução de diversos organismos (Tothill e Mott, 1985). Evolutivamente, atua na seleção de atributos que promovem a sobrevivência ao fogo e a exploração de oportunidades por ele criadas (Frost, 1985). Queimadas nas savanas são rápidas, superficiais e, com frequência, ocorre de forma heterogênea (Miranda *et al.*, 2002). Os sucessivos ciclos de queima transformam a paisagem em um mosaico de manchas de diferentes idades pós-queima e com diferentes estados de cobertura vegetal (Coutinho, 1990; Haydon *et al.*, 2000).

Nas savanas Neotropicais as queimadas podem ter origem natural, com periodicidade incerta e bastante variável, ou antrópica, tradicionalmente utilizadas em práticas agropecuárias (Coutinho, 1990). Alteram a estratificação, adensamento e composição de espécies da flora, favorecendo a vegetação rasteira e gerando fisionomias mais abertas em resposta ao aumento da frequência das queimadas (Oliveira-Filho e Ratter, 2002; Miranda *et al.*, 2002; Hoffmann e Moreira, 2002; Sato, 1996; Miranda e Sato, 2005). No bioma Cerrado as queimadas naturais concentram-se no final da estação seca e início da chuvosa, causadas pela incidência de raios durante as típicas tempestades da estação, sendo em sua maioria brandas, de curta duração e pequena extensão (Whelan, 1995; Ramos-Neto e Pivello, 2000; Medeiros e Fiedler, 2004, 2003 #4). Queimadas antrópicas são comuns principalmente na estação seca, quando grande parte da biomassa encontra-se seca, disponível para queima, e podem espalhar-se por grandes extensões, causando efeitos catastróficos (Medeiros e Fiedler, 2004; Ramos-Neto e Pivello, 2000).

Comunidades animais podem sofrer alterações estruturais significativas em consequência do fogo, variável de acordo com a frequência, extensão e persistência das queimadas, bem como com a disponibilidade de refúgios e sensibilidade específica de cada táxon (Whelan, 1995; Frost, 1985). As razões para estas mudanças são ainda obscuras e a maior parte dos estudos são inadequados para detectar mais do que padrões gerais (Whelan, 1995). Apesar da alta frequência de queimadas em biomas savânicos, o conhecimento de seus efeitos sobre as comunidades animais, sobretudo no Cerrado, é ainda exíguo (Mistry, 1998). A maioria dos estudos investigou apenas efeitos diretos e de curto prazo, e frequentemente mostram resultados conflitantes. Grandes mamíferos e aves se deslocam bem e raramente são prejudicados pelas queimadas naturais, ao passo que invertebrados são bem mais suscetíveis (Frost, 1985). Populações de algumas espécies de pequenos mamíferos podem aumentar em manchas de Cerrado recentemente queimadas, declinando a abundância

com o passar do tempo, ao passo que outras espécies podem desaparecer imediatamente após o fogo, mas aumentando a abundância com o tempo (Henriques *et al.*, 2000; Vieira, 1999). Mas além, logo após a passagem do fogo, um incremento abrupto na riqueza seguido de um leve decréscimo também tem sido registrado para os pequenos mamíferos (Briani *et al.*, 2004). Mesmo grandes mamíferos como o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), podem ser susceptíveis (Silveira *et al.*, 1999). Efeitos sobre a riqueza e abundância de cupins são variados (Dias, 1994), mas a maior parte das ordens de insetos parecem ser favorecidas imediatamente após as queimadas (Diniz, 1997; Milhomem, 2003). Entretanto, efeitos negativos sobre a riqueza e abundância de formigas (Naves, 1996), larvas de lepidópteros (Dias, 1998), e colêmbolos (Diniz, 1997) têm sido encontrados. Para as aranhas, Dall'glio (1992) encontrou efeito positivo das queimadas sobre a diversidade de espécies, pelo incremento da equidade. Comunidades de aves no Cerrado aparentemente não sofrem mudanças significativas com o fogo (Cavalcanti e Alves, 1997; Marini e Cavalcanti, 1996), mas podem sofrer mudanças na composição e abundância, mantendo estável a riqueza local de espécies (Abreu, 2000).

Pouco se conhece a respeito dos efeitos do fogo sobre a herpetofauna. A maior parte dos estudos se restringe aos biomas temperados norte-americanos (e.g., Cunningham *et al.*, 2002; James e M'Closkey, 2003) e às zonas áridas australianas (e.g., Letnic *et al.*, 2004; Pianka, 1996; Singh *et al.*, 2002; Taylor e Fox, 2001). Em geral, queimadas causam pouco efeito direto para a maioria dos répteis e anfíbios (Russell *et al.*, 1999), mas as intensas queimadas que ocorrem no final da estação seca podem causar significativa mortalidade (Griffiths e Christian, 1996; Smith *et al.*, 2001). Devido à importância da estrutura da vegetação sobre a composição da fauna de lagartos, perturbações da vegetação podem

influenciar significativamente a estrutura das taxocenoses* de lagartos (Taylor e Fox, 2001; Pianka, 1989), e mesmo perturbações de baixa intensidade podem ser impactantes, se fatores críticos do hábitat venham a ser perdidos ou limitados (Singh *et al.*, 2002). A remoção da vegetação morta, freqüentemente utilizada como abrigo pela herpetofauna pode causar severa redução na riqueza local e abundância de lagartos (James e M'Closkey, 2003) e anfíbios (Bury, 2004). Mesmo queimadas em pequena escala podem causar significativas mudanças no tamanho de populações de lagartos (e.g., Rugiero e Luiselli, 2006), mas também podem não ter efeito algum a curto e médio prazos (e.g., Faria *et al.*, 2004; Singh *et al.*, 2002). No Cerrado, queimadas são conhecidas por diminuir a riqueza de lagartos e por afetar alguns grupos (Gymnophthalmidae e Scincidae) mais do que outros (Araujo *et al.*, 1996). Por outro lado, nenhuma diferença significativa na abundância de lagartos entre porções de hábitat (manchas) queimadas e não queimadas tem sido observada (Sawaya *et al.*, 2002). Em savanas amazônicas, também sujeitas a queimadas periódicas, aparentemente somente espécies adaptadas ao fogo podem persistir (Faria *et al.*, 2004).

De maneira inversa, o fogo e as queimadas podem promover riqueza e diversidade de lagartos (Pianka, 1996; Cunningham *et al.*, 2002). As espécies podem apresentar respostas ao fogo mediadas pela sucessão vegetacional (Letnic *et al.*, 2004; Pianka, 1996) e algumas podem ser favorecidas nos estágios iniciais de sucessão (Cunningham *et al.*, 2002). Nos desertos australianos, o fogo é considerado um dos mais importantes determinantes da altíssima diversidade de lagartos (Pianka, 1989; Pianka, 1996). Os ciclos de queimadas sucessivas geram uma heterogeneidade espacial e temporal de hábitats e microhábitats, o que permite a coexistência de um grande número de espécies de lagartos (Pianka, 1992). O mosaico de hábitats com diferentes coberturas vegetais favorece diferentes subconjuntos de

* O termo taxocenose se refere a um táxon específico dentro de uma comunidade, i.e., um grupo de espécies filogeneticamente relacionadas que coexistem em determinada área (equivale ao termo *assemblage*, do inglês).

lagartos. Após a passagem do fogo espécies hábitat-especialistas podem ser localmente extintas naquela porção do ambiente, mas persistirem no sistema como um todo, por re-invasões periódicas oriundas de manchas adjacentes ou próximas que possuam ambientes favoráveis em diferentes estados (Pianka, 1996). Dessa forma, diferenças importantes na composição de espécies entre áreas recentemente queimadas e aquelas mais maduras são esperadas e a taxocenose em manchas recém-queimadas não deve ser um subconjunto daquela encontradas em manchas mais maduras. Em experimento de longo prazo, Pianka (1996) encontrou tanto espécies que apresentavam baixa abundância após o fogo, mas aumentavam gradativamente com o tempo, como também o inverso, espécies com maior abundância imediatamente após a queimada, diminuindo com tempo, provavelmente pelo alto grau de especificidade de hábitat dos lagartos dos desertos australianos.

Em contraste com os primeiros trabalhos sobre a herpetofauna do Cerrado, Colli *et al.* (2002) verificaram que a riqueza de espécies de lagartos do Cerrado pode ser tão alta quanto nas florestas neotropicais. Isso se deve parcialmente à pronunciada variabilidade horizontal das paisagens do Cerrado, equiparável à variabilidade predominantemente vertical das florestas, permitindo a coexistência de muitas espécies. Colli *et al.* (2002) sugeriram ainda que o fogo possa favorecer a variabilidade horizontal no Cerrado contribuindo para o aumento da riqueza de lagartos. Sob esta perspectiva investiguei os efeitos de diferentes regimes de queima sobre a estrutura de taxocenoses de lagartos do Cerrado, testando a hipótese de que as queimadas promovem aumento da diversidade de lagartos no Cerrado. Mais especificamente, procurei responder as seguintes perguntas: Quais são os efeitos de diferentes regimes de queima sobre a riqueza, abundância e equidade de lagartos? Como as abundâncias das espécies de lagartos se relacionam com as mudanças nas características do hábitat induzidas pelo fogo? Para tanto, áreas de Cerrado alteradas pela passagem do fogo não devem conter um subconjunto das espécies de lagartos contidas nas porções mais

preservadas, e sim elementos distintos. A compreensão das questões colocadas contribuirá para o conhecimento sobre a dinâmica das taxocenoses de lagartos de forma a auxiliar medidas conservacionistas.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O bioma Cerrado compreende um conjunto complexo de diferentes ecossistemas (savanas, matas, campos e matas de galeria) que ocorrem predominantemente na região central da América do Sul e do Brasil (Eiten, 1972; Oliveira e Marquis, 2002). O clima é sazonal Aw na classificação de Köppen (Haffer, 1987), com estações previsíveis de pronunciada seca no inverno e um verão úmido (Niemer, 1989). O Cerrado possui estrutura variada, compreendendo diferentes fisionomias vegetais que variam desde formações campestres bem abertas, até densas formações florestais com o predomínio de lenhosas e com grande sombreamento (Oliveira-Filho e Ratter, 2002), e ao contrário do que se pensava, ele não é uma floresta tropical perturbada por queimadas frequentes (Salgado-Labouriau, 1997; Salgado-Labouriau, 2005). O mosaico de fitofisionomias é organizado primariamente pela distribuição dos solos pobres, altura do lençol freático, e a ação do fogo (Coutinho, 1990). É o segundo maior bioma do Brasil e da América do Sul, considerada a maior, mais rica e possivelmente a mais ameaçada savana tropical do mundo (Klink e Machado, 2005; Silva e Bates, 2002; Marris, 2005). Deve desaparecer fora das unidades de conservação em aproximadamente 20 anos, se persistirem as taxas atuais de destruição dos habitats (Machado *et al.*, 2004). Em virtude da alta diversidade e altos níveis de ameaça, o Cerrado foi considerado como um dos 25 *hotspots* mundiais, prioridades para conservação da biodiversidade no planeta (Myers *et al.*, 2000; Silva e Bates, 2002).

Fragmentos de carvão mais antigos que 36.000 AP (antes do presente), de sedimentos de lagos e veredas de buritis, indicam que queimadas ocorram no Cerrado desde no mínimo 40.000 AP (Salgado-Labouriau, 1997; Salgado-Labouriau, 2005; Salgado-Labouriau e Ferraz-Vicentini, 1994), adicionalmente, observa-se na biota um grande número de adaptações ao fogo, elementos que sugerem um caráter muito antigo para o fogo no Cerrado (Coutinho, 1990; Salgado-Labouriau, 2005). Nos últimos 5.300 AP, presumivelmente, paleoincêndios no Cerrado têm ocorrido em intervalos regulares de 8 a 41 anos (Ferraz-Vicentini, 1999). Apenas evidências controversas sustentam que a presença humana no Cerrado seja mais antiga que 12.000 AP (Cooke, 1998; Guidon e Delibrias, 1986; Kipnis, 1998; Neves *et al.*, 2004; Powell e Neves, 1999; Prous, 1992; Roosevelt *et al.*, 1996), mas de qualquer forma, as queimadas antropogênicas podem ter afetado a biota do Cerrado durante os últimos dez mil anos. Hoje em dia, a alta frequência de queimadas antropogênicas apresenta sérias ameaças para a conservação do Cerrado (Silva *et al.*, 2006; Klink e Moreira, 2002).

O estudo foi conduzido na “Reserva Ecológica do Roncador – RECOR” (15°56'41" S e 47°53'07" W), também conhecida como “Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE” e que está situada a 35 km ao sul do centro de Brasília, Distrito Federal, Brasil (Fig. 1). Possui uma área de 1.350 ha e é parte da “Área de Proteção Ambiental (APA) Distrital Gama-Cabeça de Veado”, que possui 10.000 ha de área contínua protegida, parte da “Áreas Núcleo da Reserva da Biosfera do Cerrado” (UNESCO) e da “APA do Planalto Central” (IBGE-RECOR, 2002). O local de estudo é parte de um experimento de longo prazo iniciado em 1990, em que diferentes fisionomias do Cerrado são submetidas a queimadas prescritas sob diferentes regimes. Antes de 1990, a área foi protegida de qualquer fogo por 18 anos (desde 1972). O desenho experimental da RECOR de algum modo limita as análises possíveis pelo tamanho das parcelas, regime de queima, e efeitos da

fisionomia, devido às replicações insuficientes. Locais com número suficiente de réplicas do mesmo tamanho são difíceis de se encontrar, especialmente porque fragmentos naturais disponíveis para queimadas experimentais e com histórias de fogo conhecidas são escassos.

A amostragem de lagartos foi realizada em cinco parcelas de 200 x 500 m (10 ha) da fitofisionomia “cerrado *sensu stricto*” (Oliveira-Filho e Ratter, 2002), cada uma sob um regime de queima diferente (Fig. 2), como descrito a seguir:

1. Queima Bienal Tardia (BT): início das chuvas, final de setembro; é provavelmente o regime de queima que causa maior impacto para a vegetação, devido ao padrão fenológico da vegetação, que apresenta pico de renovação das copas e reprodução durante a primavera (Miranda *et al.*, 2002).
2. Queima Bienal Modal (BM): auge da seca, início de agosto; é o regime de queima dominante no Cerrado, embora antropogênico (Coutinho, 1990).
3. Queima Bienal Precoce (BP): início da estação seca, final de junho; é um regime alternativo para eliminar o excesso de combustível evitando grandes incêndios acidentais, propiciando o controle de gramíneas invasoras e a disponibilidade de alimento para a fauna durante a seca (Rodrigues, 1996; Whelan, 1995).
4. Queima Quadrienal (Qu): auge da seca, início de agosto; o recrutamento de árvores é favorecido, e ocorre reposição de biomassa e nutrientes perdidos (Kauffman *et al.*, 1994; Pivello e Coutinho, 1992; Santos *et al.*, 2003).
5. Controle ou Sem Queima (Co): uma parcela completamente protegida contra queimadas (por mais de 35 anos), onde ocorre um aumento significativo na abundância de espécies lenhosas (Miranda e Sato, 2005; Moreira, 1996).

Os regimes de queima supramencionados estão organizados em níveis decrescentes de severidade de perturbação. Regimes bienais favorecem a formação de fisionomias abertas, espécies de gramíneas e arbustos, diminuindo o adensamento e diversidade de elementos

lenhosos (Miranda *et al.*, 2002; Miranda e Sato, 2005; Ramos, 1990; Sambuichi, 1991). A completa proteção contra o fogo pode levar a um fechamento do dossel, em condições específicas de solos e disponibilidade de água, potencialmente conduzindo para a fisionomia florestada “cerradão” (Henriques, 2005). No momento atual o experimento de longo prazo totalizou oito queimadas bienais e quatro quadrienais. Três queimadas prescritas ocorreram durante este estudo, nas parcelas BP (11 de julho de 2006), BM (29 de agosto de 2006), e BT (27 de setembro de 2006).

Métodos de Coleta

Os lagartos foram capturados utilizando armadilhas de interceptação e queda (*pitfall traps*) com cercas guias, de dezembro de 2005 até novembro de 2006. Em cada uma das cinco das parcelas foram instaladas dez armadilhas, consistindo de quatro baldes de 35 l enterrados com a abertura na altura do chão. Em cada armadilha os baldes estavam interconectados por cercas-guia (lona plástica preta) de 6 m de extensão e 0,4 m de altura e dispostos em “Y”, formando ângulos de 120° (Cechin e Martins, 2000). As armadilhas distaram 15 m umas das outras, sendo instaladas ao longo de uma transeção iniciada a 50 m de distância de uma das faces menores da parcela e em direção à face oposta. Os baldes foram checados diariamente, cinco dias por mês, durante um ano, totalizando 60 dias de armadilhas ou 600 armadilhas*dia por parcela. Os lagartos capturados nas armadilhas foram identificados, marcados por meio de corte combinado das falanges, e liberados a aproximadamente 3 m de distância das armadilhas.

A estrutura do hábitat de cada parcela foi caracterizada todos os meses, em um círculo de 6 m de raio partindo do balde central de cinco armadilhas aleatórias. Foram registradas as seguintes variáveis: (1) massa do folhiço; (2) porcentagem de chão aberto; (3) cobertura por dossel; (4) número de caules; (5) número de buracos no chão; (6) número de cupinzeiros; (7)

distância da árvore mais próxima (> 20 cm de circunferência na altura do peito); (8) circunferência do tronco da árvore mais próxima; (9) número total de troncos caídos. Para medir as variáveis (1), (2) e (3) foi utilizado um quadrado de madeira de 50 x 50 cm, trançado com cordões de modo a resultar em 25 pequenos quadrados (10 x 10 cm), que era lançado ao acaso dentro do raio de seis metros da armadilha amostrada. A massa do follhiço foi medida apanhando-se todas as folhas caídas existentes na área de $0,25 \text{ m}^2$ delimitada pelo quadrado de madeira. A porcentagem de chão aberto foi estimada por meio da porcentagem de pequenos quadrados onde menos de 50% do chão estava coberto por gramíneas e herbáceas. A cobertura de dossel foi registrada segurando-se o quadrado sobre a cabeça, e contando-se a porcentagem de pequenos quadrados com mais de 50% de sua área coberta pelo dossel. O número de caules foi estimado girando-se 360° uma estaca de 1 m sustentada horizontalmente a 20 cm do solo, e contando-se o número de contatos em caules com a estaca horizontal. Foram utilizadas nas análises as médias por parcela, sendo que em cada parcela amostrada foram registradas três medidas para as quatro primeiras variáveis. Os seguintes parâmetros climáticos foram obtidos mensalmente pela estação climatológica do IBGE, localizada na própria RECOR: temperaturas do ar (máxima, média e mínima), precipitação, evaporação, umidade relativa do ar e insolação.

Análises Estatísticas

Para se avaliar a adequação da amostragem foram construídas curvas de acúmulo de espécies, com intervalo de confiança 95%, fornecendo a riqueza esperada através do valor de Mao Tau (Colwell *et al.*, 2004), e também o estimador de riqueza Chao2 (Chao, 1987), utilizando o programa EstimateS 7.5 com 1.000 permutações aleatórias sem reposição (Colwell, 2005). Enquanto Mao Tau representa a riqueza de espécies esperada para uma sub-amostra do conjunto total de espécies, com base no total de espécies realmente observada,

Chao2 estima a riqueza total de espécies, incluindo espécies não capturadas em quaisquer das amostras (Colwell, 2005). As taxocenoses de lagartos das diferentes parcelas foram comparadas duas a duas para testar a significância das diferenças na riqueza de espécies. As comparações pareadas foram realizadas por meio de rarefações (Sanders, 1968) implementadas pelo Módulo de Diversidade de Espécies do programa EcoSim (Gotelli e Entsminger, 2004). Ao comparar duas taxocenoses com diferentes abundâncias (e.g., “A” com maior abundância e “B” com menor abundância), as rarefações determinam o número esperado de espécies a ser encontrado em amostras “rarefeitas” de abundância B, aleatoriamente desenhadas na taxocenose A. A expectativa e a variância das riquezas de espécies foram derivadas com base em 1.000 amostras randomizadas, utilizando as seguintes opções do EcoSim: amostras independentes, índice de riqueza de espécies, e o nível de abundância utilizado foi igual àquele da taxocenose amostrada de menor abundância. Em seguida, foram utilizados testes Z (Zar, 1999) para testar as hipóteses.

Tradicionalmente, nos referimos à biodiversidade como sendo composta por dois elementos: riqueza de espécies, i.e., o número de espécies ou outros taxa em uma comunidade ou amostra, e equidade, uma medida de distribuição da abundância relativa de diferentes taxa em uma comunidade ou amostra (Olszewski, 2004; Peet, 1974). Portanto, as parcelas também foram comparadas utilizando índices de equidade (Hurlbert’s PIE e Brillouin’s E) como um componente da diversidade ou medida de heterogeneidade. Hurlbert’s PIE ou probabilidade de encontros interespecíficos (Hurlbert, 1971), é a probabilidade de dois indivíduos de uma taxocenose, amostrados aleatoriamente, representarem duas espécies diferentes (Olszewski, 2004; Gotelli e Graves, 1996):

$$PIE = \frac{n}{n-1} \left(1 - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{n} \right)^2 \right),$$

onde S é o número de espécies em uma amostra; n_i é o número de indivíduos pertencentes à espécie i ; e n é o número de indivíduos da amostra. Comparações pareadas entre Hurlbert's PIE das diferentes parcelas também foram realizadas utilizando rarefação, baseadas em 1.000 amostras independentes randomizadas no EcoSim. Em seguida, foram utilizados testes Z (Zar, 1999) para testar as hipóteses. A equidade de Brillouin (Brillouin's E) foi calculada como

$$E = \frac{HB}{HB_{\max}},$$

onde HB , o índice de diversidade de Brillouin, é

$$HB = \frac{\ln N! - \sum \ln n_i!}{N},$$

e HB_{\max} , a diversidade máxima possível de ocorrer,

$$HB_{\max} = \frac{1}{N} \ln \frac{N!}{\{[N/S]\}^{s-r} \{([N/S]+1)\}^r},$$

com $[N/S]$ = a integral de N/S , e $r = N - S[N/S]$, onde N é o número total de indivíduos e S é o número total de espécies (Magurran, 1988).

Ambos os índices de equidade são compreendidos entre 0 e 1, com 1 representando a situação em que todas as espécies são igualmente abundantes. Entretanto, ao contrário do Hurlbert's PIE, Brillouin's E não requer testes de significância (Magurran, 1988). Diferenças mensais na riqueza, abundância, e equidade de lagartos foram testadas com análises de variância (Zar, 1999). Quando foram detectadas diferenças entre os meses, associações entre variáveis climáticas e a riqueza, abundância e equidade de lagartos foram testadas utilizando regressões múltiplas por passos (Tabachnick e Fidell, 2006). Estas análises foram conduzidas no programa R-2.4.1 (R Development Core Team, 2006).

Para testar associações entre a taxocenose de lagartos e os parâmetros ambientais, foi utilizado uma Análise de Correspondência Canônica (CCA, Canonical Correspondence

Analysis), uma técnica de ordenação multivariada constrangida que promove a ordenação de um conjunto de variáveis (independentes) de maneira que sua associação com um segundo conjunto de variáveis (dependentes) seja maximizada (Ter Braak, 1986). Esta é uma análise de gradiente direta, em que variações da comunidade podem ser diretamente relacionadas com variações do ambiente, revelando qual padrão de variação da comunidade é melhor explicado pelas variações ambientais. O conjunto de variáveis dependentes consistiu da abundância de cada espécie de lagarto registrada em cada parcela a cada mês, ao passo que o conjunto de variáveis independentes consistiu dos parâmetros climáticos e de estrutura do hábitat. Para controlar a autocorrelação temporal entre sucessivas amostras mensais, “mês” foi usado como uma covariável (Ter Braak e Smilauer, 2002). A significância do modelo foi avaliada por métodos de Monte Carlo. A CCA foi conduzida no programa CANOCO 4.5 para Windows (Ter Braak e Smilauer, 2002), utilizando os seguintes parâmetros: escalonamento simétrico, escalonamento tipo “biplot”, peso baixo para espécies raras, 9.999 permutações, e permutações irrestritas. Além disso, para identificar quais parâmetros ambientais explicaram melhor a variação observada na taxocenose de lagartos, foi realizada uma seleção manual de variáveis no CANOCO.

RESULTADOS

Riqueza e Composição de Espécies

A taxocenose de lagartos estudada contém 14 espécies distribuídas em seis famílias (Fig. 3 e Tabela 1). A família mais diversa foi Scincidae (quatro espécies), seguida por Gymnophthalmidae (3), Polychrotidae (2), Tropiduridae (2), Teiidae (2), e Leiosauridae (1). *Enyalius* aff. *bilineatus* (Co), *Polychrus acutirostris* (BT), *Mabuya guaporicola* (BT), *Tropidurus torquatus* (Co), *Bachia bresslaui* (BP), e *Tupinambis duseni* (Qu) foram

registradas somente em uma das parcelas, ao passo que *Tr. itambere* e *Ameiva ameiva* apenas não foram registradas em uma das parcelas (Co e BT, respectivamente). Com exceção de MB, todas as parcelas apresentaram espécies exclusivas (duas em BT e Co; uma em BP e Qu).

Em todas as parcelas, exceto na Co, as curvas de rarefação claramente alcançaram uma assíntota, e as curvas de cúmulo de espécies (Mao Tau) e da riqueza estimada (Chao 2) se sobrepuseram ao final da amostragem (Fig. 4 e Tabela 1), sugerindo que a amostragem foi adequada. Na parcela Co, a riqueza estimada (Chão 2) foi maior do que a riqueza esperada (Mao Tau). As parcelas BT e Qu apresentaram as faunas de lagartos mais ricas (nove espécies cada), ao passo que todas outras tiveram menos espécies (oito). Análises de rarefação indicaram diferenças significativas na riqueza de lagartos entre as parcelas com nove espécies (BT, Qu) e parcelas com oito espécies (BP, BM e Co), e nenhuma diferença significativa entre os dois grupos (Tabela 2).

A média das riquezas de espécies por mês foi $6,83 \pm 1,19$, sendo setembro, novembro, e de janeiro à março os meses mais ricos (oito espécies); os meses mais pobres (cinco) foram junho e julho (Tabela 3). Entretanto, não houve qualquer diferença significativa na riqueza de espécies entre os meses ($F= 1,15$, $p= 0,34$).

Equidade e Abundância de Espécies

Durante o período de estudo foram registradas 451 capturas (capturas e recapturas). *Tropidurus itambere* foi a espécie mais freqüente (capturada 110 vezes), seguida de *Mabuya frenata* (85), *Micrablepharus atticolus* (82) e *Ma. nigropunctata* (68). Por outro lado, seis espécies (*Bachia bresslaui*, *Enyalius* aff. *bilineatus*, *Ma. guaporicola*, *Polychrus acutirostris*, *Tr. torquatus*, e *Tupinambis duseni*) foram capturadas menos de cinco vezes (Tabela 1). A abundância média (números de capturas totais) por parcela foi $90,2 \pm 13,4$; BP (106) teve o

maior número de capturas, enquanto Co (74) e BT (79) tiveram os menores. Em cada parcela, sempre duas espécies foram bem mais abundantes que as demais. No total da amostragem, quatro espécies aparecem como uma das duas mais abundantes por parcela. A equidade, medida por Brillouin's E e Hurlbert's PIE, foi menor na parcela BT, seguida por Co, BM, BP e Qu (Tabela 1). Exceto pela comparação pareada entre as parcelas BP e BM, todas as demais comparações duas a duas foram significantes, assim como indicado pelas análises de rarefação (Tabela 2).

As maiores abundâncias de lagartos ocorreram durante a estação seca (de maio a setembro), com um pico em julho (Tabela 3), e a abundância média por mês foi $37,58 \pm 11,52$. Contudo, as diferenças mensais na abundância não foram significantes ($F= 1,79$, $p= 0,08$). Por outro lado, diferenças significativas entre os meses foram observadas para a equidade de Brillouin ($F= 2,65$, $p= 0,01$), mas não para Hurlbert's PIE ($F= 0,66$, $p= 0,75$). Uma regressão múltipla por passos indicou influências significativas das variáveis climáticas sobre Brillouin's E (Tabela 4). A temperatura média do ar foi o único parâmetro climático significativo para a abundância combinada dos lagartos entre parcelas, ao passo que evaporação, umidade do ar e temperaturas mínimas foram significantes para a parcela BT, temperaturas médias para a parcela Co, e insolação tanto para BT quanto para a Qu (Tabela 4).

Correlação Espécie-Ambiente

A CCA acoplada com as simulações de Monte Carlo revelou que as abundâncias de lagartos nas parcelas experimentais estão significativamente associadas com as variáveis ambientais (todos os eixos canônicos $F= 1,71$, $p < 0,001$). As variáveis ambientais explicaram 41,3% da variação total nas abundâncias de lagartos e a covariável "mês" explicou 2,66% da variação total. O primeiro eixo canônico explicou 13% da variação total nas abundâncias das

espécies e 30,8% da relação espécie-ambiente, sendo correlacionada primariamente com as variáveis da estrutura do hábitat. Duas variáveis climáticas (umidade e evaporação) foram fracamente correlacionadas com o primeiro eixo, embora mais forte do que com o segundo. As armadilhas e as espécies com escores positivos no primeiro eixo canônico foram associadas com altos valores de cobertura de dossel (índice ponderado de correlação = 0,67), massa de folhíço (0,63), número de buracos (0,62), porcentagem de chão aberto (0,54), número de ninhos de cupins (0,30) e umidade (0,09); e/ou baixos valores de distância da árvore mais próxima (-0,60), circunferência do tronco (à altura do peito) da árvore mais próxima (-0,54), número de caules (-0,45), e evaporação (-0,08); e vice-versa (Fig. 5). Como um todo, o primeiro eixo canônico representa um gradiente de cerrado *sensu stricto*, de estados mais abertos (escores negativos) para mais densos (escores positivos). Parcelas sob regimes de queima mais severos apresentaram um estado menos denso da vegetação, i.e., escores negativos no primeiro eixo canônico (BT: $-1,08 \pm 0,59$; BM: $-0,39 \pm 0,47$), enquanto que a vegetação foi mais densa nas demais parcelas, especialmente na completa ausência de fogo (BP: $0,14 \pm 0,71$; Qu: $0,33 \pm 0,59$; Co: $1,53 \pm 0,50$). Os escores das espécies no primeiro eixo canônico, que são as médias ponderadas dos escores das amostras (Ter Braak e Smilauer, 2002), revelaram que *Enyalius aff. bilineatus* (1,48), *Tropidurus torquatus* (1,38), *Ameiva ameiva* (1,05), *Tupinambis duseni* (0,78), *Mabuya nigropunctata* (0,69), *M. frenata* (0,65), *Cercosaura ocellata* (0,23), e *Anolis meridionalis* (0,07) foram mais abundantes em áreas com vegetação mais densa (parcelas BP, Qu, e Co), enquanto *M. guaporicola* (-0,87), *Polychrus acutirostris* (-0,81), *Micrablepharus atticolus* (-0,58), *Bachia bresslaui* (-0,55), *Tr. itambere* (-0,54), e *Ma. dorsivittata* (-0,31) foram mais abundantes onde vegetação era mais aberta (parcelas BT e BM).

O segundo eixo canônico explicou um adicional de 7,5% da variação total nas abundâncias das espécies e 17,4% da relação espécie-ambiente, sendo correlacionada

primariamente com as variáveis climáticas. Apenas uma variável da estrutura do hábitat (número de troncos caídos) foi correlacionada com o segundo eixo canônico. As armadilhas e as espécies com escores positivos no segundo eixo canônico foram associadas com altos valores de temperaturas médias do ar (índice ponderado de correlação = 0,54), mínimas (0,52) e máximas (0,47), precipitação (0,43), e número de troncos caídos (0,16); e/ou baixos valores de insolação (-0,45), e vice-versa (Fig. 5). O segundo eixo canônico representou um gradiente de meses secos (escores negativos) para meses úmidos (escores positivos). Os escores das espécies no segundo eixo canônico revelaram que *Polychrus acutirostris* (2,62), *Mabuya guaporicola* (2,56), *Ma. dorsivittata* (0,56), *Anolis meridionalis* (0,48), *Cercosaura ocellata* (0,39), *Ameiva ameiva* (0,35), *Tropidurus itambere* (0,27), e *Tr. torquatus* (0,26) foram mais abundantes nos meses úmidos, ao passo que *Micrablepharus atticolus* (-0,63), *Enyalius* aff. *bilineatus* (-0,35), *Bachia bresslaui* (-0,24), *Ma. nigropunctata* (-0,24), *Tupinambis duseni* (-0,17), e *Ma. frenata* (-0,07) foram mais abundantes nos meses secos. O número de troncos caídos foi associado com o aumento nas capturas de *Ma. dorsivittata*, *An. meridionalis*, e *C. ocellata*. Contudo esta variável não foi significativamente correlacionada com nenhuma das parcelas nas extremidades do gradiente de estrutura de hábitat (BT e Co).

Sendo o autovalor do primeiro eixo canônico o mais alto, as abundâncias das espécies lagartos foram mais associadas à estrutura do hábitat do que ao clima. Além disso, as variáveis insolação e temperaturas do ar (médias, mínimas e máximas) tiveram elevados fatores de aumento de variância (VIF >20), indicando que elas são quase perfeitamente correlacionadas com outras variáveis e, portanto não possuem uma única contribuição para a equação de regressão. Como consequência, seus coeficientes canônicos são instáveis na ordenação e não merecem interpretação (Ter Braak, 1986). De forma similar, a umidade do ar e a evaporação possuem influencia tão baixa que e não são realmente úteis para compreensão da abundância das espécies. A seleção manual de variáveis indicou que a cobertura de dossel,

temperatura média do ar, número de buracos e a porcentagem de chão aberto foram as variáveis ambientais mais importantes para explicar a abundância dos lagartos (Tabela 5).

DISCUSSÃO

Composição e Riqueza de Espécies

A riqueza total de lagartos observada nas parcelas de cerrado *sensu stricto* (14 espécies) é um pouco mais que a metade das 26 espécies conhecidas para a região de Brasília (Colli *et al.*, 2002; Nogueira, 2001) e dentro do conhecido para outras localidades do Cerrado, as quais frequentemente comportam entre 14 e 25 espécies (Colli *et al.*, 2002; Gainsbury e Colli, 2003; Mesquita *et al.*, 2006). Também o número de famílias foi como esperado (Colli *et al.*, 2002), mas Scincidae (4 espécies) foi mais rica do que o convencional (2), ao passo que ao menos uma família não registrada é ainda conhecida por existir na RECOR (Anguidae, *Ophiodes striatus*). Duas outras espécies que também não foram registradas provavelmente ocorrem na área de estudo, *Colobosaura modesta* (Gymnophthalmidae) e *Tupinambis merianae* (Teiidae).

A estrutura das taxocenoses de lagartos variam com a estrutura da vegetação, algumas espécies podem ser restritas a certos tipos de hábitat e sensíveis a perturbações (Nogueira *et al.*, 2005; Letnic *et al.*, 2004; Pianka, 1989). Exceto pela parcela BM, todas as outras parcelas tiveram espécies de lagartos exclusivas, sugerindo algum nível de especialização de hábitat daquelas espécies. Por outro lado, as espécies generalistas de hábitat *Ameiva ameiva* (Vitt e Colli, 1994) e *Tropidurus itambere* (Van Sluys, 1992) foram bem representadas em todas as parcelas exceto em uma, ambas no extremo do gradiente de perturbação (BT e Co, respectivamente). Adicionalmente, as parcelas BT e a Co continham duas espécies exclusivas cada, enquanto as outras continham apenas uma. A completa supressão das queimadas em

ecossistemas onde o fogo é um elemento comum e natural também pode causar mudanças expressivas nos atributos dos habitats, tais como a redução da insolação e as temperaturas do ar e do chão, que podem ter efeitos negativos se condições específicas do habitat requeridas pela fauna forem perdidas (e.g., Pearson *et al.*, 2005; Pringle *et al.*, 2003; Webb *et al.*, 2005). De maneira inversa, queimadas intensas ou a completa falta de fogo no Cerrado parecem favorecer algumas espécies especializadas, em detrimento de espécies mais generalistas. Especializações de habitat e rejeição a tratamentos de queima específicos têm sido documentadas em muitos estudos (Castro *et al.*, 2003; Caughley, 1985; Cunningham *et al.*, 2002; Henriques *et al.*, 2000; Letnic *et al.*, 2004; Marini e Cavalcanti, 1996; Pianka, 1996; Sarà *et al.*, 2006; Schurbon e Fauth, 2003; Smith, 1989; Wilgers e Horne, 2006).

As parcelas mais ricas (riqueza estimada, Chao2) foram nos extremos do gradiente de perturbação (Co e Qu vs. BT), sugerindo que áreas sob regimes de queima intermediário suportam uma riqueza de lagartos reduzida, ao contrario do proposto pela Hipótese da Perturbação Intermediária (Connell, 1978; Huston, 1979). Resultados semelhantes foram observados para a herpetofauna das pradarias no Kansas (Wilgers e Horne, 2006). Petraits *et al.* (1989) sugeriram que a hipótese da perturbação intermediária se sustentaria apenas se existisse uma compensação entre habilidades específicas das espécies para resistir às perturbações e para enfrentar os competidores, desde que os membros de uma dada espécie não possam superar a ambos. Regimes de perturbação extremos, tais como existente na parcela BT, fornecem um ambiente estressante para os lagartos, favorecendo espécies de algum modo especializadas naquelas condições ambientais particulares, resultando na compressão de nichos e, por conseqüência, potencialmente reduzindo a competição interespecífica na taxocenose. Alguém poderia pensar que os lagartos estão mais susceptíveis aos efeitos diretos (mortalidade) de uma queimada eventual quando em áreas abertas, mas estes efeitos parecem negligenciáveis no Cerrado, uma vez que as parcelas BP, BM e BT

foram observadas logo após uma queimada e nenhum lagarto morto foi encontrado (veja também, Brandão, 2002). Buracos no chão e em cupinzeiros são extensivamente utilizados pelos lagartos e devem ser os abrigos mais importantes contra os efeitos diretos das queimadas, pois possuem um excelente isolamento térmico. A passagem da frente de fogo em uma queimada no Cerrado é tão rápida que mudanças significativas na temperatura do solo não ocorrem em profundidades maiores que cinco centímetros (Miranda *et al.*, 1993). No outro extremo do gradiente de perturbação, ambientes estruturalmente complexos, tais como nas parcelas Qu e Co, provêm mais opções para as especificidades de hábitat além da maior disponibilidade de refúgios e, conseqüentemente, maior diversidade (Menge e Sutherland, 1976). Portanto, maior riqueza de lagartos poderia ter sido conduzida por uma combinação entre especialização de nicho, competição reduzida e pressões de predação nos extremos do gradiente de perturbação pelo fogo no Cerrado. Estudos adicionais são necessários para testar estas hipóteses.

Eqüidade e Abundância de Espécies

O menor número de capturas nas parcelas Co (vegetação mais adensada) e BT (a menos adensada) provavelmente se deve aos requerimentos fisiológicos dos lagartos, que são ectotérmicos. A taxocenose estudada é formada por lagartos diurnos, que são afetados pela insolação limitada na parcela Co, mas também pela insolação excessiva na BT. Da mesma maneira, a eqüidade (Brillouin's E e Hurlbert's PIE) foi menor sob os regimes mais extremos (BT e Co), com *Tropidurus itambere* e *Micrablepharus atticolus* dominando nas parcelas abertas, e *Mabuya frenata* e *Ma. nigropunctata* nas parcelas mais densas. Os resultados sugerem uma maior dominância de algumas espécies sob regimes de queima mais severos ou na ausência de fogo. Estes resultados corroboram a Hipótese da Perturbação Intermediária, com maior eqüidade (um componente da diversidade) nos regimes de queima em níveis

intermediários de perturbação. Embora a riqueza de espécies seja um dos mais importantes parâmetros da diversidade, perturbações podem afetar a equidade mais fortemente (Mackey e Currie, 2000). Por exemplo, queimadas freqüentes são conhecidas por aumentar a equidade em taxocenoses de aranhas (Dall'Aglio, 1992), larvas de lepidópteros (Dias, 1998), e formigas (Castaño-Menezes e Palacios-Vargas, 2002), mas veja também (Wilgers e Horne, 2006).

Diferenças mensais na abundância e equidade dos lagartos foram significantes apenas para Brillouin's E, com maiores equidades nos meses mais quentes e úmidos. A temperatura do ar (coeficientes positivos) foi o parâmetro climático mais importante explicando a variação na equidade, provavelmente refletindo a ectotermia dos lagartos. Em outras palavras, durante os meses frios (e secos) as oportunidades para os lagartos termorregularem podem ser limitadas, levando a uma maior heterogeneidade entre espécies nas taxas de atividade (e abundância). Esta associação entre equidade e parâmetros climáticos foi mais forte para a parcela BT, presumivelmente devido à densidade mínima de sua cobertura vegetal, sujeitando os lagartos a uma grande exposição às condições climáticas. A sucessão vegetacional afeta as características térmicas dos habitats potenciais e causa impactos significantes na disponibilidade de habitats para os ectotérmicos (Meik *et al.*, 2002; Pringle *et al.*, 2003).

Correlação Espécie-Ambiente

Dada a importância fundamental da vegetação como habitat para os animais, é possível prever as respostas dos animais ao fogo identificando os requisitos de habitats de uma espécie em particular (Whelan, 1995). Associações significativas entre a abundância de lagartos e as variáveis do habitat foram encontradas, o que não é surpreendente, pois a estrutura e complexidade do habitat são conhecidas por afetar a abundância de muitos

organismos, inclusive os lagartos (Mesquita, 2005; Pianka, 1966; Pianka, 1973). No Cerrado, algumas espécies de lagartos são fortemente associadas a características específicas do hábitat (Colli *et al.*, 2002; Gainsbury e Colli, 2003; Nogueira *et al.*, 2005).

Vegetação mais densa, camada de folhíço mais espessa, e maior número de buracos caracterizaram as parcelas sob regimes de queima mais brandos ou na ausência de fogo. Estas características foram associadas às altas abundâncias de varias espécies, principalmente *Enyalius aff. bilineatus*, *Tropidurus torquatus*, *Ameiva ameiva*, *Tupinambis duseni*, *Mabuya nigropunctata*, e *M. frenata*, as quais foram em geral mais abundantes em, ou exclusivas das, parcelas sob regimes de queima menos severos (Co e Qu), e escassas sob regimes mais severos de perturbação por fogo (BM e BT). Dados publicados indicam que estas espécies freqüentemente utilizam hábitats com cobertura vegetal densa no Cerrado (Colli *et al.*, 2002; Nogueira *et al.*, 2005), com exceção de *T. duseni* que é conhecida apenas para formações campestres em outras partes do Cerrado (Péres e Colli, 2004).

As armadilhas em parcelas sob regimes de queima mais severos foram caracterizadas por uma estrutura vegetacional mais aberta, porém com uma grossa camada de gramíneas, que favoreceu altas abundâncias de *Mabuya guaporicola*, *Polychrus acutirostris*, *Micrablepharus atticolus*, *Bachia bresslaui*, *Tropidurus itambere*, e *Ma. dorsivittata*. Estas espécies foram mais abundantes ou exclusivas nas parcelas BM e BT, com exceção de *B. bresslaui*, restrita à parcela BP, e *Ma. dorsivittata*, mais abundante nas parcela Qu. Da mesma forma, *Mi. atticolus* e *T. itambere* também foram afetadas significativamente pela falta de fogo, sendo a primeira rara e a segunda ausente na parcela Co. *Mabuya dorsivittata* é uma espécie freqüentemente encontrada em fisionomias campestres do Cerrado, mas também em hábitats parcialmente sombreados como as matas de galeria, ao passo que *Mi. atticolus* e *T. itambere* conhecidamente preferem áreas abertas do Cerrado, com grande insolação (Colli *et al.*, 2002; Faria e Araujo, 2004; Nogueira *et al.*, 2005; Van Sluys, 1992; Vieira *et al.*, 2000).

Cercosaura ocellata e *Anolis meridionalis* ocuparam uma posição intermediária no *biplot* de ordenação (Fig. 5), o que sugere, para estas espécies, algum limite na tolerância aos extremos do gradiente de perturbação e preferência por áreas sob regimes de queima intermediários. Suas respectivas abundâncias foram significativamente associadas com o número de troncos caídos, que são amplamente utilizados como abrigos e disponíveis em densidades relativamente baixas em parcelas nos extremos do gradiente de perturbação. Embora aparentemente associadas com as características do hábitat, *Bachia bresslaui*, *Enyalius* aff. *bilineatus*, *Mabuya guaporicola*, *Polychrus acutirostris*, *Tropidurus torquatus*, e *Tupinambis duseni* foram capturadas menos de cinco vezes e não merecem fortes interpretações (Ter Braak e Smilauer, 2002).

A CCA também demonstrou a influência da variação mensal nos parâmetros climáticos sobre a abundância das espécies de lagartos do Cerrado. Dentre os parâmetros climáticos mensurados, a temperatura do ar, a precipitação e a insolação aparecem como os fatores mais importantes influenciando a abundância dos lagartos, especialmente as de *Mabuya dorsivittata*, *Anolis meridionalis*, *Cercosaura ocellata*, e *Ameiva ameiva*, todos eles praticamente restritos à estação úmida, e *Micrablepharus atticolus*, *Ma. nigropunctata* e *Ma. frenata*, associadas com a estação seca.

A Hipótese da Perturbação Intermediária tem um escopo amplo, é rica em detalhes, e opera na escala temporal e espacial (Abugov, 1982; Levin e Paine, 1974; Menge e Sutherland, 1976; Petraitis *et al.*, 1989; Roxburgh *et al.*, 2004; Sousa, 1984). Apesar das comparações entre as riquezas, abundâncias e equidades locais, a Hipótese da Perturbação Intermediária pode ainda ser sustentada na escala regional. As parcelas experimentais podem ser vistas como manchas de hábitat, e tanto os desertos australianos (Pianka, 1966; Pianka, 1989; Pianka, 1992) quanto as paisagens do Cerrado possuem manchas com diferentes histórias de queima, com diferentes graus de cobertura vegetal. Como consequência, a

estrutura de hábitat em cada mancha é distinta das demais e sustenta uma fauna de lagartos associada também distinta, o que reflete em um aumento da riqueza de lagartos na escala regional. Manchas sob diferentes regimes de queima contêm espécies de lagartos exclusivas, por outro lado, espécies comuns, aparentemente sensíveis às mudanças ambientais causadas pelo fogo, podem desaparecer de algumas manchas em particular, especialmente nos extremos de perturbação. Cada mancha então possui um subconjunto das espécies existentes regionalmente, mas não um subconjunto das espécies presentes em manchas mais maduras, como proposto por Pianka. (1992; 1996; 1989). Neste sentido, grandes regiões completamente queimadas ou completamente protegidas contra o fogo são homogeneizadas, e não podem sustentar maiores riquezas de lagartos. O mesmo padrão de diversidade regional tem sido sugerido para pequenos mamíferos do Cerrado (Briani *et al.*, 2004), mas também para artrópodes na Suíça (Moretti *et al.*, 2004).

Conclusões

Ao analisar separadamente os componentes da diversidade de lagartos, foi possível identificar influências distintas dos diferentes componentes. A equidade de lagartos do Cerrado foi maior em manchas sob níveis de perturbação intermediários, em acordo com a Hipótese da Perturbação Intermediária. Por outro lado, ao contrário do esperado pela hipótese, foram encontradas maiores riquezas de lagartos nos extremos do gradiente de perturbação por fogo. Contudo, dado o aspecto fragmentário e heterogêneo das queimadas naturais no Cerrado, as queimadas podem promover e manter diversidades de lagartos mais altas na escala regional, tais como demonstrado para os desertos australianos (Pianka, 1992; Pianka, 1996), previamente sugerido para o Cerrado (Colli *et al.*, 2002), e também em acordo com a hipótese discutida (Huston, 1979; Connell, 1978). Devido à forte relação entre a fauna

e a estrutura do ambiente, este padrão pode ser recorrente para outros grupos animais e deve ser investigado.

Regimes de queimadas quadrienais podem fornecer alta diversidade de lagartos, mais do que regimes antrópicos artificiais, de queimadas bienais ou de completa supressão do fogo. Os recursos naturais do Cerrado têm sido modificados drasticamente pelo uso histórico e extensivo de queimadas na agricultura e para produção de pastagens para o gado (Coutinho, 1990; Klink e Machado, 2005). Portanto, queimadas prescritas devem ser realizadas com extremo cuidado e fundamentadas em forte conhecimento. Monitoramento contínuo e avaliação das respostas da fauna e flora a regimes de queima específicos devem ser conduzidas, especialmente porque a definição de um regime de queima sustentável pode ser controversa (veja discussão em, Means *et al.*, 2004; Robertson e Ostertag, 2004; Schurbon e Fauth, 2003; Schurbon e Fauth, 2004) e complicada (Pearson *et al.*, 2005). Além disso, é necessário respeitar uma periodicidade mínima entre as queimadas, que seja suficiente para a reciclagem do ecossistema. Pesquisadores têm demonstrado, em algumas fisionomias do Cerrado, que pelo menos três anos são necessários para a reposição de biomassa e nutrientes após uma queimada (Kauffman *et al.*, 1994; Pivello e Coutinho, 1992; Santos *et al.*, 2003).

Para a manutenção de altas riquezas locais e regionais de lagartos o intervalo de tempo entre as queimadas no Cerrado deve ser variado. Os dados dos lagartos e da história de fogo ainda informam que regimes bienais ou a ausência do fogo devem ser evitados, porque espécies sensíveis podem ser perdidas. Embora algumas espécies tenham ocorrido apenas sob os regimes bienais ou na parcela controle (sem queima), elas são mantidas na escala global do Cerrado, por estarem presentes em outras fisionomias (veja em, Colli *et al.*, 2002; Nogueira *et al.*, 2005). Nas savanas tropicais, as queimadas do final da estação seca são as que causam as maiores mortalidades da fauna em geral (Frost, 1985) e os efeitos da estação da queimada devem ser considerados ao se propor qualquer regime de queima. Estratégias de manejo e

conservação não devem permitir que a paisagem do Cerrado seja queimada extensivamente, mas de forma fragmentária, fornecendo manchas com diferentes histórias de fogo e que regionalmente mantêm maiores diversidades de lagartos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, T. L. S. 2000. Efeito de queimadas sobre a comunidade de aves de Cerrado, p. 34. *In:* Departamento de Ecologia. Vol. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- ABUGOV, R. 1982. Species diversity and phasing of disturbance. *Ecology*. 63:289-293.
- ARAÚJO, A. F. B., E. M. M. COSTA, R. F. OLIVEIRA, K. FERRARI, M. F. SIMON, e O. R. PIRES-JUNIOR. 1996. Efeito de queimadas na fauna de lagartos do Distrito Federal, p. 148-160. *In:* Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga. H. S. Miranda, C. H. Saito, e B. F. S. Dias (eds.). Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- BRANDÃO, R. A. 2002. Monitoramento das populações de lagartos no aproveitamento hidrelétrico de Serra da Mêsá, Minaçu, GO, p. 169. *In:* Departamento de Ecologia. Vol. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- BRIANI, D. C., A. R. T. PALMA, E. M. VIEIRA, e R. P. B. HENRIQUES. 2004. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation*. 13:1023-1037.
- BURY, R. B. 2004. Wildfire, fuel reduction, and herpetofauna across diverse landscape mosaics in northwestern forests. *Conservation Biology*. 18:968-975.
- CASTAÑO-MENEZES, G. R., e J. G. PALACIOS-VARGAS. 2002. Effects of fire and agricultural practices on Neotropical ant communities. *Biodiversity and Conservation*. 12:1913-1919.
- CASTRO, J. S. R., D. L. PANTOJA, R. G. GORETTI, e P. DE MARCO JUNIOR. 2003. Sucessão em uma comunidade de roedores após queimada em uma área de floresta atlântica de interior, p. 540-541. *In:* VI Congresso de Ecologia do Brasil. Vol. 1. VI Congresso de Ecologia do Brasil, Anais de Trabalhos Completos, Fortaleza - CE, Brasil.
- CAUGHLEY, J. 1985. Effect of fire on the reptile fauna of mallee, p. 31-34. *In:* Biology of Australasian and Frogs and Reptiles. G. Grigg, R. Shine, e H. Ehlmann (eds.). Royal Zoological Society of New South Wales.

- CAVALCANTI, R. B., e M. A. S. ALVES. 1997. Effects of fire on savanna birds in central Brazil. *Ornitologia Neotropical*. 8:85-87.
- CECHIN, S. Z., e M. MARTINS. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 17:729-740.
- CHAO, A. 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics*. 43:783-791.
- COLLI, G. R., R. P. BASTOS, e A. F. B. ARAUJO. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna, p. 223-241. *In: The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. P. S. Oliveira e R. J. Marquis (eds.). Columbia University Press, New York.
- COLWELL, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Vol. Version 7.5. <http://purl.oclc.org/estimates>.
- COLWELL, R. K., C. X. MAO, e J. CHANG. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*. 85:2717-2727.
- CONNELL, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*. 199:1302-1310.
- COOKE, R. 1998. Human settlement of central America and northernmost South America (14,000-8000 BP). *Quaternary International*. 49/50:177-190.
- COUTINHO, L. M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado, p. 82-105. *In: Fire in the Tropical Biota*. J. G. Goldammer (ed.). Springer, Berlin.
- CUNNINGHAM, S. C., R. D. BABB, T. R. JONES, T. B. D, e R. VEGA. 2002. Reaction of lizard populations to a catastrophic wildfire in central Arizona mountain range. *Biological Conservation*. 107:193-201.
- DALL'AGLIO, C. G. 1992. Estabilidade de comunidade de Cerrado em relação ao fogo: assimetria de impactos em guildas de aranhas, p. 136. *In: Departamento de Ecologia*. Vol. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- DIAS, C. M. 1998. Efeito do fogo sobre as populações de lagartas Lepidoptera associadas a duas espécies de plantas do gênero *Byrsonima* (Malpighiaceae) em um cerrado do

- Distrito Federal. *In*: Departamento de Ecologia. Vol. Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- DIAS, V. L. B. 1994. Impactos de fogo sobre cupins construtores de ninhos epígeos no Cerrado, p. 194. *In*: Departamento de Ecologia. Vol. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- DINIZ, R. I. 1997. Variação na abundância de insetos no Cerrado: efeito das mudanças climáticas e do fogo, p. 274. *In*: Departamento de Ecologia. Vol. Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- EITEN, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*. 38:201-341.
- FARIA, A. A., A. LIMA, e W. MAGNUSSON. 2004. The effects of fire on behaviour and relative abundance of three lizard species in an Amazonian savanna *Journal of Tropical Ecology*. 20:591-594.
- FARIA, R. G., e A. F. B. ARAUJO. 2004. Sintopy of two *Tropidurus* lizard species (Squamata: Tropiduridae) in a rocky Cerrado habitat in central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 64:775-786.
- FERRAZ-VICENTINI, K. R. 1999. História do fogo no Cerrado: uma análise palinológica, p. 208. *In*: Ecologia. Vol. Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- FROST, P. G. H. 1985. The responses of savanna organisms to fire, p. 232-237. *In*: Ecology and management of the world's savannas. J. C. Tothill e J. J. Mott (eds.). Australian Academy of Science.
- GAINSBURY, A. M., e G. R. COLLI. 2003. Lizard assemblages from natural Cerrado enclaves in southwestern Amazonia: the role of stochastic extinctions and isolation. *Biotropica*. 35:503-519.
- GOTELLI, N. J., e G. L. ENTSMINGER. 2004. EcoSim: Null models software for ecology *In*: Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465. <http://garyentsminger.com/ecosim/index.htm>.
- GOTELLI, N. J., e G. R. GRAVES. 1996. Null Models in Ecology. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

- GRIFFITHS, A. D., e K. A. CHRISTIAN. 1996. The effects of fire on the frillneck lizard (*Chlamydosaurus kingii*) in northern Australia. *Australian Journal of Ecology*. 21:386-398.
- GUIDON, N., e G. DELIBRIAS. 1986. Carbon-14 dates point to man in the Americas 32,000 years ago. *Nature*. 321:769-771.
- HAFER, J. 1987. Quaternary history of tropical America, p. 1-18. *In: Biogeography and Quaternary History of Tropical America*. T. C. Whitmore e G. T. Prance (eds.). Clarendon Press, Oxford.
- HAYDON, D. T., J. K. FRIAR, e E. R. PIANKA. 2000. Fire-driven dynamic mosaics in the Great Victoria Desert, Australia. *Landscape Ecology*. 15:373-381.
- HENRIQUES, R. P. B. 2005. Influencia da história, solo e fogo na distribuição e dinâmica das fitofisionomias no bioma do Cerrado, p. 73-92. *In: Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. A. Scariot, J. C. Sousa-Silva, e J. M. Felfili (eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.
- HENRIQUES, R. P. B., M. X. A. BIZERRIL, e A. R. T. PALMA. 2000. Changes in small mammals population after fire in a patch of unburned cerrado in Central Brazil. *Mammalia*. 64:173-185.
- HOFFMANN, W. A., e A. G. MOREIRA. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants, p. 159-177. *In: The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. P. S. Oliveira e R. J. Marquis (eds.). Columbia University Press, New York.
- HURLBERT, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*. 52:577-586.
- HUSTON, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*. 113:81-101.
- IBGE-RECOR, R. E. D. 2002. Reserva Ecológica do IBGE. <http://www.recor.org.br>.
- JAMES, S. E., e R. T. M'CLOSKEY. 2003. Lizard microhabitat and fire fuel management. *Biological Conservation*. 114:293-297.

- KAUFFMAN, J. B., D. L. CUMMINGS, e D. E. WARD. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. *Journal of Ecology*. 82:519-531.
- KIPNIS, R. 1998. Early hunter-gatherers in the Americas: perspectives from central Brazil. *Antiquity*. 75:581-592.
- KLINK, C. A., e R. B. MACHADO. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*. 19:707-713.
- KLINK, C. A., e A. G. MOREIRA. 2002. Past and current human occupation, and land use, p. 69-88. *In: The Cerrados of Brazil*. P. S. Oliveira e R. J. Marquis (eds.). Columbia University Press, New York.
- LETNIC, M., C. R. DICKMAN, M. K. TISCHLER, B. TAMAYO, e C.-L. BEH. 2004. The responses of small mammals and lizards to post-fire succession and rainfall in arid Australia. *Journal of Arid Environments*. 59:85-114.
- LEVIN, S. A., e R. T. PAINE. 1974. Disturbance, patch formation, and community structure. *Proceedings of The National Academy of Science. USA*. 71:2744-2747.
- MACHADO, R. B., M. B. RAMOS-NETO, P. G. P. PEREIRA, E. F. CALDAS, D. A. GONÇALVES, N. S. SANTOS, K. TABOR, e M. STEININGER. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro, p. 23. *Conservação Internacional*, Brasília - DF.
- MACKEY, R. L., e D. J. CURRIE. 2000. A re-examination of the expected effects of disturbance on diversity. *Oikos*. 88:483-493.
- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm Ltd, London.
- MARINI, M. A., e R. B. CAVALCANTI. 1996. Influência do fogo na avifauna do sub-bosque de uma mata de galeria no Brasil Central. *Revista Brasileira de Biologia*. 56:749-754.
- MARRIS, E. 2005. The forgotten ecosystem. *Nature*. 437:944-945.
- MEANS, D. B., C. K. DODD, S. A. JOHNSON, e J. G. PALIS. 2004. Amphibians and fire in longleaf pine ecosystems: response to Schurbon and Fauth. *Conservation Biology*. 18:1149-1153.
- MEDEIROS, M. B., e N. C. FIEDLER. 2004. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para conservação da biodiversidade. *Ciência Florestal*. 14:157-168.

- MEIK, J., R. JEO, J. MENDELSON, e K. JENKS. 2002. Effects of bush encroachment on an assemblage of diurnal lizard species in central Namibia. *Biological Conservation*. 106:29-36.
- MENGE, B. A., e J. P. SUTHERLAND. 1976. Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition, and temporal heterogeneity. *The American Naturalist*. 110:351-369.
- MESQUITA, D. O. 2005. Estrutura de taxocenoses de lagartos em áreas de Cerrado de Savanas Amazônicas do Brasil, p. 190. *In: Departamento de Ecologia*. Vol. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília.
- MESQUITA, D. O., G. R. COLLI, F. G. R. FRANÇA, e L. J. VITT. 2006. Ecology of a Cerrado lizard assemblage in the Jalapão region of Brazil. *Copeia*. 3:460-471.
- MILHOMEM, M. S. 2003. A fauna de Scarabaeidae *sensu stricto* (Coleoptera:Scarabaeoidea) do Cerrado de Brasília, DF: variação anual, efeito do fogo e da cobertura vegetal, p. 92. *In: Biologia Animal*. Vol. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- MIRANDA, A. C., H. S. MIRANDA, I. F. O. DIAS, e B. F. S. DIAS. 1993. Soil and air temperature during prescribed cerrado fires in central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 9:313-320.
- MIRANDA, H. S., M. M. C. BUSTAMANTE, e A. C. MIRANDA. 2002. The fire factor, p. 51-68. *In: The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. P. S. Oliveira e R. J. Marquis (eds.). Columbia University Press, New York.
- MIRANDA, H. S., e M. N. SATO. 2005. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado, p. 93-105. *In: Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. A. Scariot, J. C. Sousa-Silva, e J. M. Felfili (eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.
- MISTRY, J. 1998. Fire in the *cerrado* (savannas) of Brazil: an ecological review. *Progress in Physical Geography*. 22:425-448.
- MOREIRA, A. G. 1996. Proteção contra o fogo e seu efeito na distribuição e composição de espécies de cinco fisionomias de Cerrado, p. 112-121. *In: Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga*. H. S. Miranda, C. H. Saito, e B. F. S. Dias (eds.). Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.

- MORENO, J. M., e W. C. OECHEL. 1994. *The Role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems*. Springer-Verlag, New York.
- MORETTI, M., M. K. OBRIST, e P. DUELLI. 2004. Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of the southern Alps. *Ecography*. 27.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. FONSECA, e J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403:853-858.
- NAVES, M. A. 1996. Efeito do fogo nas populações de formigas (Hymenoptera - Formicidae) em Cerrado do Distrito Federal, p. 170-177. *In: Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga*. H. S. Miranda, C. H. Saito, e B. F. S. Dias (eds.). Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- NEVES, W. A., R. GONZÁLES-JOSÉ, M. HUBBE, R. KIPNIS, A. G. M. ARAUJO, e O. BLASI. 2004. Early Holocene human skeletal remains from Cerca Grande, Lagoa Santa, Central Brazil, and the origins of the first Americans. *World Archaeology*. 36:479-501.
- NIEMER, E. 1989. *Climatologia do Brasil*. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, RJ. Brasil.
- NOGUEIRA, C. 2001. New records of squamate in Central Brazilian Cerrado II. Brasília region. *Herpetological Review*. 32:285-287.
- NOGUEIRA, C., P. H. VALDUJO, e F. G. R. FRANÇA. 2005. Habitat variation and lizard diversity in a Cerrado area of Central Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 40:105-112.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T., e A. J. RATTER. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome, p. 91-120. *In: The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. P. S. Oliveira e R. J. Marquis (eds.). Columbia University Press, New York.
- OLIVEIRA, P. S., e R. J. MARQUIS. 2002. *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. Columbia University Press, New York.
- OLSZEWSKI, T. D. 2004. A unified mathematical framework for the measurement of richness and evenness within and among multiple communities. *Oikos*. 104:377-387.

- PEARSON, D., R. SHINE, e A. WILLIAMS. 2005. Spatial ecology of a threatened python (*Morelia spilota imbricata*) and the effects of anthropogenic habitat change. *Austral Ecology*. 30:261-274.
- PEET, R. K. 1974. The Measurement of Species Diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 5:285-307.
- PÉRES, A. K., JR., e G. R. COLLI. 2004. The taxonomic status of *Tupinambis rufescens* and *T. duseni* (Squamata: Teiidae), with a redescription of the two species. *Occasional Papers, Sam Noble Oklahoma Museum of Natural History*. 15:1-12.
- PETRAITIS, P. S., R. E. LATHAM, e R. A. NIESENBAUM. 1989. The Maintenance of Species Diversity by Disturbance. *The Quarterly Review of Biology*. 64:393-418.
- PIANKA, E. R. 1966. Convexity, desert lizards, and spatial heterogeneity. *Ecology*. 47:1055-1059.
- . 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 4:53-74.
- . 1989. Desert lizard diversity: additional comments and some data. *The American Naturalist*. 134:344-364.
- . 1992. Fire ecology. Disturbance, spatial heterogeneity, and biotic diversity: fire succession in arid Australia. *Research and Exploration* 8:352-371.
- . 1996. Long-term changes in lizard assemblages in the Grest Victoria Desert: dynamic habitat mosaics in response to wildfires, p. 191-215. *In: Long-Term Studies of Vertebrate Communities*. M. L. Cody e J. A. Smallwood (eds.). Academic Press.
- PICKETT, S. T. A., e P. S. WHITE. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press.
- PIVELLO, V. R., e L. M. COUTINHO. 1992. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). *Journal of Tropical Ecology*. 8:487-497.
- POWELL, J. F., e W. A. NEVES. 1999. Craniofacial morphology of the first Americans: patterns and process in the peopling of the New World. *Yearbook of Physical Anthropology*. 42:153-188.

- PRINGLE, R. M., J. K. WEBB, e R. SHINE. 2003. Canopy structure, microclimate, and habitat selection by a nocturnal snake, *Hoplocephalus bungaroides*. *Ecology*. 84:2668-2679.
- PROUS, A. 1992. *Arqueologia Brasileira*. Editora Universidade de Brasília, Brasília.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2006. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, <http://www.R-project.org>, Vienna, Austria.
- RAMOS-NETO, M. B., e V. R. PIVELLO. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. *Environmental Management*. 26:675-684.
- RAMOS, A. E. 1990. Efeitos da queima sobre a vegetação lenhosa do Cerrado. *In*: Departamento de Ecologia. Vol. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- ROBERTS, S. J. 2000. Tropical fire ecology. *Progress in Physical Geography*. 24:281-288.
- ROBERTSON, K. M., e T. E. OSTERTAG. 2004. Problems with Schurbon and Fauth's test of effects of prescribed burning on amphibian diversity. *Conservation Biology*. 18:1154-1155.
- RODRIGUES, F. H. G. 1996. Influência do fogo e da seca na disponibilidade de alimento para herbívoros do Cerrado, p. 76-83. *In*: Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga. H. S. Miranda, C. H. Saito, e B. F. S. Dias (eds.). Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília.
- ROOSEVELT, A. C., M. L. COSTA, C. L. MACHADO, M. MICHAEL, N. MERCIER, H. VALLADAS, J. FEATHERS, W. BARNETT, M. I. SILVEIRA, A. HENDERSON, J. SILVA, B. CHERNOFF, D. S. REESE, J. A. HOLMAN, N. TOTH, e K. SCHICK. 1996. Paleoindian cave dwellers in the Amazon: the peopling of the Americas. *Science*. 272:373-384.
- ROXBURGH, S. H., K. SHEA, e J. B. WILSON. 2004. The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology*. 85:359-371.
- RUGIERO, L., e L. LUISELLI. 2006. Influence of small-scale fires on the populations of three lizard species in Rome. *Herpetological Journal*. 16:63-68.
- RUSSELL, K. R., D. H. VAN LEAR, e D. C. J. GUYNN. 1999. Prescribed fire effects on herpetofauna: review and management implications. *Wildlife Society Bulletin*. 27:374-385.

- SALGADO-LABOURIAU, M. L. 1997. Late Quaternary palaeoclimate in the savannas of South America. *Journal of Quaternary Science*. 12:371-379.
- . 2005. Alguns aspectos sobre a Paleoecologia dos Cerrados, p. 107-118. *In*: Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. A. Scariot, J. C. Sousa-Silva, e J. M. Felfili (eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.
- SALGADO-LABOURIAU, M. L., e K. R. FERRAZ-VICENTINI. 1994. Fire in the Cerrado 32,000 years ago. *Current Research in the Pleistocene*. 11:85-87.
- SAMBUICHI, R. H. R. 1991. Efeitos a longo prazo do fogo periódico sobre a fitossociologia da camada lenhosa de um Cerrado em Brasília, DF. *In*: Departamento de Ecologia. Vol. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- SANDERS, H. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *The American Naturalist*. 102:243-282.
- SANFORD, R. L., J. SILDARRIAGA, K. E. CLARK, C. UHL, e R. HERRERA. 1985. Amazon rain-forest fires. *Science*. 227:53-55.
- SANTOS, A. J. B., G. T. D. A. SILVA, H. S. MIRANDA, A. C. MIRANDA, e J. LLOYD. 2003. Effects of fire on surface carbon, energy and water vapour fluxes over campo sujo savanna in central Brazil. *Functional Ecology*. 17:711-719.
- SARÀ, M., E. BELLIA, e A. MILAZZO. 2006. Fire disturbance disrupts co-occurrence patterns of terrestrial vertebrates in Mediterranean woodlands. *Journal of Biogeography*. 33:843-852.
- SATO, M. N. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do Cerrado submetidas a diferentes regimes de queima. *In*: Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília.
- SAWAYA, R. J., C. A. BRASILEIRO, M. C. KIEFER, e M. MARTINS. 2002. Efeito do fogo sobre a abundância da herpetofauna de cerrado de Itirapina, sudeste do Brasil p. 30-30. *In*: Simpósio Ecologia e Biodiversidade do Cerrado: perspectivas e desafios para o século 21. EMBRAPA, Brasília, DF.
- SCHURBON, J. M., e J. E. FAUTH. 2003. Effects of prescribed burning on amphibian diversity in a southeastern U.S. National Forest. *Conservation Biology*. 17:1338-1349.
- . 2004. Fire as friend and foe of amphibians: a reply. *Conservation Biology*. 28:1156-1159.

- SILVA, J. F., M. R. FARIÑAS, J. M. FELFILI, e C. A. KLINK. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography*. 33:536-548.
- SILVA, J. M. C., e J. M. BATES. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioScience*. 52:225-233.
- SILVEIRA, L., F. H. G. RODRIGUES, A. T. A. JÁCOMO, e J. A. D. FILHO. 1999. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. *Oryx*. 33:108-114.
- SINGH, S., A. K. SMYTH, e S. P. BLOMBERG. 2002. Effect of a control burn on lizards and their structural environment in a eucalypt open-forest. *Wildlife Research*. 29:447-454.
- SMITH, L. J., A. T. HOLYCROSS, C. W. PAINTER, e M. E. DOUGLAS. 2001. Montane rattlesnakes and prescribed fire. *Southwestern Naturalist*. 46:54-61.
- SMITH, P. 1989. Changes in a forest bird community during a period of fire and drought near Bega, New South Wales. *Australian Journal of Ecology*. 14:41-54.
- SOUSA, W. P. 1984. Intertidal mosaics: patch size, propagule availability, and spatially variable patterns of succession. *Ecology*. 65:1918-1935.
- TABACHNICK, B. G., e L. S. FIDELL. 2006. *Using Multivariate Statistics*. Pearson Education.
- TAYLOR, J. E., e B. J. FOX. 2001. Disturbance effects from fire and mining produce different lizard communities in eastern Australian forests. *Austral Ecology*. 26:193-204.
- TER BRAAK, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*. 67:1167-1179.
- TER BRAAK, C. J. F., e P. SMILAUER. 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows. User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.
- TOTHILL, J. C., e J. J. MOTT. 1985. *Ecology and Management of the World's Savannas*. Australian Academy of Science, Canberra.
- VAN SLUYS, M. 1992. Aspectos da ecologia do lagarto *Tropidurus itambere* (Tropiduridae), em uma área do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*. 52:181-185.
- VIEIRA, E. M. 1999. Small mammal communities and fire in Brazilian Cerrado. *Journal of Zoology*. 249:75-80.

- VIEIRA, G. H. C., D. O. MESQUITA, A. K. PÉRES, JR., K. KITAYAMA, e G. R. COLLI. 2000. *Micrablepharus atticolus*. Natural History. Herpetological Review. 31:241-242.
- VITT, L. J., e G. R. COLLI. 1994. The geographical ecology of a neotropical lizard: *Ameiva ameiva* (Teiidae) in Brazil. Canadian Journal of Zoology. 72:1986-2008.
- WEBB, J. K., R. SHINE, e R. M. PRINGLE. 2005. Canopy removal restores habitat quality for an endangered snake in a fire suppressed landscape. Copeia. 4:894-900.
- WHELAN, R. J. 1995. The ecology of fire. Cambridge University Press, Cambridge.
- WILGERS, D. J., e E. A. HORNE. 2006. Effects of diferent burn regimes on tallgrass prairie herpetofaunal species diversity and community composition in the Flint Hills, Kansas. Journal of Herpetology. 40:73-84.
- ZAR, J. H. 1999. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.

Tabela 1. Espécies de lagartos, número de capturas, riqueza estimada (Chao2) em parcelas de “cerrado *sensu stricto*” sob diferentes regimes de queima, após um ano de amostragem na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Distrito Federal, Brasil.

| Espécies | Tratamentos | | | | | Total |
|---------------------------------|----------------|--------------|---------------|------------|----------|-------|
| | Bienal Precoce | Bienal Modal | Bienal Tardia | Quadrienal | Controle | |
| Iguania | | | | | | |
| Leiosauridae | | | | | | |
| <i>Enyalius aff. bilineatus</i> | | | | | 1 | 1 |
| Polychrotidae | | | | | | |
| <i>Anolis meridionalis</i> | 10 | 9 | 3 | 13 | 3 | 38 |
| <i>Polychrus acutirostris</i> | | | 1 | | | 1 |
| Tropiduridae | | | | | | |
| <i>Tropidurus itambere</i> | 29 | 37 | 36 | 8 | | 110 |
| <i>Tropidurus torquatus</i> | | | | | 1 | 1 |
| Scleroglossa | | | | | | |
| Gymnophthalmidae | | | | | | |
| <i>Bachia bresslaui</i> | 2 | | | | | 2 |
| <i>Cercosaura ocellata</i> | 11 | 7 | 5 | 7 | 6 | 36 |
| <i>Micrablepharus atticolus</i> | 13 | 22 | 23 | 18 | 6 | 82 |
| Scincidae | | | | | | |
| <i>Mabuya dorsivittata</i> | | 1 | 2 | 7 | | 10 |
| <i>Mabuya frenata</i> | 34 | 12 | 2 | 11 | 26 | 85 |

| | | | | | | |
|-----------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----|
| <i>Mabuya guaporicola</i> | | | 2 | | | 2 |
| <i>Mabuya nigropunctata</i> | 6 | 8 | 5 | 23 | 26 | 68 |
| Teiidae | | | | | | |
| <i>Ameiva ameiva</i> | 1 | 3 | | 2 | 5 | 11 |
| <i>Tupinambis duseni</i> | | | | 4 | | 4 |
| Total de capturas | 106 | 99 | 79 | 93 | 74 | 451 |
| Riqueza de Espécies | 8 | 8 | 9 | 9 | 8 | 14 |
| Chao2 | 8,00 ± 0,25 | 8,00 ± 0,47 | 9,00 ± 0,12 | 9,00 ± 0,00 | 9,00 ± 2,24 | |
| Hurlbert's PIE (equidade) | 0,79 | 0,78 | 0,70 | 0,86 | 0,74 | |
| Brillouin's E (equidade) | 0,66 | 0,66 | 0,58 | 0,77 | 0,61 | |

Tabela 2. Comparação pareada da riqueza e equidade (probabilidade de encontro interespecífico de Hurlbert - PIE) de lagartos, baseada em rarefação, entre parcelas de “cerrado *sensu stricto*” sob diferentes regimes de queima, após um ano de amostragem na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Distrito Federal, Brasil. A metade superior da matriz retrata os valores de p , e a metade inferior retrata os valores de z . Comparações significantes ($< 0,05$) estão marcadas com um asterisco.

| Riqueza | | | | | |
|----------------|----------------|--------------|---------------|------------|-----------|
| | Bienal Precoce | Bienal Modal | Bienal Tardia | Quadrienal | Controle |
| Bienal Precoce | - | 0,2547 | 0,0070* | < 0,0001* | 0,4645 |
| Bienal Modal | 0,7989 | - | 0,0030* | < 0,0001* | 0,5685 |
| Bienal Tardia | 2,6961 | 2,9664 | - | 0,8864 | < 0,0001* |
| Quadrienal | 3,3529 | 4,5904 | 0,1427 | - | < 0,0001* |
| Controle | 0,7314 | 0,5701 | -3,7299 | -4,4513 | - |
| Equidade | | | | | |
| | Bienal Precoce | Bienal Modal | Bienal Tardia | Quadrienal | Controle |
| Bienal Precoce | - | 0,1472 | < 0,0001* | < 0,0001* | < 0,0001* |
| Bienal Modal | -1,4496 | - | < 0,0001* | < 0,0001* | 0,0089* |
| Bienal Tardia | -7,0325 | -5,8309 | - | < 0,0001* | 0,0001* |
| Quadrienal | 8,3140 | 10,2601 | -23,9005 | - | < 0,0001* |
| Controle | -12,4107 | -2,6158 | 3,8170 | -14,5495 | - |

Tabela 3. Número de capturas, riqueza e equidade de lagartos, de dezembro de 2005 até novembro de 2006, em parcelas de “cerrado *sensu stricto*” sob diferentes regimes de queima, na Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Distrito Federal, Brasil.

| Bienal Precoce | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Espécies | Meses | | | | | | | | | | | |
| | D | J | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N |
| <i>Ameiva ameiva</i> | | | | | | | | | | | | 1 |
| <i>Anolis meridionalis</i> | | | 2 | | | | | | 3 | 4 | 1 | |
| <i>Bachia bresslaui</i> | | | | 1 | | | 1 | | | | | |
| <i>Cercosaura ocellata</i> | 4 | | 3 | 1 | 2 | | | | 1 | | | |
| <i>Mabuya frenata</i> | 3 | 4 | | | 1 | 2 | | 8 | 4 | 6 | 5 | 1 |
| <i>Mabuya nigropunctata</i> | 1 | | 1 | | | | 1 | 1 | | | | 2 |
| <i>Micrablepharus atticolus</i> | | 1 | | | 1 | 7 | 1 | | 1 | 2 | | |
| <i>Tropidurus itambere</i> | | 2 | | 3 | 3 | 2 | 3 | 3 | 6 | 6 | 1 | |
| Riqueza de espécies | 3 | 3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 5 | 4 | 3 | 3 |
| Total de capturas | 8 | 7 | 6 | 5 | 7 | 11 | 6 | 12 | 15 | 18 | 7 | 4 |
| Hurlbert's PIE (equidade) | 0,68 | 0,67 | 0,73 | 0,70 | 0,81 | 0,58 | 0,80 | 0,53 | 0,77 | 0,76 | 0,52 | 0,83 |
| Brillouin's E (equidade) | 0,53 | 0,55 | 0,62 | 0,63 | 0,71 | 0,43 | 0,73 | 0,38 | 0,60 | 0,58 | 0,44 | 0,78 |

| Bienal Modal | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Espécies | Meses | | | | | | | | | | | |
| | D | J | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N |
| <i>Ameiva ameiva</i> | 1 | | 1 | | | | | | | | 1 | |
| <i>Anolis meridionalis</i> | 1 | | | | | | | | 1 | 4 | 2 | 1 |
| <i>Cercosaura ocellata</i> | 5 | 2 | | | | | | | | | | |
| <i>Mabuya dorsivittata</i> | | | | | | | | | 1 | | | |
| <i>Mabuya frenata</i> | 1 | 3 | | 1 | | | 1 | 2 | | | 1 | 3 |
| <i>Mabuya nigropunctata</i> | | 2 | | | | 1 | | | 3 | | | 2 |
| <i>Micrablepharus atticolus</i> | | 3 | 1 | | | 1 | 7 | 4 | 4 | 2 | | |
| <i>Tropidurus itambere</i> | | 3 | 1 | 4 | 3 | 2 | 3 | 9 | 1 | 3 | 5 | 3 |
| Riqueza de espécies | 4 | 5 | 3 | 2 | 1 | 3 | 3 | 3 | 5 | 3 | 4 | 4 |
| Total de capturas | 8 | 13 | 3 | 5 | 3 | 4 | 11 | 15 | 10 | 9 | 9 | 9 |
| Hurlbert's PIE (equidade) | 0,64 | 0,86 | 3,00 | 0,40 | 0,00 | 0,83 | 0,56 | 0,59 | 0,80 | 0,72 | 0,69 | 0,81 |
| Brillouin's E (equidade) | 0,55 | 0,70 | 1,00 | 0,34 | 0,00 | 0,78 | 0,41 | 0,41 | 0,67 | 0,56 | 0,57 | 0,67 |

| Bienal Tardia | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Espécies | Meses | | | | | | | | | | | |
| | D | J | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N |
| <i>Anolis meridionalis</i> | | 1 | | 1 | | | | | | 1 | | |
| <i>Cercosaura ocellata</i> | | | | 1 | 2 | 2 | | | | | | |
| <i>Mabuya dorsivittata</i> | | | | 2 | | | | | | | | |
| <i>Mabuya frenata</i> | | | | 1 | | | | 1 | | | | |
| <i>Mabuya guaporicola</i> | | | 2 | | | | | | | | | |
| <i>Mabuya nigropunctata</i> | | 1 | | | 1 | | | | 2 | | | 1 |
| <i>Micrablepharus atticolus</i> | | 5 | | | | 1 | 14 | 3 | | | | |
| <i>Polychrus acutirostris</i> | | | | | | | | | | | 1 | |
| <i>Tropidurus itambere</i> | | 4 | 1 | 7 | 6 | 6 | 3 | 1 | 1 | 5 | 1 | 1 |
| Riqueza de espécies | 0 | 4 | 2 | 5 | 3 | 3 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| Total de capturas | 0 | 11 | 3 | 12 | 9 | 9 | 17 | 5 | 3 | 6 | 2 | 2 |
| Hurlbert's PIE (equidade) | NA | 0,71 | 0,67 | 0,67 | 0,56 | 0,56 | 0,31 | 0,70 | 0,67 | 0,33 | 1,00 | 1,00 |
| Brillouin's E (equidade) | NA | 0,54 | 0,61 | 0,54 | 0,43 | 0,43 | 0,21 | 0,63 | 0,61 | 0,27 | 1,00 | 1,00 |

| Quadrienal | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Espécies | Meses | | | | | | | | | | | |
| | D | J | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N |
| <i>Ameiva ameiva</i> | | | | | | | | | | 2 | | |
| <i>Anolis meridionalis</i> | 3 | | | 3 | | 1 | | 2 | 3 | | | 1 |
| <i>Cercosaura ocellata</i> | 1 | 1 | 1 | | 2 | 1 | | | | 1 | | |
| <i>Mabuya dorsivittata</i> | 3 | | | 1 | | | | | 1 | | | 2 |
| <i>Mabuya frenata</i> | | 1 | 1 | | | | | 6 | | 2 | | 1 |
| <i>Mabuya nigropunctata</i> | 4 | | 1 | 2 | 2 | | 3 | 5 | 1 | 1 | 1 | 3 |
| <i>Micrablepharus atticolus</i> | | 2 | | 2 | | 6 | 5 | | 2 | | | 1 |
| <i>Tropidurus itambere</i> | | | | 3 | | 2 | 1 | | | 1 | | 1 |
| <i>Tupinambis duseni</i> | | 2 | | | | | | | | | | 2 |
| Riqueza de espécies | 4 | 4 | 3 | 5 | 2 | 4 | 3 | 3 | 4 | 5 | 1 | 7 |
| Total de capturas | 11 | 6 | 3 | 11 | 4 | 10 | 9 | 13 | 7 | 7 | 1 | 11 |
| Hurlbert's PIE (equidade) | 0,78 | 0,87 | 1,00 | 0,85 | 0,67 | 0,64 | 0,64 | 0,67 | 0,81 | 0,90 | 0,00 | 0,91 |
| Brillouin's E (equidade) | 0,61 | 0,79 | 1,00 | 0,72 | 0,56 | 0,52 | 0,49 | 0,47 | 0,71 | 0,84 | 1,00 | 0,82 |

| Controle | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Espécies | Meses | | | | | | | | | | | |
| | D | J | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N |
| <i>Ameiva ameiva</i> | | 2 | | | 1 | | | | | | 1 | 1 |
| <i>Anolis meridionalis</i> | | 1 | | 1 | | | | | | 1 | | |
| <i>Cercosaura ocellata</i> | | | | 1 | 4 | 1 | | | | | | |
| <i>Enyalius aff. Bilineatus</i> | | | | | | | | | | | 1 | |
| <i>Mabuya frenata</i> | 1 | 4 | 1 | 1 | 2 | 2 | 4 | 6 | 1 | 1 | | 3 |
| <i>Mabuya nigropunctata</i> | 4 | 2 | | | 3 | 3 | | 7 | 3 | 1 | 1 | 2 |
| <i>Micrablepharus atticolus</i> | | | | | 1 | 3 | 1 | | 1 | | | |
| <i>Tropidurus torquatus</i> | | | | | | | | | | 1 | | |
| Riqueza de espécies | 2 | 4 | 1 | 3 | 5 | 4 | 2 | 2 | 3 | 4 | 3 | 3 |
| Total de capturas | 5 | 9 | 1 | 3 | 11 | 9 | 5 | 13 | 5 | 4 | 3 | 6 |
| Hurlbert's PIE (equidade) | 0,40 | 0,78 | 0,00 | 1,00 | 0,82 | 0,81 | 0,40 | 0,54 | 0,70 | 1,00 | 1,00 | 0,73 |
| Brillouin's E (equidade) | 0,34 | 0,64 | 1,00 | 1,00 | 0,68 | 0,67 | 0,34 | 0,33 | 0,63 | 1,00 | 1,00 | 0,62 |
| Grande riqueza total | 6 | 8 | 8 | 8 | 6 | 6 | 5 | 5 | 7 | 8 | 7 | 8 |
| Grande total de capturas | 32 | 46 | 16 | 36 | 34 | 43 | 48 | 58 | 40 | 44 | 22 | 32 |

Tabela 4. Resultados da regressão múltipla por passos para os parâmetros da taxocenose de lagartos (Riqueza, Abundância, e equidades de Hurlbert e Brillouin) e variáveis climáticas (escores estimados) ao longo de um ano de amostragem. T. min= temperatura mínima; T. med= temperatura média; T. max= temperatura máxima; os valores de *F* e *p* se referem à significância do modelo. * $\alpha= 0,05$; ** $\alpha= 0,01$, *** $\alpha= 0,001$.

| Tratamento | Intercept | Precipitação | Evaporação | T. min | T. med | T. max | Insolação | Umidade | <i>F</i> | <i>p</i> |
|------------|-----------|--------------|------------|----------|--------|----------|-----------|---------|----------|----------|
| Riqueza | | | | | | | | | | |
| BP | 5,19*** | - | - | - | - | - | - | -0,02** | 17,85 | < 0,01** |
| BM | 8,46 | - | -0,40 | - | -3,36* | 2,89 | -0,73 | -0,05* | 2,63 | 0,14 |
| BT | -35,53* | 0,45* | - | - | - | 0,80* | 1,45** | 0,07* | 3,71 | 0,06 |
| Qu | -20,31 | - | -0,75 | -0,96 | 1,89 | - | - | - | 1,09 | 0,41 |
| Co | -26,94* | - | -0,47 | - | 1,12** | - | 0,89** | 0,03 | 3,78 | 0,06 |
| Média | -11,68 | - | -0,44*** | -0,40*** | - | 0,83*** | - | - | 15,71 | < 0,01** |
| Abundância | | | | | | | | | | |
| BP | -44,69* | 0,62 | - | -3,31* | 4,48** | - | - | - | 7,61 | < 0,01** |
| BM | 30,66* | -0,42 | -1,75** | -1,27 | -14,82 | 13,21*** | -3,64*** | -0,09* | 47,54 | < 0,01** |
| BT | -74,30 | 0,92 | - | 3,66 | -9,73 | 6,72 | 6,12** | 0,23* | 5,64 | 0,04* |
| Qu | 27,25* | - | -0,91 | -1,07 | - | - | - | - | 2,33 | 0,15 |
| Co | 17,07*** | -0,95** | -1,38* | - | - | - | - | - | 6,32 | 0,02* |
| Média | -8,81 | - | -0,86 | -1,04 | -3,04 | 3,67 | - | 0,03 | 7,11 | 0,02* |

| Tratamento | Intercept | Precipitação | Evaporação | T. min | T. med | T. max | Insolação | Umidade | F | p |
|---------------------------|-----------|--------------|------------|--------|--------|--------|-----------|---------|-------|----------|
| Hurlbert's PIE (eqüidade) | | | | | | | | | | |
| BP | 0,14 | -0,03* | - | 0,05* | - | - | - | - | 3,12 | 0,09 |
| BM | 5,88 | - | 0,50 | 0,55 | -0,70 | - | - | - | 2,18 | 0,17 |
| BT | 5,25** | -0,03 | -0,12* | -0,09* | - | - | -0,25** | -0,01** | 7,57 | 0,02* |
| Qu | -0,17 | -0,05 | - | 0,08 | - | - | - | - | 1,04 | 0,39 |
| Co | -5,13* | - | -0,22* | -0,26* | 0,48* | - | - | - | 2,62 | 0,12 |
| Média | -0,19 | - | 0,05 | 0,05* | - | - | - | - | 3,95 | 0,06 |
| Brillouin' E (eqüidade) | | | | | | | | | | |
| BP | 0,80 | -0,04 | - | 0,10 | -0,06 | - | - | - | 1,90 | 0,21 |
| BM | 0,56 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| BT | 6,55** | -0,04 | -0,13** | -0,13* | - | - | -0,34** | -0,02** | 12,85 | < 0,01** |
| Qu | -0,50 | - | 0,04 | - | - | 0,06 | -0,07* | - | 8,11 | < 0,01** |
| Co | -5,59* | 0,07 | 0,09 | - | 0,19* | - | 0,13 | 0,01 | 4,25 | 0,05 |
| Média | -1,24 | - | - | - | 0,08** | - | - | - | 10,56 | < 0,01** |

Tabela 5. Resultados da seleção manual de variáveis ambientais (análise por passos) na Análise de Correspondência Canônica (CCA).

| Variável ambiental | Varição | % da variação | <i>F</i> | <i>p</i> |
|----------------------------|---------|---------------|----------|----------|
| Cobertura de dossel | 0,216 | 19,62 | 4,721 | 0,0004 |
| Temperatura média | 0,143 | 12,99 | 3,272 | 0,0017 |
| Número de buracos | 0,106 | 9,63 | 2,497 | 0,0082 |
| Porcentagem de chão aberto | 0,087 | 7,90 | 2,077 | 0,0317 |

LEGENDAS DAS FIGURAS

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo descrevendo o desenho experimental na Reserva Ecológica do Roncador, Distrito Federal, Brasil. O quadrado destaca a bacia do rio Taquara. As áreas hachuradas correspondem às parcelas da fisionomia de cerrado *sensu stricto* submetidas a diferentes regimes de queima: (1) Tratamento sem queima (Controle), uma mancha de cerrado *sensu stricto* protegida do fogo por mais de 35 anos; (2) Bienal modal; (3) Bienal precoce; (4) Quadrienal; (5) Bienal tardia.

Figura 2. Parcelas experimentais de “cerrado *sensu stricto*”, desde 1990 sujeitas a diferentes regimes de queima na Reserva Ecológica do Roncador / IBGE, Brasília, Distrito Federal, Brasil.

Figura 3. Espécies de lagartos capturadas durante um ano de observações em parcelas experimentais de “cerrado *sensu stricto*”, submetidas à queimadas prescritas sob diferentes regimes. Reserva Ecológica do Roncador / IBGE, Brasília, Distrito Federal, Brasil.

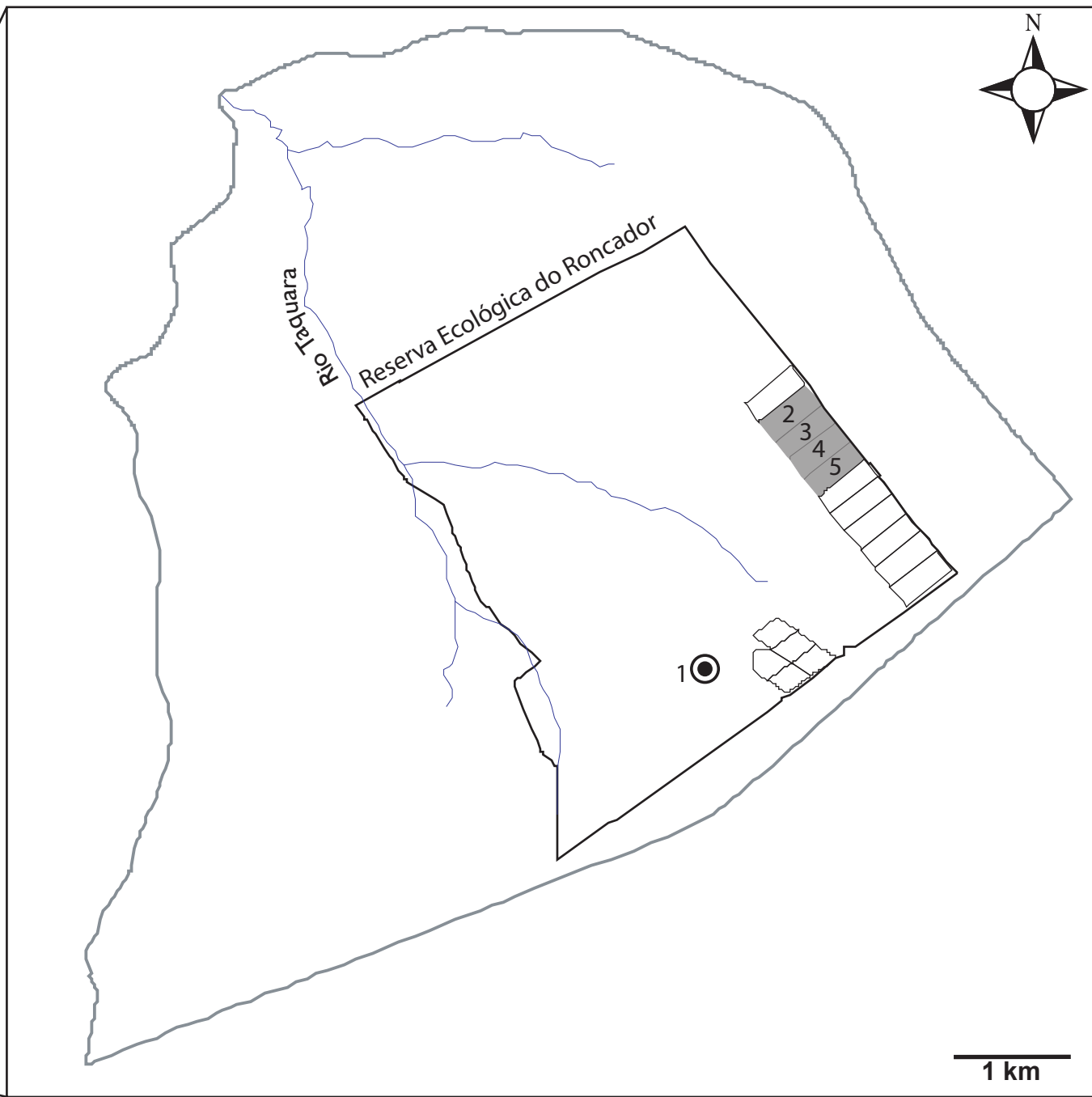
Figura 4. Curvas de acúmulo de espécies para cada uma das parcelas submetidas a diferentes regimes de queima. São apresentados os valores da riqueza esperada e da riqueza estimada, calculadas, respectivamente, através dos índices Mao Tau (curva inferior) e Chao2 (superior), utilizando o EstimateS 7.5 com 1.000 randomizações sem reposição.

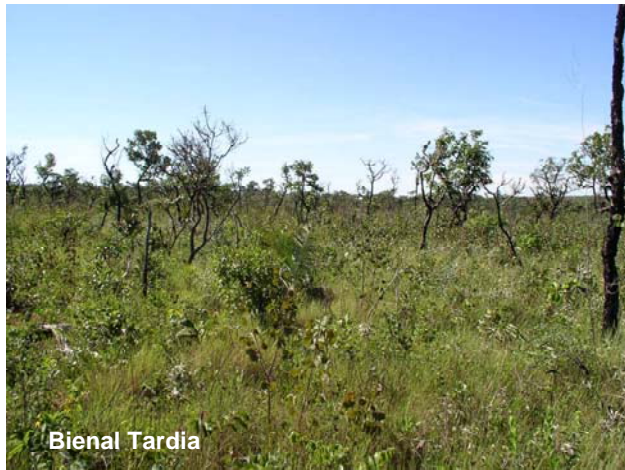
Figura 5. Representação gráfica da Análise de Correspondência Canônica (CCA) comparando matrizes das características da estrutura do habitat e do clima com a abundância de lagartos. A Variável Canônica 1 corresponde ao primeiro eixo canônico (autovalor = 0,339) sendo primariamente correlacionada aos parâmetros da estrutura do habitat. A Variável Canônica 2 corresponde ao segundo eixo canônico (autovalor = 0,192) sendo primariamente correlacionado aos parâmetros climáticos. As variáveis ambientais são representadas pelas setas, e a magnitude da sua contribuição é representada pelo tamanho da seta: folhiço = massa de folhiço; chão aberto = porcentagem de chão sem vegetação; dossel = porcentagem de cobertura pelo dossel; caules = número de contatos em caules (adensamento de lenhosas); buracos = número de buracos no chão; cupins = número de cupinzeiros; árvore

mais próxima = distância da árvore mais próxima (circunferência do tronco na altura do peito > 20 cm); circunf. troncos = circunferência do tronco na altura do peito da árvore mais próxima; n. troncos = número total de troncos caídos; Tmin = temperatura mínima; Tmed = temperatura média; Tmax = temperatura máxima; evap = evaporação; e umid = umidade relativa do ar. Os pontos no gráfico da esquerda representam cada parcela a cada mês, da seguinte maneira: L = Bienal tardia; M = Bienal modal; E = Bienal precoce; Q = Quadrienal; e N = Controle. 1 = janeiro, 2 = fevereiro, 3 = março, e assim por diante até 11 = novembro. No gráfico da direita são representadas as espécies de lagartos: (Aa) *Ameiva ameiva*; (Am) *Anolis meridionalis*; (Bb) *Bachia bresslaui*; (Co) *Cercosaura ocellata*; (Eb) *Enyalius aff. bilineatus*; (Pa) *Polychrus acutirostris*; (Md) *Mabuya dorsivittata*; (Mf) *Mabuya frenata* (Mg); *Mabuya guaporicola*; (Mn) *Mabuya nigropunctata*; (Ma) *Micrablepharus atticolus*; (Ti) *Tropidurus itambere*; (Tt) *Tropidurus torquatus*; e (Td) *Tupinambis duseni*.



South America







Tropidurus torquatus



Tropidurus itambere



Polychrus acutirostris



Anolis meridionalis



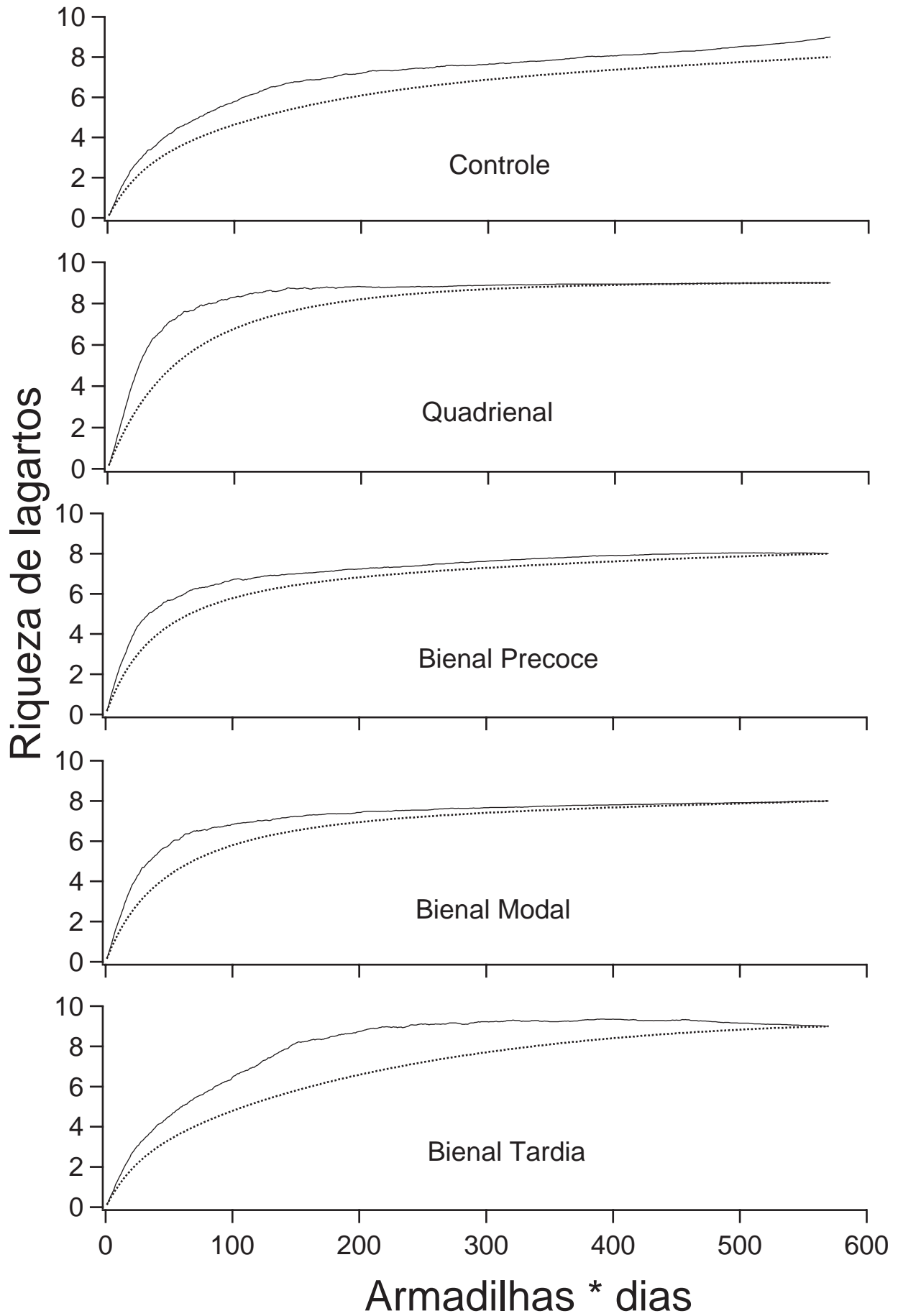
Cercosaura ocellata

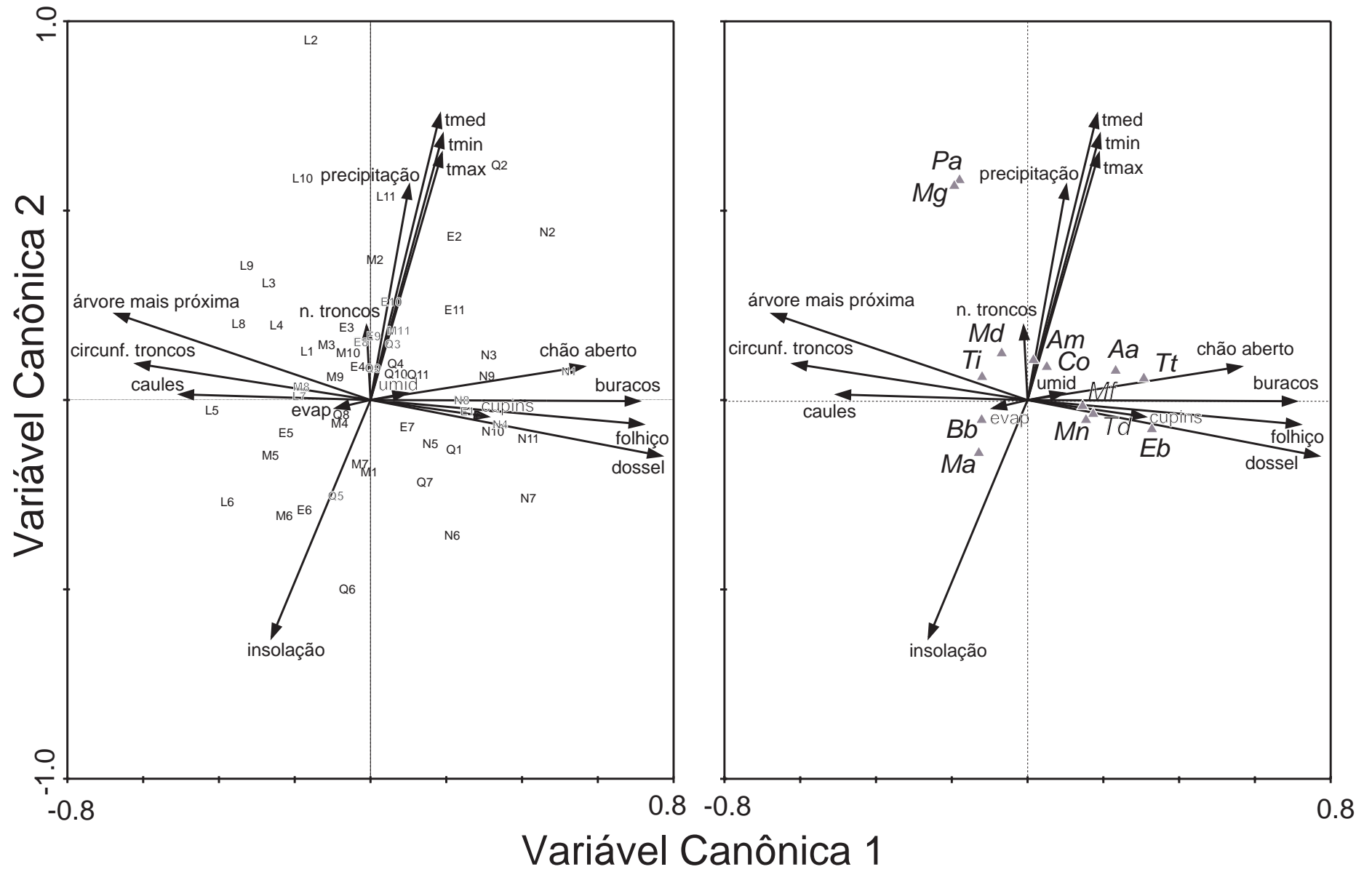


Micrablepharus atticolus









APÊNDICE 1

APÊNDICE 1. Manuscrito redigido durante o curso de mestrado para a publicação em periódico científico.

Burn regimes and the structure of lizard assemblages in a Neotropical savanna

Davi L. Pantoja^{1,2}, Guarino R. Colli¹, and Elisa C. de Lima¹

¹ Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, 70910-900. Brasília, DF, Brazil, Tel/fax: 55-61-33072265.

² Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília. 70910-900. Brasília, DF, Brazil.

Corresponding author: Davi Lima Pantoja, e-mails: davipantoja@unb.br, and dpantojaleite@yahoo.com.br

Manuscript type: major article

Running head: Effects of fire on Cerrado lizard diversity

Key words: Brazil, Cerrado, Tropical, savanna, lizard, assemblage, fire, diversity.

Introduction

Fire is one of the greatest and commonest natural agents of environmental disturbance (Pickett and White, 1985). It modifies vegetation structure and changes natural landscapes of many biomes (Roberts, 2000; Tothill and Mott, 1985; Whelan, 1995; Moreno and Oechel, 1994), affecting community structure through direct and indirect effects, and sometimes driving local populations to extinction (Frost, 1985). On the other hand, fire can also promote biological diversity (Sanford et al., 1985): disturbances with moderate magnitude (intensity and frequency) may actually enhance diversity in natural environments (Connell, 1978). This “Intermediate Disturbance Hypothesis” suggests that high levels of diversity are maintained in dynamic stands of changing conditions, in a non-equilibrium state (Connell, 1978; Huston, 1979). In mature sites, intermediate disturbances are not enough to eliminate all climax individuals, allowing species with lower competitive ability in climax stands to persist in niches recently created in disturbed patches, i.e., environmental fluctuations (including disturbances) deplete some populations, thus decreasing interspecific competition. Therefore, different successional states can coexist in a system, permitting the maintenance of a great number of species.

Fire is a component of savanna ecosystems that affects the survival and reproduction of many organisms (Tothill and Mott, 1985). In an evolutionary way, it acts on the selection of attributes that promote survival under, and the exploration of opportunities created by, fires (Frost, 1985). Savanna fires spread quickly across the soil surface and frequently occur in a heterogeneous way (Miranda et al., 2002). Fire succession cycles modify the landscape into a mosaic of habitat patches in different post-fire and plant recovery states (Coutinho, 1990; Haydon et al., 2000). In Neotropical savannas, fire is natural or anthropogenic, but of uncertain periodicity (Coutinho, 1990). It modifies the stratification, density, and composition of the vegetation, favoring the herbaceous layer and generating more opened

physiognomies in response to frequent burns (Hoffmann and Moreira, 2002; Miranda et al., 2002; Miranda and Sato, 2005; Oliveira-Filho and Ratter, 2002; Sato, 1996). In the Cerrado biome, wildfires caused by lightning are concentrated in the late dry season and early wet season, and are characterized by low heat, short duration, and small extension (Whelan, 1995; Ramos-Neto and Pivello, 2000; Medeiros and Fiedler, 2004). Anthropogenic fires are common in the dry season, when most of the biomass is dry and available for burn-offs, and can spread over huge extensions with catastrophic effects (Medeiros and Fiedler, 2004; Ramos-Neto and Pivello, 2000).

Animal assemblages experience significant structural fire-induced changes, which vary according to the disturbance magnitude (frequency, persistence and extension), the availability of refuges, and the specific sensibility of each taxonomic group (Whelan, 1995; Frost, 1985). The reasons for these changes are often not very clear and most studies are inadequate to detect more than general patterns (Whelan, 1995). In spite of the high frequency of burns in savannas, the knowledge on their effects upon animal assemblages, especially in the Cerrado, it is still exiguous (Mistry, 1998). Most studies investigated only direct and short-term effects of burns, often with conflicting results. Large mammals and birds move well and are rarely affected by wildfires, whereas invertebrates are much more susceptible (Frost, 1985). The populations of some small mammals may increase in recently burnt patches of Cerrado, declining the abundance with time, whereas other species disappear immediately after fire, but increasing in abundance with time (Henriques et al., 2000; Vieira, 1999). In addition, a sharp post-fire increase in richness, with a slight decrease with time, has also been related among small mammals (Briani et al., 2004). Even large mammals, as giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*), might be susceptible (Silveira et al., 1999). Effects upon the richness and abundance of termites vary (Dias, 1994), but most insect orders seem to be favored immediately after burns (Diniz, 1997; Milhomem, 2003), whereas negative

effects on the richness and abundance of ants (Naves, 1996), lepidopteran larvae (Dias, 1998), and collembolans (Diniz, 1997) have been reported. Among spiders, Dall'aglio (1992) found positive effects of burns on species diversity, with increased evenness. Bird communities in Cerrado apparently suffer no significant changes after fires (Marini and Cavalcanti, 1996; Cavalcanti and Alves, 1997), or may undergo changes in composition and abundance, with local richness staying relatively stable (Abreu, 2000).

Little is known about the effects of fire on the herpetofauna. Most available studies are restricted to temperate North America (e.g., Cunningham et al., 2002; James and M'Closkey, 2003) or arid Australia (e.g., Letnic et al., 2004; Pianka, 1996; Singh et al., 2002; Taylor and Fox, 2001). In general, fire has little direct effects on most amphibians and reptiles (Russell et al., 1999), but intense, late dry season fires can cause significant mortality (Griffiths and Christian, 1996; Smith et al., 2001). Due to the importance of vegetation structure in the composition of lizard assemblages, disturbance can significantly alter assemblage structure (Pianka, 1989; Taylor and Fox, 2001), and even low-intensity disturbances can have significant impacts if critical habitat features are lost or become limiting (Singh et al., 2002). The removal of dead vegetation, often used as shelter by the herpetofauna, can cause severe reduction in local richness and abundance of lizards (James and M'Closkey, 2003) and amphibians (Bury, 2004). Even a small-scale burn can cause significant changes on lizard population sizes (e.g., Rugiero and Luiselli, 2006), but also can have no short or medium term effects (e.g., Faria et al., 2004; Singh et al., 2002). In Cerrado, fires are known to decrease lizard richness and to affect some groups (Gymnophthalmidae and Scincidae) more than others (Araujo et al., 1996). Conversely, no significant differences in lizard abundance between burned and unburned patches have also been observed (Sawaya et al., 2002). In Amazonian savannas, also subjected to periodic fires, apparently only fire-adapted species can persist (Faria et al., 2004).

Conversely, burns might promote lizard richness and diversity, with some species being favored in early successional stages (Cunningham et al., 2002). In Australian deserts, fire is considered one of the most important factors promoting lizard diversity (Pianka, 1996; Pianka, 1989). The cyclic succession of fires generates spatial and temporal heterogeneity of habitats and microhabitats, which allows the coexistence of many species (Pianka, 1992). After fire, habitat-specialized species can go locally extinct in that portion of habitat, but persist in the system, by periodic reinvasions from adjacent or nearby patches with favorable environment in different states (Pianka, 1996). Thus, differences in species composition among recently burned areas and more mature sites are expected and the assemblage in recently burned areas must not be a subset of that from more mature patches. In a long-term study, Pianka (1996) found that some lizard species gradually increase in abundance after fires and some attain the highest abundance immediately after fires, followed by a slight decline.

In contrast to early works, Colli *et al.* (2002) found that local lizard richness in Cerrado can be as large as in Neotropical forests. This is partially a result of the pronounced horizontal variability of the landscape in Cerrado, which matches the predominantly vertical heterogeneity of Neotropical forests, allowing the coexistence of many species. In addition, Colli *et al.* (2002) suggested that fires can add to the horizontal variability in Cerrado, further enhancing lizard richness. Herein we investigate the effects of different fire regimes upon the structure of Cerrado lizard assemblages. More specifically, we address the following questions: What are the effects of different levels of fire-disturbance upon lizard abundance, richness, and evenness? How is the abundance of lizard species related to fire-induced changes in habitat characteristics and how it responds to climatic variation?

Materials and Methods

Study area

The Cerrado biome consists of a complex of different ecosystems occurring in central Brazil (Eiten, 1972; Oliveira and Marquis, 2002). The climate is the seasonal Aw in Köppen classification (Haffer, 1987), with pronounced and predictable dry (winter) and wet (summer) seasons (Niemer, 1989). Cerrado bears a wide array of plant physiognomies, varying from open grassland formations to dense forests (Oliveira-Filho and Ratter, 2002) and, contrary to early thoughts, it is not a tropical forest disturbed by frequent burns (Salgado-Labouriau, 1997; Salgado-Labouriau, 2005). The physiognomic mosaic is primarily organized by the distribution of poor soils, water table height, and the action of fire (Coutinho, 1990). The Cerrado is currently one of the most threatened of the Brazilian biomes (Klink and Machado, 2005; Marris, 2005) and should disappear outside conservation units within approximately 20 years, if current rates of habitat destruction are maintained (Machado et al., 2004).

Charcoal fragments older than 36,000 BP, from lakes and palm swamp sediments, suggest periodic burns occur in Cerrado since at least 40,000 BP (Salgado-Labouriau, 2005; Salgado-Labouriau, 1997; Salgado-Labouriau and Ferraz-Vicentini, 1994) and a large number of fire adaptations are exhibited by the biota, both suggesting an ancient character of fire in Cerrado (Coutinho, 1990; Salgado-Labouriau, 2005). Paleofires in Cerrado have presumably occurred in regular intervals, from 8 to 41 years, during the last 5,300 years (Ferraz-Vicentini, 1999). Controversial evidence supports human presence in Cerrado before 12,000 BP (Guidon and Delibrias, 1986; Kipnis, 1998; Neves et al., 2004; Powell and Neves, 1999; Prous, 1992; Cooke, 1998; Roosevelt et al., 1996), therefore anthropogenic fires might have affected the biota during the last ten thousand years. Today, the high frequency of anthropogenic burns poses serious threats to Cerrado conservation (Silva et al., 2006; Klink and Moreira, 2002).

Our study was conducted at “Reserva Ecológica do Roncador-RECOR” (15° 56’ 41”S, 47° 53’ 07”), 35 km south of Brasília, Distrito Federal, Brazil. This 1,350 ha reserve belongs to the “Área de Proteção Ambiental Gama-Cabeça de Veado”, an environmental protection area that comprises 10,000 ha, part of the “Área Núcleo da Reserva da Biosfera do Cerrado” (UNESCO) and the “Área de Proteção Ambiental do Planalto Central” (IBGE-RECOR, 2002). The study site is part of a long-term experiment initiated in 1990, where different Cerrado physiognomies are exposed to various regimes of prescribed burns. Before 1990, the site was protected against any fires since 1972. The RECOR experimental design somewhat limits the possible analyses of plot size, burn regime, and physiognomy effects, due to insufficient replication. Sufficient replicate sites of the same size and type are difficult to obtain, especially because natural patches available for experimental burns, with known fire histories, are scanty.

We sampled lizards in five 10 ha plots (200 x 500 m) of the “cerrado *sensu stricto*” physiognomy (Oliveira-Filho and Ratter, 2002), each under a different fire regime, as follows (Fig. 1).

1. Late Biennial Fire (LB): early wet season in late September; the most impacting burn regime for vegetation, since canopy recover and plant reproduction peak in this period (Miranda et al., 2002);
2. Modal Biennial Fire (MB): dry season climax in early August; present dominant fire regime in Cerrado, although anthropogenic (Coutinho, 1990);
3. Early Biennial Fire (EB): early dry season in late June; an alternative regime to eliminate excess fuel, preventing accidental wildfires, promoting alien grasses control and availability of food resources for fauna during the dry season (Rodrigues, 1996; Whelan, 1995);

4. Quadrennial Fire (Qu): dry season climax in early August; tree recruitment is favored, by the recovery of lost nutrients and biomass (Kauffman et al., 1994; Pivello and Coutinho, 1992; Santos et al., 2003);
5. No Fire (NF): a plot completely protected against fires (for more than 35 years), which increases significantly the abundance of woody species (Miranda and Sato, 2005; Moreira, 1996).

The abovementioned fire regimes are organized in decreasing levels of disturbance severity. Biennial regimes favor the formation of open physiognomies, grasses and shrub species, decreasing woody elements and plant diversity (Miranda and Sato, 2005; Ramos, 1990; Sambuichi, 1991; Miranda et al., 2002). Complete fire protection could lead to canopy closing and, under specific conditions of soils and water availability, potentially towards the forested “cerradão” physiognomy (Henriques, 2005). The long-term experiment totalized in the present eight biennial burns and four quadrennial. Three prescribed burns took place during this study, in the EB (11 July 2006), MB (29 August 2006), and LB (27 September 2006) plots.

Data collection

Lizards were captured using pitfall traps with drift fences, from December 2005 to November 2006. In each of the five plots we placed 10 arrays of pitfalls and drift fences, each array (hereafter called a trap) consisting of four 35 l buckets, buried at ground level. In each trap, buckets were connected by a 6 m long and 0.4 m high drift fence of plastic canvas and arranged in a “Y” shape, with a central bucket connected to the other three, forming 120° angles (Cechin and Martins, 2000). Pitfall arrays were placed in a transect, 15 m apart of each other iniciada a 50 m de distância de uma das faces menores da parcela e em direção à face oposta.. Buckets were checked daily, five days per month, during one year, totaling 60

trapping days or 600 traps*days per plot. Lizards captured in traps were identified, marked by toe clipping, and released ca. 3 m from the traps.

The habitat structure of each plot was characterized every month, within a 6 m radius circle centered at the central bucket of five randomly selected traps. We recorded the following variables: (1) leaf litter mass, (2) percentage of open ground, (3) canopy cover; (4) number of stems, (5) number of burrows, (6) number of termites nests, (7) distance to nearest tree (> 20 cm circumference at chest height), (8) trunk circumference at chest height of nearest tree, and (9) number of logs. To measure variables (1), (2), and (3) we used a 50 x 50 cm wooden frame, divided by strings into 25 small squares (10 x 10 cm), and randomly thrown within the 6 m radius circle of sampled traps. Leaf litter mass was measured by taking all leaf litter under the 0.25 m² wooden frame. The percentage of open ground was the percentage of small squares where less than 50% of the ground was covered by herbs or grasses. Canopy cover was recorded by holding the wooden frame above the head, and counting the percentage of small squares with more than 50% of their area covered by the canopy. The number of stems was taken by rotating, 360° and horizontally, a 1 m stick fixed by a 20 cm high wooden pole. We used plot means in analyses, sendo que em cada parcela amostrada foram registradas três medidas para as quatro primeiras variáveis. From IBGE's climate station at RECOR, we obtained monthly means of the following parameters: mean, maximum, and minimum air temperature; precipitation; evaporation; relative air humidity; and insolation.

Statistical analyses

To assess the adequacy of our sampling, we built species accumulation curves, with 95% confidence intervals, reporting expected richness as the value of Mao Tau (Colwell et al., 2004), and also calculated the Chao2 richness estimator (Chao, 1987), using EstimateS

7.5 with 1,000 randomizations without replacement (Colwell, 2005). Whereas Mao Tau represents expected species richness for a sub-sample of the pooled total species richness, based on all species actually discovered, Chao2 estimates total species richness, including species not present in any sample (Colwell, 2005). We compared lizard assemblages from different plots in a pairwise fashion to test for significant differences in species richness, using the rarefaction approach (Sanders, 1968) implemented by the Species Diversity Module of EcoSim (Gotelli and Entsminger, 2004). When comparing two assemblages with different abundances (e.g., A with higher abundance and B with lower abundance), rarefaction determines the expected number of species to be found in “rarefied” samples of abundance B, randomly drawn from assemblage A. We derived the expectation and variance of species richness based on 1,000 randomized samples, using the following options of EcoSim: independent sampling, species richness index, and abundance level used in sampling equal to the assemblage with lowest abundance. Next, we used a Z-test (Zar, 1999) for hypotheses testing.

Traditionally, biodiversity has been referred to be composed for two elements: species richness, i.e., the number of species or other taxa in a community or sample, and evenness, a measure of the distribution of relative abundances of different taxa in a community or sample (Olszewski, 2004; Peet, 1974). Therefore, we also compared plots using evenness indexes (Hurlbert’s PIE and Brillouin’s E) as a diversity component or a heterogeneity measure. Hurlbert’s PIE (probability of interspecific encounter) (Hurlbert, 1971) is the probability that two randomly sampled individuals from the assemblage represent two different species (Olszewski, 2004; Gotelli and Graves, 1996):

$$PIE = \frac{n}{n-1} \left(1 - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{n} \right)^2 \right),$$

where S is the number of species in a sample; n_i is the number of individuals belonging to species i ; and n is the number of individuals in a sample. We also used the rarefaction approach to make pairwise comparisons of Hurlbert's PIE from different plots, based on 1,000 independent, randomized samples using EcoSim. Next, we used a Z-test (Zar, 1999) for hypotheses testing. Brillouin's E was calculated as

$$E = \frac{HB}{HB_{\max}},$$

where HB , the diversity index of Brillouin, is

$$HB = \frac{\ln N! - \sum \ln n_i!}{N},$$

and HB_{\max} , the maximum diversity which could possibly occur,

$$HB_{\max} = \frac{1}{N} \ln \frac{N!}{\{[N/S]\}^{s-r} \{([N/S]+1)\}^r},$$

with $[N/S]$ = the integer of N/S , and $r = N - S[N/S]$, where N is the total number of individuals and S is the total number of species (Magurran, 1988).

Both evenness indices range between 0 and 1, with 1 representing a situation in which all species are equally abundant. However, contrary to Hurlbert's PIE, Brillouin's E does not require significance tests (Magurran, 1988). Monthly differences in lizard abundance, richness, and evenness were tested with analysis of variance (Zar, 1999). When among-months differences were detected, we tested the association between climatic variables and lizard abundance, richness, or evenness using a stepwise multiple regression (Tabachnick and Fidell, 2006). These analyses were conducted in R-2.4.1 (R Development Core Team, 2006).

To test for associations between lizard assemblage structure and environmental parameters, we used a Canonical Correspondence Analysis (CCA), a constrained multivariate ordination technique that promotes the ordination of a set of variables (independent set) in such a way that its association with a second set (dependent set) is maximized (Ter Braak,

1986). This is a direct gradient analysis, where community variation can be directly related to environmental variation, revealing what community variation pattern is best explained by environmental variables. The set of dependent variables consisted of the abundance of each lizard species recorded at each plot in each month, whereas the set of independent variables consisted of climatic and habitat structure parameters. To control for the temporal autocorrelation among successive monthly samples, “month” was used as a covariable (Ter Braak and Smilauer, 2002). The significance of the model was assessed by Monte Carlo methods. We performed the CCA in CANOCO 4.5 for Windows (Ter Braak and Smilauer, 2002) using the following parameters: symmetric scaling, biplot scaling, downweighting of rare species, 9,999 permutations, and unrestricted permutations. In addition, to identify which environmental parameters best explain the variation surveyed in the lizard assemblage, we used manual selection of variables in CANOCO.

Results

Species composition and richness

The studied lizard assemblage contained 14 species distributed in six families (Table 1). The most diverse family was Scincidae (four species), followed by Gymnophthalmidae (3), Polychrotidae (2), Tropiduridae (2), Teiidae (2), and Leiosauridae (1). *Enyalius aff. bilineatus* (NF), *Polychrus acutirostris* (LB), *Mabuya guaporicola* (LB), *Tropidurus torquatus* (NF), *Bachia bresslaui* (EB), and *Tupinambis duseni* (Qu) were recorded in just one plot, whereas *Tr. itambere* and *Ameiva ameiva* were recorded in all but one plot (NF and LB, respectively). With the exception of MB, all plots had exclusive species (two at LB and NF; one at EB and Qu).

In all but the NF plot, rarefaction curves clearly approached an asymptote, and in all plots the species accumulation (Mao Tau) and estimated richness (Chao2) curves overlapped

at the end of sampling (Fig. 2, Table 1), suggesting that sampling was adequate. In the NF plot, estimated richness (Chao2) was higher than expected richness (Mao Tau). Plots LB and Qu had the richest lizard fauna (nine species each), whereas all other plots had less (eight) species. Rarefaction analyses indicated significant differences in lizard richness between plots with nine species (LB, Qu) and plots with eight species (EB, MB, and NF), and no significant differences within the two groups (Table 2).

The average species richness per month was 6.83 ± 1.19 , the richest months (eight species) being September, November, and from January to March; the poorest (five) were June and July (Table 3). However, there was no difference in species richness among months ($F= 1.15$, $p= 0.34$).

Species abundance and evenness

During the study period we recorded 451 total captures (captures and recaptures). *Tropidurus itambere* was the most frequent species (trapped 110 times), followed by *Mabuya frenata* (85), *Micrablepharus atticolus* (82) and *Ma. nigropunctata* (68). Conversely, six species (*Bachia bresslaui*, *Enyalius* aff. *bilineatus*, *Ma. guaporicola*, *Polychrus acutirostris*, *Tr. torquatus*, and *Tupinambis duseni*) were trapped less than five times (Table 1). The average abundance (number of total captures) per plot was 90.2 ± 13.4 ; EB (106) had the largest number of captures, whereas NF (74) and LB (79) had the smallest. In each plot, two species, among the four most abundant species overall, were most abundant, the remaining being moderately abundant or rare. Evenness, as measured by Brillouin's E and Hurlbert's PIE, was smallest in the LB plot, followed by NF, MB, EB, and Qu (Table 1). Except for the pairwise comparison between the EB and MB plots, all other pairwise comparisons were significant, as indicated by rarefaction analyses (Table 2).

Lizard abundance was highest in the dry season (May through September), with a peak in July (Table 3), and mean abundance per month was 37.58 ± 11.52 . However, monthly differences in abundance were not significant ($F= 1.79$, $p= 0.08$). Conversely, there was significant among-months variation for Brillouin's E ($F= 2.65$, $p= 0.01$), but not for Hurlbert's PIE ($F= 0.66$, $p= 0.75$). A stepwise multiple regression indicated a significant influence of climate variables on Brillouin's E (Table 4). Mean air temperature was the only significant climate parameter for the pooled among-plots lizard abundance, whereas evaporation, air humidity, and minimum temperature were significant for the LB plot, mean temperature for the NF plot, and insolation for both LB and Qu plots (Table 4).

Species-environment correlation

The CCA coupled with Monte Carlo simulations revealed that lizard abundances in experimental plots were significantly associated with environmental variables (all canonical axes $F= 1.71$, $p < 0.001$), the latter explaining 41.3% of the total variation in the former, whereas the covariable "month" explained 2.66% of the total variation. The first canonical axis explained 13% of the total variance in species abundances and 30.8% of the species-environment relation, being primarily correlated with the habitat structure variables. Two climate variables (humidity and evaporation) were weakly correlated with the first axis. Pitfall trap arrays and species with positive scores on the first canonical axis were associated with high values of canopy cover (weighed correlation = 0.67), litter mass (0.63), number of burrows (0.62), percentage of open ground (0.54), number of termites nests (0.30) and humidity (0.09), and/or low values of distance to nearest tree (-0.60), trunk circumference at chest height of nearest tree (-0.54), number of stems (-0.45), and evaporation (-0.08), and vice-versa (Fig. 3). Overall, the first canonical axis represented a gradient from more open (negative scores) to denser (positive scores) stands of cerrado *sensu stricto*. Plots under more

severe fire regimes had less dense vegetation stands, i.e., negative scores on the first canonical axis (LB: -1.08 ± 0.59 ; MB: -0.39 ± 0.47), whereas vegetation was denser in the remaining plots, especially in the complete absence of fires (EB: 0.14 ± 0.71 ; Qu: 0.33 ± 0.59 ; NF: 1.53 ± 0.50). Species scores on the first canonical axis, which are weighed averages of sample scores (Ter Braak and Smilauer, 2002), revealed that *Enyalius* aff. *bilineatus* (1.48), *Tropidurus torquatus* (1.38), *Ameiva ameiva* (1.05), *Tupinambis duseni* (0.78), *Mabuya nigropunctata* (0.69), *M. frenata* (0.65), *Cercosaura ocellata* (0.23), and *Anolis meridionalis* (0.07) were more abundant in denser vegetation stands (EB, Qu, and NF plots), whereas *M. guaporicola* (-0.87), *Polychrus acutirostris* (-0.81), *Micrablepharus atticolus* (-0.58), *Bachia bresslaui* (-0.55), *Tr. itambere* (-0.54), and *Ma. dorsivittata* (-0.31) were more abundant in more open vegetation stands (LB and MB plots).

The second canonical axis explained an additional 7.5% of total variance in species abundances and 17.4% of the species-environmental relation, being primarily correlated with the climate variables. Only one habitat structure variable (number of logs) was correlated with the second canonical axis. Pitfall trap arrays and species with positive scores on the second canonical axis were associated with high values of mean (weighed correlation = 0.54), minimum (0.52) and maximum (0.47) air temperature, precipitation (0.43), and number of logs (0.16), and/or low value of insolation (-0.45), and vice-versa (Fig. 3). Overall, the second canonical axis represented a gradient from dry (negative scores) to wet (positive scores) months. Species scores on the second canonical axis, which are weighed averages of sample scores, revealed that *Polychrus acutirostris* (2.62), *Mabuya guaporicola* (2.56), *Ma. dorsivittata* (0.56), *Anolis meridionalis* (0.48), *Cercosaura ocellata* (0.39), *Ameiva ameiva* (0.35), *Tropidurus itambere* (0.27), and *Tr. torquatus* (0.26) were more abundant in wet months, whereas *Micrablepharus atticolus* (-0.63), *Enyalius* aff. *bilineatus* (-0.35), *Bachia bresslaui* (-0.24), *Ma. nigropunctata* (-0.24), *Tupinambis duseni* (-0.17), and *Ma. frenata* (-

0.07) were more abundant in dry months. The number of fallen logs was associated with increased captures of *Ma. dorsivittata*, *An. meridionalis*, and *C. ocellata*. Further, this variable had no significant connections with plots at the extremities of the habitat structure gradient (LB and NF).

Given the highest eigenvalue of the first axis, habitat structure is more associated with species abundances than climate. In addition, insolation and mean, maximum, and minimum air temperatures had high variance inflation factors (VIF >20), indicating they are almost perfectly correlated with other variables and, therefore, have no unique contributions to the regression equation. As a consequence, their canonical coefficients in ordination are unstable and do not merit interpretation (Ter Braak, 1986). Likewise, air humidity and evaporation had such lower influence (lowest weighted correlation coefficients) that they are not really useful to understand species abundances. Manual selection of variables indicated that canopy cover, mean air temperature, number of burrows, and percentage of open ground were the most important environmental variables explaining lizard abundance (Table 5).

Discussion

Species composition and richness

The total lizard richness surveyed in cerrado *sensu stricto* plots (14 species) is a bit more than half of the 26 species known in the Brasília region (Colli et al., 2002; Nogueira, 2001) and is within the range reported for Cerrado localities, which often harbor between 14 and 25 species (Colli et al., 2002; Mesquita et al., 2006; Gainsbury and Colli, 2003). The number of families was also as expected (Colli et al., 2002), but Scincidae (4 species) was richer than usual (2), whereas one family was not recorded, but is known to be present at RECOR (Anguidae, *Ophiodes striatus*). Two other species are likely to occur in the study

site, but were not recorded: *Colobosaura modesta* (Gymnophthalmidae) and *Tupinambis meriana* (Teiidae).

The structure of lizard assemblages varies with vegetation structure and some species can be restricted to certain habitats, being sensible to disturbances (Nogueira et al., 2005; Letnic et al., 2004; Pianka, 1989). Except for the MB plot, all other plots had exclusive species, suggesting some level of habitat specialization. On the other hand, the habitat-generalists *Ameiva ameiva* (Vitt and Colli, 1994) and *Tropidurus itambere* (Van Sluys, 1992) were well represented in all but one plot each, at the extremes of the disturbance gradient (LB and NF, respectively). Further, the LB and NF plots contained two exclusive species each, whereas the other plots contained just one. The complete suppression of burns in fire-prone ecosystems may cause expressive changes in habitat attributes, such as reduced insolation and air and ground temperatures, that can have negative effects, if specific habitat conditions required by the fauna are lost (e.g., Webb et al., 2005; Pringle et al., 2003; Pearson et al., 2005). Conversely, intense fires or the complete lack of fires in Cerrado seemingly favor some specialized species, at the expense of more generalist species. This habitat specialization and avoidance of specific burn treatments has been documented in many studies (Wilgers and Horne, 2006; Caughley, 1985; Cunningham et al., 2002; Letnic et al., 2004; Pianka, 1996; Schurbon and Fauth, 2003; Henriques et al., 2000; Marini and Cavalcanti, 1996; Smith, 1989; Sarà et al., 2006).

The richest plots (estimated richness, Chao2) were on extremes of the disturbance gradient (NF and Qu vs. LB), suggesting that areas under intermediate fire regimes support reduced lizard richness, contrary to the expectations of the Intermediate Disturbance Hypothesis (Connell, 1978; Huston, 1979). Similar results were observed for the herpetofauna from tallgrass prairie in Kansas (Wilgers and Horne, 2006). Petraits et al. (1989) suggested that the intermediate disturbance hypothesis would hold only if a trade-off

exists between species-specific abilities to fend off competitors or to endure disturbances, since members of a given species cannot excel at both. Extreme disturbance regimes, such as the LB plot, supply stressed environments for lizards, favoring species somehow specialized in that particular environment condition, resulting in compressed niches and, consequently, potential for reduce interspecific competition in the assemblage. One might think that lizards in open areas are also more prone to the direct effects (mortality) of eventual burns, but these direct effects seem to be negligible in Cerrado, since we surveyed the EB, MB, and LB plots immediately after burns and found no dead lizards (see also Brandão, 2002). Burrows in ground and termites mounds, extensively used for lizards, should be de most important shelters against direct effects of burns, supplying effective buffer. The passage of fire front in cerrado is so quickly that deeper than five centimeters in ground no temperature changes are significant (Miranda et al., 1993).

On the other end of the disturbance gradient, structurally complex environments, such as Qu and NF plots, provide more options for habitat-specificity in addition to greater availability of refuges and, consequently, higher diversity (Menge and Sutherland, 1976). Therefore, higher lizard diversity could have been driven by a combination of niche specialization, reduced competition, and predation pressures at the extremes of the fire disturbance gradient in Cerrado. Additional studies are necessary to test these hypotheses.

Species abundance and evenness

The smallest number of captures in NF (denser vegetation) and LB (least dense) plots was likely due to physiological requirements of the diurnal, heliothermic lizard assemblage studied, with insolation being limited in the former, and in excess in the latter. Likewise, evenness (Brillouin's E and Hurlbert's PIE) was smallest in the extremes regimes (LB and NF), with *Tropidurus itambere* and *Micrablepharus atticolus* dominating in the open LB

plot, and *Mabuya frenata* and *Ma. nigropunctata* in the densest NF plot. Our results suggest greater dominance of some species under more severe fire regimes or in the absence of fires. These results are in agreement with the Intermediate Disturbance Hypothesis, with higher evenness (a component of diversity) at intermediate levels of fire regimes of disturbance. Although species richness is one of the most important parameters of diversity, disturbance may have stronger effects upon evenness (Mackey and Currie, 2000). For instance, periodic burns are known to increase the evenness of spider (Dall'Aglio, 1992), butterfly larvae (Dias, 1998), and ant (Castaño-Menezes and Palacios-Vargas, 2002) assemblages (but see Wilgers and Horne, 2006).

Monthly differences in lizard abundance and evenness were significant only for Brillouin's E, with greater evenness in warmer months. Mean air temperature (positive coefficient) was the most important climate parameter explaining variation in evenness, likely a reflection of lizard ectothermy. In other words, during the cold (and dry) months there might be limited opportunities for lizard thermoregulation, leading to greater among-species heterogeneity in activity (and abundance). This association between evenness and climatic parameters was strongest for the LB plot, presumably because it has the least dense vegetation cover, subjecting lizards to greater weather exposition. Plant succession affects the thermal characteristics of potential habitats and significantly impacts habitat availability for ectotherms (Meik et al., 2002; Pringle et al., 2003).

Species-environment correlation

Given the fundamental importance of vegetation as animal habitat, it is possible to predict the responses of animals to fires, identifying the habitat requirements of particular species (Whelan, 1995). We found a significant association between lizard abundances and habitat variables, which is not surprising because habitat structure and its complexity are

known to affect the abundances of several organisms, including lizards (Mesquita, 2005; Pianka, 1966; Pianka, 1973). In Cerrado, some lizard species are strongly associated with specific habitat characteristics (Colli et al., 2002; Gainsbury and Colli, 2003; Nogueira et al., 2005).

Denser vegetation, thicker leaf litter, and higher number of burrows characterized pitfall trap arrays under mild fire regimes, or in the absence of fires. These characteristics were associated with higher abundance of several lizard species, especially *Enyalius* aff. *bilineatus*, *Tropidurus torquatus*, *Ameiva ameiva*, *Tupinambis duseni*, *Mabuya nigropunctata*, and *M. frenata*, which were, in general, more abundant in, or exclusive to, plots under less severe fire regimes (NF and Qu), and scarce under more severe fire-disturbance regimes (MB and LB). Published accounts indicate that these species frequently use habitats with denser vegetation cover in Cerrado (Colli et al., 2002; Nogueira et al., 2005), with the exception of *T. duseni* that is only known from grasslands in other parts of Cerrado (Péres and Colli, 2004).

Pitfall trap arrays under more severe fire regimes were characterized by open vegetation structure, with a thicker grass layer, which favored higher abundances of *Mabuya guaporicola*, *Polychrus acutirostris*, *Micrablepharus atticolus*, *Bachia bresslaui*, *Tropidurus itambere*, and *Ma. dorsivittata*. These species were more abundant or exclusive to the MB and LB plots, with the exception of *B. bresslaui*, restricted to the EB plot, and *Ma. dorsivittata*, most abundant in the Qu plot. Likewise, *Mi. atticolus* and *T. itambere* were either significantly affected by lack of fire and were respectively rare and absent in the NF plot. *Mabuya dorsivittata* is often recorded in Cerrado grasslands, but also in partially shaded habitats as gallery forests, whereas *Mi. atticolus* and *T. itambere* are known to prefer open and highly insolated areas of Cerrado (Vieira et al., 2000; Van Sluys, 1992; Faria and Araujo, 2004; Colli et al., 2002; Nogueira et al., 2005).

Cercosaura ocellata and *Anolis meridionalis* occupied an intermediate position in the ordination biplot (Fig. 3), what suggests some limit of tolerance to the extremes of the disturbance gradient and preference for intermediate fire regimes. Their abundance was significantly associated with fallen logs, broadly used as shelter and available in relatively low density in plots at the extremes of the disturbance gradient. Although apparently associated with habitat characteristics, *Bachia bresslaui*, *Enyalius* aff. *bilineatus*, *Mabuya guaporicola*, *Polychrus acutirostris*, *Tropidurus torquatus*, and *Tupinambis duseni* were captured less than five times and do not merit strong interpretations (Ter Braak and Smilauer, 2002).

The CCA also demonstrated the influence of monthly variations in climate parameters on the abundance of Cerrado lizards. Air temperature, precipitation, and insolation appear to be the most important factors influencing lizard abundance, especially of *Mabuya dorsivittata*, *Anolis meridionalis*, *Cercosaura ocellata*, and *Ameiva ameiva*, all of them practically restricted to the wet season, and *Micrablepharus atticolus*, *Ma. nigropunctata* and *Ma. frenata*, associated with the dry season.

The Intermediate Disturbance Hypothesis is both broad in scope and rich in details, and operates in spatial and temporal scales (Sousa, 1984; Petraitis et al., 1989; Levin and Paine, 1974; Abugov, 1982; Menge and Sutherland, 1976; Roxburgh et al., 2004). Despite of the local richness, abundance, and evenness comparisons, the Intermediate Disturbance Hypothesis might still hold at the regional scale. The experimental plots may be interpreted as patches of habitat and for both Arid Australia (Pianka, 1966; Pianka, 1989; Pianka, 1992) and Cerrado landscape have patches with different fire histories and different levels of plant cover. As a consequence, patches have distinct habitat structures and also support a distinct associated fauna of lizards, in such way reflecting a increase in lizard richness on a regional scale. Patches under different fire regimes show exclusive lizard species, in the other hand,

common species, apparently sensible to fire-induced environmental changes, can disappear in some particular patches, especially on extremes of disturbance. Each Patch poses a subset of the regional pool of lizard species, but not a subset of those present in climax sites as suggested by Pianka (1992; 1996; 1989). In this way, large regions completely burned or completely protected against fire are homogenized, and cannot support higher lizard richness. The same regional patterns of diversity have been suggested for arthropods in Switzerland (Moretti et al., 2004) but also for small mammals in Cerrado (Briani et al., 2004).

Conclusion

Contrary to the expectations of the Intermediate Disturbance Hypothesis, we found that lizard richness in Cerrado is higher at the extremes of a fire-induced disturbance gradient. On the other hand, abundance and evenness were higher in plots under intermediate levels of disturbance. Nonetheless, given the patchy aspect of the heterogeneous natural fires in Cerrado, the burn-offs might still be promoting and maintaining higher lizard diversity in regional scale, such as demonstrated for arid Australia (Pianka, 1992; Pianka, 1996), previously suggested for Cerrado (Colli et al., 2002), and also in agreement with the discussed hypothesis (Huston, 1979; Connell, 1978). Due to the close relationship between fauna and environment structure, this pattern must be recurrent in other animal groups and should be investigated.

Quadrennial burns regime might supply and maintain high richness and evenness components of lizard diversity, more than the artificial common anthropic biennials burns and completely fire suppress. The natural resources of Cerrado have been drastically depleted by historic extensively use of fire in agriculture and cattle grassing (Coutinho, 1990; Klink and Machado, 2005). Therefore, prescribed burns should be conducted carefully and under strong ecological knowledge. Continuous monitoring and assessment of fauna and flora

responses to specific burn regimes are necessary, especially because the definition of a sustainable regime could be controversial (see discussion in, Means et al., 2004; Robertson and Ostertag, 2004; Schurbon and Fauth, 2003; Schurbon and Fauth, 2004) and in complex way (Pearson et al., 2005). Furthermore, it is necessary to respect a minimum periodicity of burns that is required to ecosystem recycling. Researchers have suggested three years for nutrient and biomass replacement after fires in some Cerrado physiognomies (Kauffman et al., 1994; Pivello and Coutinho, 1992; Santos et al., 2003).

To preserve local and regional lizard diversity we suggest that the gap-time between burns should be varied. Lizard data and fire history still inform that biennial and no fire regimes should be avoided, because sensible species can be lost. Although some species occurred exclusively under biennial or no fire regimes, they will be maintained in the Cerrado global scale because all of them also inhabit other Cerrado physiognomies (see in, Colli et al., 2002; Nogueira et al., 2005). In Tropical savannas, late dry season fires cause the largest mortality of fauna in general (Frost, 1985) and the effects of the timing of burns should be considered for any proposed regimes of burn. Conservation and management strategies should avoid extensive burns in the Cerrado landscape, only if fragmentary, supplying patches with different fire histories that maintain higher regional lizard diversity.

References

- ABREU, T. L. S. 2000. Efeito de queimadas sobre a comunidade de aves de Cerrado, p. 34. *In:* Departamento de Ecologia. Vol. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- ABUGOV, R. 1982. Species diversity and phasing of disturbance. *Ecology*. 63:289-293.
- ARAÚJO, A. F. B., E. M. M. COSTA, R. F. OLIVEIRA, K. FERRARI, M. F. SIMON, and O. R. PIRES-JUNIOR. 1996. Efeito de queimadas na fauna de lagartos do Distrito Federal, p. 148-160. *In:* Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga. H. S. Miranda, C. H. Saito, and B. F. S. Dias (eds.). Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- BRANDÃO, R. A. 2002. Monitoramento das populações de lagartos no aproveitamento hidrelétrico de Serra da Mesa, Minaçu, GO, p. 169. *In:* Departamento de Ecologia. Vol. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- BRIANI, D. C., A. R. T. PALMA, E. M. VIEIRA, and R. P. B. HENRIQUES. 2004. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation*. 13:1023-1037.
- BURY, R. B. 2004. Wildfire, fuel reduction, and herpetofauna across diverse landscape mosaics in northwestern forests. *Conservation Biology*. 18:968-975.
- CASTAÑO-MENEZES, G. R., and J. G. PALACIOS-VARGAS. 2002. Effects of fire and agricultural practices on Neotropical ant communities. *Biodiversity and Conservation*. 12:1913-1919.
- CAUGHLEY, J. 1985. Effect of fire on the reptile fauna of mallee, p. 31-34. *In:* Biology of Australasian and Frogs and Reptiles. G. Grigg, R. Shine, and H. Ehlmann (eds.). Royal Zoological Society of New South Wales.

- CAVALCANTI, R. B., and M. A. S. ALVES. 1997. Effects of fire on savanna birds in central Brazil. *Ornitologia Neotropical*. 8:85-87.
- CECHIN, S. Z., and M. MARTINS. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 17:729-740.
- CHAO, A. 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics*. 43:783-791.
- COLLI, G. R., R. P. BASTOS, and A. F. B. ARAUJO. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna, p. 223-241. *In: The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. P. S. Oliveira and R. J. Marquis (eds.). Columbia University Press, New York.
- COLWELL, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Vol. Version 7.5. <http://purl.oclc.org/estimates>.
- COLWELL, R. K., C. X. MAO, and J. CHANG. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*. 85:2717-2727.
- CONNELL, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*. 199:1302-1310.
- COOKE, R. 1998. Human settlement of central America and northernmost South America (14,000-8000 BP). *Quaternary International*. 49/50:177-190.
- COUTINHO, L. M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado, p. 82-105. *In: Fire in the Tropical Biota*. J. G. Goldammer (ed.). Springer, Berlin.
- CUNNINGHAM, S. C., R. D. BABB, T. R. JONES, T. B. D, and R. VEGA. 2002. Reaction of lizard populations to a catastrophic wildfire in central Arizona mountain range. *Biological Conservation*. 107:193-201.

- DALL'AGLIO, C. G. 1992. Estabilidade de comunidade de Cerrado em relação ao fogo: assimetria de impactos em guildas de aranhas, p. 136. *In*: Departamento de Ecologia. Vol. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- DIAS, C. M. 1998. Efeito do fogo sobre as populações de lagartas Lepidoptera associadas a duas espécies de plantas do gênero *Byrsonima* (Malpighiaceae) em um cerrado do Distrito Federal. *In*: Departamento de Ecologia. Vol. Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- DIAS, V. L. B. 1994. Impactos de fogo sobre cupins construtores de ninhos epígeos no Cerrado, p. 194. *In*: Departamento de Ecologia. Vol. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- DINIZ, R. I. 1997. Variação na abundância de insetos no Cerrado: efeito das mudanças climáticas e do fogo, p. 274. *In*: Departamento de Ecologia. Vol. Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- EITEN, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*. 38:201-341.
- FARIA, A. A., A. LIMA, and W. MAGNUSSON. 2004. The effects of fire on behaviour and relative abundance of three lizard species in an Amazonian savanna *Journal of Tropical Ecology*. 20:591-594.
- FARIA, R. G., and A. F. B. ARAUJO. 2004. Sintopy of two *Tropidurus* lizard species (Squamata: Tropiduridae) in a rocky Cerrado habitat in central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 64:775-786.
- FERRAZ-VICENTINI, K. R. 1999. História do fogo no Cerrado: uma análise palinológica, p. 208. *In*: Ecologia. Vol. Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- FROST, P. G. H. 1985. The responses of savanna organisms to fire, p. 232-237. *In*: Ecology and management of the world's savannas. J. C. Tothill and J. J. Mott (eds.). Australian Academy of Science.

- GAINSBURY, A. M., and G. R. COLLI. 2003. Lizard assemblages from natural Cerrado enclaves in southwestern Amazonia: the role of stochastic extinctions and isolation. *Biotropica*. 35:503-519.
- GOTELLI, N. J., and G. L. ENTSMINGER. 2004. EcoSim: Null models software for ecology *In*: Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465.
<http://garyentsminger.com/ecosim/index.htm>.
- GOTELLI, N. J., and G. R. GRAVES. 1996. Null Models in Ecology. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- GRIFFITHS, A. D., and K. A. CHRISTIAN. 1996. The effects of fire on the frillneck lizard (*Chlamydosaurus kingii*) in northern Australia. *Australian Journal of Ecology*. 21:386-398.
- GUIDON, N., and G. DELIBRIAS. 1986. Carbon-14 dates point to man in the Americas 32,000 years ago. *Nature*. 321:769-771.
- HAFER, J. 1987. Quaternary history of tropical America, p. 1-18. *In*: Biogeography and Quaternary History of Tropical America. T. C. Whitmore and G. T. Prance (eds.). Clarendon Press, Oxford.
- HAYDON, D. T., J. K. FRIAR, and E. R. PIANKA. 2000. Fire-driven dynamic mosaics in the Great Victoria Desert, Australia. *Landscape Ecology*. 15:373-381.
- HENRIQUES, R. P. B. 2005. Influencia da história, solo e fogo na distribuição e dinâmica das fitofisionomias no bioma do Cerrado, p. 73-92. *In*: Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação. A. Scariot, J. C. Sousa-Silva, and J. M. Felfili (eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.
- HENRIQUES, R. P. B., M. X. A. BIZERRIL, and A. R. T. PALMA. 2000. Changes in small mammals population after fire in a patch of unburned cerrado in Central Brazil. *Mammalia*. 64:173-185.

- HOFFMANN, W. A., and A. G. MOREIRA. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants, p. 159-177. *In: The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. P. S. Oliveira and R. J. Marquis (eds.). Columbia University Press, New York.
- HURLBERT, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*. 52:577-586.
- HUSTON, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*. 113:81-101.
- IBGE-RECOR, R. E. D. 2002. Reserva Ecológica do IBGE. <http://www.recor.org.br>.
- JAMES, S. E., and R. T. M'CLOSKEY. 2003. Lizard microhabitat and fire fuel management. *Biological Conservation*. 114:293-297.
- KAUFFMAN, J. B., D. L. CUMMINGS, and D. E. WARD. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. *Journal of Ecology*. 82:519-531.
- KIPNIS, R. 1998. Early hunter-gatherers in the Americas: perspectives from central Brazil. *Antiquity*. 75:581-592.
- KLINK, C. A., and R. B. MACHADO. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*. 19:707-713.
- KLINK, C. A., and A. G. MOREIRA. 2002. Past and current human occupation, and land use, p. 69-88. *In: The Cerrados of Brazil*. P. S. Oliveira and R. J. Marquis (eds.). Columbia University Press, New York.
- LETNIC, M., C. R. DICKMAN, M. K. TISCHLER, B. TAMAYO, and C.-L. BEH. 2004. The responses of small mammals and lizards to post-fire succession and rainfall in arid Australia. *Journal of Arid Environments*. 59:85-114.

- LEVIN, S. A., and R. T. PAINE. 1974. Disturbance, patch formation, and community structure. *Proceedings of The National Academy of Science. USA.* 71:2744-2747.
- MACHADO, R. B., M. B. RAMOS-NETO, P. G. P. PEREIRA, E. F. CALDAS, D. A. GONÇALVES, N. S. SANTOS, K. TABOR, and M. STEININGER. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro, p. 23. *Conservação Internacional, Brasília - DF.*
- MACKEY, R. L., and D. J. CURRIE. 2000. A re-examination of the expected effects of disturbance on diversity. *Oikos.* 88:483-493.
- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement.* Croom Helm Ltd, London.
- MARINI, M. A., and R. B. CAVALCANTI. 1996. Influência do fogo na avifauna do sub-bosque de uma mata de galeria no Brasil Central. *Revista Brasileira de Biologia.* 56:749-754.
- MARRIS, E. 2005. The forgotten ecosystem. *Nature.* 437:944-945.
- MEANS, D. B., C. K. DODD, S. A. JOHNSON, and J. G. PALIS. 2004. Amphibians and fire in longleaf pine ecosystems: response to Schurbon and Fauth. *Conservation Biology.* 18:1149-1153.
- MEDEIROS, M. B., and N. C. FIEDLER. 2004. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para conservação da biodiversidade. *Ciência Florestal.* 14:157-168.
- MEIK, J., R. JEO, J. MENDELSON, and K. JENKS. 2002. Effects of bush encroachment on an assemblage of diurnal lizard species in central Namibia. *Biological Conservation.* 106:29-36.
- MENGE, B. A., and J. P. SUTHERLAND. 1976. Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition, and temporal heterogeneity. *The American Naturalist.* 110:351-369.

- MESQUITA, D. O. 2005. Estrutura de taxocenoses de lagartos em áreas de Cerrado de Savanas Amazônicas do Brasil, p. 190. *In:* Departamento de Ecologia. Vol. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília.
- MESQUITA, D. O., G. R. COLLI, F. G. R. FRANÇA, and L. J. VITT. 2006. Ecology of a Cerrado lizard assemblage in the Jalapão region of Brazil. *Copeia*. 3:460-471.
- MILHOMEM, M. S. 2003. A fauna de Scarabaeidae *sensu stricto* (Coleoptera:Scarabaeoidea) do Cerrado de Brasília, DF: variação anual, efeito do fogo e da cobertura vegetal, p. 92. *In:* Biologia Animal. Vol. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- MIRANDA, A. C., H. S. MIRANDA, I. F. O. DIAS, e B. F. S. DIAS. 1993. Soil and air temperature during prescribed cerrado fires in central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 9:313-320.
- MIRANDA, H. S., M. M. C. BUSTAMANTE, and A. C. MIRANDA. 2002. The fire factor, p. 51-68. *In:* The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna. P. S. Oliveira and R. J. Marquis (eds.). Columbia University Press, New York.
- MIRANDA, H. S., and M. N. SATO. 2005. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado, p. 93-105. *In:* Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação. A. Scariot, J. C. Sousa-Silva, and J. M. Felfili (eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.
- MISTRY, J. 1998. Fire in the *cerrado* (savannas) of Brazil: an ecological review. *Progress in Physical Geography*. 22:425-448.
- MOREIRA, A. G. 1996. Proteção contra o fogo e seu efeito na distribuição e composição de espécies de cinco fisionomias de Cerrado, p. 112-121. *In:* Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga. H. S. Miranda, C. H. Saito, and B. F. S. Dias (eds.). Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.

- MORENO, J. M., and W. C. OECHEL. 1994. *The Role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems*. Springer-Verlag, New York.
- MORETTI, M., M. K. OBRIST, and P. DUELLI. 2004. Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of the southern Alps. *Ecography*. 27.
- NAVES, M. A. 1996. Efeito do fogo nas populações de formigas (Hymenoptera - Formicidae) em Cerrado do Distrito Federal, p. 170-177. *In: Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga*. H. S. Miranda, C. H. Saito, and B. F. S. Dias (eds.). Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- NEVES, W. A., R. GONZÁLES-JOSÉ, M. HUBBE, R. KIPNIS, A. G. M. ARAUJO, and O. BLASI. 2004. Early Holocene human skeletal remains from Cerca Grande, Lagoa Santa, Central Brazil, and the origins of the first Americans. *World Archaeology*. 36:479-501.
- NIEMER, E. 1989. *Climatologia do Brasil*. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, RJ. Brasil.
- NOGUEIRA, C. 2001. New records of squamate in Central Brazilian Cerrado II. Brasília region. *Herpetological Review*. 32:285-287.
- NOGUEIRA, C., P. H. VALDUJO, and F. G. R. FRANÇA. 2005. Habitat variation and lizard diversity in a Cerrado area of Central Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 40:105-112.
- OLIVEIRA, P. S., and R. J. MARQUIS. 2002. *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. Columbia University Press, New York.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T., and A. J. RATTER. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome, p. 91-120. *In: The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. P. S. Oliveira and R. J. Marquis (eds.). Columbia University Press, New York.

- OLSZEWSKI, T. D. 2004. A unified mathematical framework for the measurement of richness and evenness within and among multiple communities. *Oikos*. 104:377-387.
- PEARSON, D., R. SHINE, and A. WILLIAMS. 2005. Spatial ecology of a threatened python (*Morelia spilota imbricata*) and the effects of anthropogenic habitat change. *Austral Ecology*. 30:261-274.
- PEET, R. K. 1974. The Measurement of Species Diversity. *Annual Review of Ecology and Systematic*. 5:285-307.
- PÉRES, A. K., JR., and G. R. COLLI. 2004. The taxonomic status of *Tupinambis rufescens* and *T. duseni* (Squamata: Teiidae), with a redescription of the two species. *Occasional Papers, Sam Noble Oklahoma Museum of Natural History*. 15:1-12.
- PETRAITIS, P. S., R. E. LATHAM, and R. A. NIESENBAUM. 1989. The Maintenance of Species Diversity by Disturbance. *The Quarterly Review of Biology*. 64:393-418.
- PIANKA, E. R. 1966. Convexity, desert lizards, and spatial heterogeneity. *Ecology*. 47:1055-1059.
- . 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematic*. 4:53-74.
- . 1989. Desert lizard diversity: additional comments and some data. *The American Naturalist*. 134:344-364.
- . 1992. Fire ecology. Disturbance, spatial heterogeneity, and biotic diversity: fire succession in arid Australia. *Research and Exploration* 8:352-371.
- . 1996. Long-term changes in lizard assemblages in the Grest Victoria Desert: dynamic habitat mosaics in response to wildfires, p. 191-215. *In: Long-Term Studies of Vertebrate Communities*. M. L. Cody and J. A. Smallwood (eds.). Academic Press.
- PICKETT, S. T. A., and P. S. WHITE. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press.

- PIVELLO, V. R., and L. M. COUTINHO. 1992. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). *Journal of Tropical Ecology*. 8:487-497.
- POWELL, J. F., and W. A. NEVES. 1999. Craniofacial morphology of the first Americans: patterns and process in the peopling of the New World. *Yearbook of Physical Anthropology*. 42:153-188.
- PRINGLE, R. M., J. K. WEBB, and R. SHINE. 2003. Canopy structure, microclimate, and habitat selection by a nocturnal snake, *Hoplocephalus bungaroides*. *Ecology*. 84:2668-2679.
- PROUS, A. 1992. *Arqueologia Brasileira*. Editora Universidade de Brasília, Brasília.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2006. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, <http://www.R-project.org>, Vienna, Austria.
- RAMOS, A. E. 1990. Efeitos da queima sobre a vegetação lenhosa do Cerrado. *In*: Departamento de Ecologia. Vol. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- RAMOS-NETO, M. B., and V. R. PIVELLO. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. *Environmental Management*. 26:675-684.
- ROBERTS, S. J. 2000. Tropical fire ecology. *Progress in Physical Geography*. 24:281-288.
- ROBERTSON, K. M., and T. E. OSTERTAG. 2004. Problems with Schurbon and Fauth's test of effects of prescribed burning on amphibian diversity. *Conservation Biology*. 18:1154-1155.
- RODRIGUES, F. H. G. 1996. Influência do fogo e da seca na disponibilidade de alimento para herbívoros do Cerrado, p. 76-83. *In*: Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga. H. S. Miranda, C. H. Saito, e B. F. S. Dias (eds.). Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília.

- ROOSEVELT, A. C., M. L. COSTA, C. L. MACHADO, M. MICHAB, N. MERCIER, H. VALLADAS, J. FEATHERS, W. BARNETT, M. I. SILVEIRA, A. HENDERSON, J. SILVA, B. CHERNOFF, D. S. REESE, J. A. HOLMAN, N. TOTH, and K. SCHICK. 1996. Paleoindian cave dwellers in the Amazon: the peopling of the Americas. *Science*. 272:373-384.
- ROXBURGH, S. H., K. SHEA, and J. B. WILSON. 2004. The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology*. 85:359-371.
- RUGIERO, L., and L. LUISELLI. 2006. Influence of small-scale fires on the populations of three lizard species in Rome. *Herpetological Journal*. 16:63-68.
- RUSSELL, K. R., D. H. VAN LEAR, and D. C. J. GUYNN. 1999. Prescribed fire effects on herpetofauna: review and management implications. *Wildlife Society Bulletin*. 27:374-385.
- SALGADO-LABOURIAU, M. L. 1997. Late Quaternary palaeoclimate in the savannas of South America. *Journal of Quaternary Science*. 12:371-379.
- . 2005. Alguns aspectos sobre a Paleoecologia dos Cerrados, p. 107-118. *In: Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. A. Scariot, J. C. Sousa-Silva, and J. M. Felfili (eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.
- SALGADO-LABOURIAU, M. L., and K. R. FERRAZ-VICENTINI. 1994. Fire in the Cerrado 32,000 years ago. *Current Research in the Pleistocene*. 11:85-87.
- SAMBUICHI, R. H. R. 1991. Efeitos a longo prazo do fogo periódico sobre a fitossociologia da camada lenhosa de um Cerrado em Brasília, DF. *In: Departamento de Ecologia*. Vol. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- SANDERS, H. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *The American Naturalist*. 102:243-282.

- SANFORD, R. L., J. SALDARRIAGA, K. E. CLARK, C. UHL, and R. HERRERA. 1985. Amazon rain-forest fires. *Science*. 227:53-55.
- SANTOS, A. J. B., G. T. D. A. SILVA, H. S. MIRANDA, A. C. MIRANDA, and J. LLOYD. 2003. Effects of fire on surface carbon, energy and water vapour fluxes over campo sujo savanna in central Brazil. *Functional Ecology*. 17:711-719.
- SARÀ, M., E. BELLIA, and A. MILAZZO. 2006. Fire disturbance disrupts co-occurrence patterns of terrestrial vertebrates in Mediterranean woodlands. *Journal of Biogeography*. 33:843-852.
- SATO, M. N. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do Cerrado submetidas a diferentes regimes de queima. *In: Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília*.
- SAWAYA, R. J., C. A. BRASILEIRO, M. C. KIEFER, and M. MARTINS. 2002. Efeito do fogo sobre a abundância da herpetofauna de cerrado de Itirapina, sudeste do Brasil p. 30-30. *In: Simpósio Ecologia e Biodiversidade do Cerrado: perspectivas e desafios para o século 21. EMBRAPA, Brasília, DF*.
- SCHURBON, J. M., and J. E. FAUTH. 2003. Effects of prescribed burning on amphibian diversity in a southeastern U.S. National Forest. *Conservation Biology*. 17:1338-1349.
- . 2004. Fire as friend and foe of amphibians: a reply. *Conservation Biology*. 28:1156-1159.
- SILVA, J. F., M. R. FARIÑAS, J. M. FELFILI, and C. A. KLINK. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography*. 33:536-548.
- SILVEIRA, L., F. H. G. RODRIGUES, A. T. A. JÁCOMO, and J. A. D. FILHO. 1999. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. *Oryx*. 33:108-114.
- SINGH, S., A. K. SMYTH, and S. P. BLOMBERG. 2002. Effect of a control burn on lizards and their structural environment in a eucalypt open-forest. *Wildlife Research*. 29:447-454.

- SMITH, L. J., A. T. HOLYCROSS, C. W. PAINTER, and M. E. DOUGLAS. 2001. Montane rattlesnakes and prescribed fire. *Southwestern Naturalist*. 46:54-61.
- SMITH, P. 1989. Changes in a forest bird community during a period of fire and drought near Bega, New South Wales. *Australian Journal of Ecology*. 14:41-54.
- SOUSA, W. P. 1984. Intertidal mosaics: patch size, propagule availability, and spatially variable patterns of succession. *Ecology*. 65:1918-1935.
- TABACHNICK, B. G., and L. S. FIDELL. 2006. *Using Multivariate Statistics*. Pearson Education.
- TAYLOR, J. E., and B. J. FOX. 2001. Disturbance effects from fire and mining produce different lizard communities in eastern Australian forests. *Austral Ecology*. 26:193-204.
- TER BRAAK, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*. 67:1167-1179.
- TER BRAAK, C. J. F., and P. SMILAUER. 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows. User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.
- TOTHILL, J. C., and J. J. MOTT. 1985. *Ecology and Management of the World's Savannas*. Australian Academy of Science, Canberra.
- VAN SLUYS, M. 1992. Aspectos da ecologia do lagarto *Tropidurus itambere* (Tropiduridae), em uma área do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*. 52:181-185.
- VIEIRA, E. M. 1999. Small mammal communities and fire in Brazilian Cerrado. *Journal of Zoology*. 249:75-80.
- VIEIRA, G. H. C., D. O. MESQUITA, A. K. PÉRES, JR., K. KITAYAMA, and G. R. COLLI. 2000. *Micrablepharus atticolus*. *Natural History. Herpetological Review*. 31:241-242.

- VITT, L. J., and G. R. COLLI. 1994. The geographical ecology of a neotropical lizard: *Ameiva ameiva* (Teiidae) in Brazil. *Canadian Journal of Zoology*. 72:1986-2008.
- WEBB, J. K., R. SHINE, and R. M. PRINGLE. 2005. Canopy removal restores habitat quality for an endangered snake in a fire suppressed landscape. *Copeia*. 4:894-900.
- WHELAN, R. J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press, Cambridge.
- WILGERS, D. J., and E. A. HORNE. 2006. Effects of diferent burn regimes on tallgrass prairie herpetofaunal species diversity and community composition in the Flint Hills, Kansas. *Journal of Herpetology*. 40:73-84.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.

- 1 Table 1. Lizard species, number of captures, and estimated richness (Chao2) in cerrado *sensu stricto* plots under different fire regimes, after one
 2 year sampling at Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Distrito Federal, Brazil.

| Species | Treatments | | | | | Total |
|---------------------------------|----------------|----------------|---------------|-------------|---------|-------|
| | Early Biennial | Modal Biennial | Late Biennial | Quadrennial | No Fire | |
| Iguania | | | | | | |
| Leiosauridae | | | | | | |
| <i>Enyalius aff. bilineatus</i> | | | | | 1 | 1 |
| Polychrotidae | | | | | | |
| <i>Anolis meridionalis</i> | 10 | 9 | 3 | 13 | 3 | 38 |
| <i>Polychrus acutirostris</i> | | | 1 | | | 1 |
| Tropiduridae | | | | | | |
| <i>Tropidurus itambere</i> | 29 | 37 | 36 | 8 | | 110 |
| <i>Tropidurus torquatus</i> | | | | | 1 | 1 |
| Scleroglossa | | | | | | |
| Gymnophthalmidae | | | | | | |
| <i>Bachia bresslaui</i> | 2 | | | | | 2 |

| | | | | | | |
|---------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----|
| <i>Cercosaura ocellata</i> | 11 | 7 | 5 | 7 | 6 | 36 |
| <i>Micrablepharus atticolus</i> | 13 | 22 | 23 | 18 | 6 | 82 |
| Scincidae | | | | | | |
| <i>Mabuya dorsivittata</i> | | 1 | 2 | 7 | | 10 |
| <i>Mabuya frenata</i> | 34 | 12 | 2 | 11 | 26 | 85 |
| <i>Mabuya guaporicola</i> | | | 2 | | | 2 |
| <i>Mabuya nigropunctata</i> | 6 | 8 | 5 | 23 | 26 | 68 |
| Teiidae | | | | | | |
| <i>Ameiva ameiva</i> | 1 | 3 | | 2 | 5 | 11 |
| <i>Tupinambis duseni</i> | | | | 4 | | 4 |
| Total captures | 106 | 99 | 79 | 93 | 74 | 451 |
| Richness | 8 | 8 | 9 | 9 | 8 | 14 |
| Chao2 | 8.00 ± 0.25 | 8.00 ± 0.47 | 9.00 ± 0.12 | 9.00 ± 0.00 | 9.00 ± 2.24 | |
| Hurlbert's PIE (evenness) | 0.79 | 0.78 | 0.70 | 0.86 | 0.74 | |
| Brillouin's E (evenness) | 0.66 | 0.66 | 0.58 | 0.77 | 0.61 | |

- 1 Table 2. Pairwise comparisons of lizard richness and evenness (Hurlbert's probability of an interspecific encounter - PIE), based on rarefaction,
 2 among cerrado *sensu stricto* plots under different fire regimes, at Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Distrito Federal, Brazil.
 3 Upper half of matrix depicts values of p , whereas lower half depicts values of z . Significant (< 0.05) comparisons are marked with an asterisk.

| Richness | | | | | |
|----------------|----------------|----------------|---------------|--------------|--------------|
| | Early Biennial | Modal Biennial | Late Biennial | Quadrennial | No Fire |
| Early Biennial | - | 0.2547 | 0.0070* | $< 0.0001^*$ | 0.4645 |
| Modal Biennial | 0.7989 | - | 0.0030* | $< 0.0001^*$ | 0.5685 |
| Late Biennial | 2.6961 | 2.9664 | - | 0.8864 | $< 0.0001^*$ |
| Quadrennial | 3.3529 | 4.5904 | 0.1427 | - | $< 0.0001^*$ |
| No Fire | 0.7314 | 0.5701 | -3.7299 | -4.4513 | - |
| Evenness | | | | | |
| | Early Biennial | Modal Biennial | Late Biennial | Quadrennial | No Fire |
| Early Biennial | - | 0.1472 | $< 0.0001^*$ | $< 0.0001^*$ | $< 0.0001^*$ |
| Modal Biennial | -1.4496 | - | $< 0.0001^*$ | $< 0.0001^*$ | 0.0089* |
| Late Biennial | -7.0325 | -5.8309 | - | $< 0.0001^*$ | 0.0001* |
| Quadrennial | 8.3140 | 10.2601 | -23.9005 | - | $< 0.0001^*$ |

No Fire

-12.4107

-2.6158

3.8170

-14.5495

-

1

- 1 Table 3. Lizard captures, richness, and evenness from December 2005 to November 2006, in cerrado *sensu stricto* plots under different fire
 2 regimes, at Reserva Ecológica do Roncador (RECOR/IBGE), Distrito Federal, Brazil.

| Species | D | J | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N |
|---------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Early Biennial | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ameiva ameiva</i> | | | | | | | | | | | | 1 |
| <i>Anolis meridionalis</i> | | | 2 | | | | | | 3 | 4 | 1 | |
| <i>Bachia bresslaui</i> | | | | 1 | | | 1 | | | | | |
| <i>Cercosaura ocellata</i> | 4 | | 3 | 1 | 2 | | | | 1 | | | |
| <i>Mabuya frenata</i> | 3 | 4 | | | 1 | 2 | | 8 | 4 | 6 | 5 | 1 |
| <i>Mabuya nigropunctata</i> | 1 | | 1 | | | | 1 | 1 | | | | 2 |
| <i>Micrablepharus atticolus</i> | | 1 | | | 1 | 7 | 1 | | 1 | 2 | | |
| <i>Tropidurus itambere</i> | | 2 | | 3 | 3 | 2 | 3 | 3 | 6 | 6 | 1 | |
| Richness | 3 | 3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 5 | 4 | 3 | 3 |
| Total captures | 8 | 7 | 6 | 5 | 7 | 11 | 6 | 12 | 15 | 18 | 7 | 4 |
| Hurlbert's PIE (evenness) | 0.68 | 0.67 | 0.73 | 0.70 | 0.81 | 0.58 | 0.80 | 0.53 | 0.77 | 0.76 | 0.52 | 0.83 |
| Brillouin's E (evenness) | 0.53 | 0.55 | 0.62 | 0.63 | 0.71 | 0.43 | 0.73 | 0.38 | 0.60 | 0.58 | 0.44 | 0.78 |

| Modal Biennial | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <i>Ameiva ameiva</i> | 1 | | 1 | | | | | | | | 1 | |
| <i>Anolis meridionalis</i> | 1 | | | | | | | | 1 | 4 | 2 | 1 |
| <i>Cercosaura ocellata</i> | 5 | 2 | | | | | | | | | | |
| <i>Mabuya dorsivittata</i> | | | | | | | | | 1 | | | |
| <i>Mabuya frenata</i> | 1 | 3 | | 1 | | | 1 | 2 | | | 1 | 3 |
| <i>Mabuya nigropunctata</i> | | 2 | | | | | 1 | | | 3 | | 2 |
| <i>Micrablepharus atticolus</i> | | 3 | 1 | | | | 1 | 7 | 4 | 4 | 2 | |
| <i>Tropidurus itambere</i> | | 3 | 1 | 4 | 3 | 2 | 3 | 9 | 1 | 3 | 5 | 3 |
| Richness | 4 | 5 | 3 | 2 | 1 | 3 | 3 | 3 | 5 | 3 | 4 | 4 |
| Total captures | 8 | 13 | 3 | 5 | 3 | 4 | 11 | 15 | 10 | 9 | 9 | 9 |
| Hurlbert's PIE (evenness) | 0.64 | 0.86 | 3.00 | 0.40 | 0.00 | 0.83 | 0.56 | 0.59 | 0.80 | 0.72 | 0.69 | 0.81 |
| Brillouin's E (evenness) | 0.55 | 0.70 | 1.00 | 0.34 | 0.00 | 0.78 | 0.41 | 0.41 | 0.67 | 0.56 | 0.57 | 0.67 |
| Late Biennial | | | | | | | | | | | | |
| <i>Anolis meridionalis</i> | | 1 | | 1 | | | | | | | 1 | |
| <i>Cercosaura ocellata</i> | | | | 1 | 2 | 2 | | | | | | |

| | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <i>Mabuya dorsivittata</i> | | | | 2 | | | | | | | | |
| <i>Mabuya frenata</i> | | | | 1 | | | | 1 | | | | |
| <i>Mabuya guaporicola</i> | | | 2 | | | | | | | | | |
| <i>Mabuya nigropunctata</i> | | 1 | | | 1 | | | | 2 | | | 1 |
| <i>Micrablepharus atticolus</i> | | 5 | | | | 1 | 14 | 3 | | | | |
| <i>Polychrus acutirostris</i> | | | | | | | | | | | 1 | |
| <i>Tropidurus itambere</i> | | 4 | 1 | 7 | 6 | 6 | 3 | 1 | 1 | 5 | 1 | 1 |
| Richness | 0 | 4 | 2 | 5 | 3 | 3 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| Total captures | 0 | 11 | 3 | 12 | 9 | 9 | 17 | 5 | 3 | 6 | 2 | 2 |
| Hurlbert's PIE (evenness) | NA | 0.71 | 0.67 | 0.67 | 0.56 | 0.56 | 0.31 | 0.70 | 0.67 | 0.33 | 1.00 | 1.00 |
| Brillouin's E (evenness) | NA | 0.54 | 0.61 | 0.54 | 0.43 | 0.43 | 0.21 | 0.63 | 0.61 | 0.27 | 1.00 | 1.00 |
| Quadrennial | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ameiva ameiva</i> | | | | | | | | | | 2 | | |
| <i>Anolis meridionalis</i> | | 3 | | 3 | | 1 | | 2 | 3 | | | 1 |
| <i>Cercosaura ocellata</i> | | 1 | 1 | 1 | | 2 | 1 | | | 1 | | |
| <i>Mabuya dorsivittata</i> | | 3 | | | 1 | | | | 1 | | | 2 |

| | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <i>Mabuya frenata</i> | | 1 | 1 | | | | | 6 | | 2 | | 1 |
| <i>Mabuya nigropunctata</i> | 4 | | 1 | 2 | 2 | | 3 | 5 | 1 | 1 | 1 | 3 |
| <i>Micrablepharus atticolus</i> | | 2 | | 2 | | 6 | 5 | | 2 | | | 1 |
| <i>Tropidurus itambere</i> | | | | 3 | | 2 | 1 | | | 1 | | 1 |
| <i>Tupinambis duseni</i> | | 2 | | | | | | | | | | 2 |
| Richness | 4 | 4 | 3 | 5 | 2 | 4 | 3 | 3 | 4 | 5 | 1 | 7 |
| Total captures | 11 | 6 | 3 | 11 | 4 | 10 | 9 | 13 | 7 | 7 | 1 | 11 |
| Hurlbert's PIE (evenness) | 0.78 | 0.87 | 1.00 | 0.85 | 0.67 | 0.64 | 0.64 | 0.67 | 0.81 | 0.90 | 0.00 | 0.91 |
| Brillouin's E (evenness) | 0.61 | 0.79 | 1.00 | 0.72 | 0.56 | 0.52 | 0.49 | 0.47 | 0.71 | 0.84 | 1.00 | 0.82 |
| No Fire | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ameiva ameiva</i> | | 2 | | | 1 | | | | | | 1 | 1 |
| <i>Anolis meridionalis</i> | | 1 | | 1 | | | | | | 1 | | |
| <i>Cercosaura ocellata</i> | | | | 1 | 4 | 1 | | | | | | |
| <i>Enyalius aff. bilineatus</i> | | | | | | | | | | | 1 | |
| <i>Mabuya frenata</i> | 1 | 4 | 1 | 1 | 2 | 2 | 4 | 6 | 1 | 1 | | 3 |
| <i>Mabuya nigropunctata</i> | 4 | 2 | | | 3 | 3 | | 7 | 3 | 1 | 1 | 2 |

| | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <i>Micrablepharus atticolus</i> | | | | | 1 | 3 | 1 | | 1 | | | |
| <i>Tropidurus torquatus</i> | | | | | | | | | | 1 | | |
| Richness | 2 | 4 | 1 | 3 | 5 | 4 | 2 | 2 | 3 | 4 | 3 | 3 |
| Total captures | 5 | 9 | 1 | 3 | 11 | 9 | 5 | 13 | 5 | 4 | 3 | 6 |
| Hurlbert's PIE (evenness) | 0.40 | 0.78 | 0.00 | 1.00 | 0.82 | 0.81 | 0.40 | 0.54 | 0.70 | 1.00 | 1.00 | 0.73 |
| Brillouin's E (evenness) | 0.34 | 0.64 | 1.00 | 1.00 | 0.68 | 0.67 | 0.34 | 0.33 | 0.63 | 1.00 | 1.00 | 0.62 |
| Grand total richness | 6 | 8 | 8 | 8 | 6 | 6 | 5 | 5 | 7 | 8 | 7 | 8 |
| Grand total captures | 32 | 46 | 16 | 36 | 34 | 43 | 48 | 58 | 40 | 44 | 22 | 32 |

1 Table 4. Results of stepwise multiple regression for community parameters (Richness, Abundance, Hurlbert's PIE, and Brillouin'E) and climate
 2 variables (estimate scores) a long of one year sampling. T. min= minimum temperature; T. mean= mean temperature; T. max= maximum
 3 temperature; F and p are reference from significance of the module. * $\alpha= 0.05$; ** $\alpha= 0.01$, *** $\alpha= 0.001$.

| Treatment | Intercept | Precipitation | Evaporation | T. min | T. mean | T. max | Insolation | Moist | F | p |
|-----------|-----------|---------------|-------------|----------|---------|----------|------------|---------|-------|----------|
| Richness | | | | | | | | | | |
| EB | 5.19*** | - | - | - | - | - | - | -0.02** | 17.85 | < 0.01** |
| MB | 8.46 | - | -0.40 | - | -3.36* | 2.89 | -0.73 | -0.05* | 2.63 | 0.14 |
| LB | -35.53* | 0.45* | - | - | - | 0.80* | 1.45** | 0.07* | 3.71 | 0.06 |
| Qu | -20.31 | - | -0.75 | -0.96 | 1.89 | - | - | - | 1.09 | 0.41 |
| NF | -26.94* | - | -0.47 | - | 1.12** | - | 0.89** | 0.03 | 3.78 | 0.06 |
| Average | -11.68 | - | -0.44*** | -0.40*** | - | 0.83*** | - | - | 15.71 | < 0.01** |
| Abundance | | | | | | | | | | |
| EB | -44.69* | 0.62 | - | -3.31* | 4.48** | - | - | - | 7.61 | < 0.01** |
| MB | 30.66* | -0.42 | -1.75** | -1.27 | -14.82 | 13.21*** | -3.64*** | -0.09* | 47.54 | < 0.01** |
| LB | -74.30 | 0.92 | - | 3.66 | -9.73 | 6.72 | 6.12** | 0.23* | 5.64 | 0.04* |

| | | | | | | | | | | |
|----------------|----------|---------|---------|--------|-------|------|---------|---------|-------|----------|
| Qu | 27.25* | - | -0.91 | -1.07 | - | - | - | - | 2.33 | 0.15 |
| NF | 17.07*** | -0.95** | -1.38* | - | - | - | - | - | 6.32 | 0.02* |
| Average | -8.81 | - | -0.86 | -1.04 | -3.04 | 3.67 | - | 0.03 | 7.11 | 0.02* |
| Hurlbert's PIE | | | | | | | | | | |
| EB | 0.14 | -0.03* | - | 0.05* | - | - | - | - | 3.12 | 0.09 |
| MB | 5.88 | - | 0.50 | 0.55 | -0.70 | - | - | - | 2.18 | 0.17 |
| LB | 5.25** | -0.03 | -0.12* | -0.09* | - | - | -0.25** | -0.01** | 7.57 | 0.02* |
| Qu | -0.17 | -0.05 | - | 0.08 | - | - | - | - | 1.04 | 0.39 |
| NF | -5.13* | - | -0.22* | -0.26* | 0.48* | - | - | - | 2.62 | 0.12 |
| Average | -0.19 | - | 0.05 | 0.05* | - | - | - | - | 3.95 | 0.06 |
| Brillouin' E | | | | | | | | | | |
| EB | 0.80 | -0.04 | - | 0.10 | -0.06 | - | - | - | 1.90 | 0.21 |
| MB | 0.56 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| LB | 6.55** | -0.04 | -0.13** | -0.13* | - | - | -0.34** | -0.02** | 12.85 | < 0.01** |
| Qu | -0.50 | - | 0.04 | - | - | 0.06 | -0.07* | - | 8.11 | < 0.01** |

| | | | | | | | | | | |
|---------|--------|------|------|---|--------|---|------|------|-------|----------|
| NF | -5.59* | 0.07 | 0.09 | - | 0.19* | - | 0.13 | 0.01 | 4.25 | 0.05 |
| Average | -1.24 | - | - | - | 0.08** | - | - | - | 10.56 | < 0.01** |

1

Table 5. Results of the stepwise analyzes for manual selection of environmental variables in Canonical Correspondence analysis (CCA).

| Environmental Variable | Variation | %Variation | F | P |
|---------------------------|-----------|------------|-------|--------|
| Canopy cover | 0.216 | 19.62 | 4.721 | 0.0004 |
| Mean temperature | 0.143 | 12.99 | 3.272 | 0.0017 |
| Number of burrows | 0.106 | 9.63 | 2.497 | 0.0082 |
| Percentage of open ground | 0.087 | 7.90 | 2.077 | 0.0317 |

Figure Legends

Figure 1. Location map of study site describing the experimental design at Reserva Ecológica do Roncador, Distrito Federal, Brazil. Highlighted in square is the Taquara watershed.

Shaded areas correspond to plots of cerrado *sensu stricto* physiognomy under different regimes of burn: (1) No fire treatment (control), a patch of cerrado *sensu stricto* fire-protected for most than 30 years; (2) Modal biennial; (3) Early biennial; (4) Quadrennial; (5) Late biennial (see details in the text).

Figure 2. Species accumulation curves for each plot under different regimes of burn.

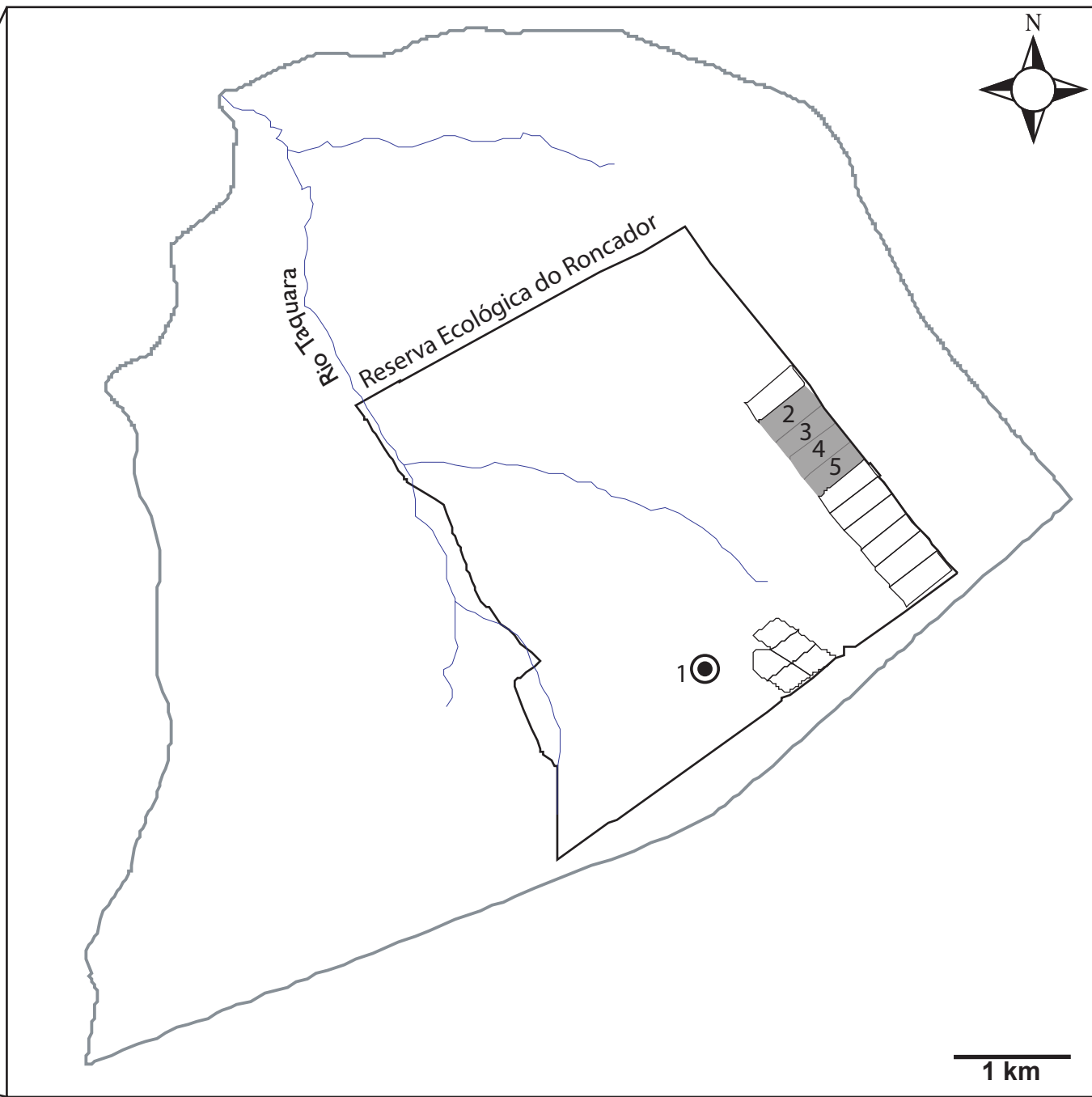
Reporting expected richness as the value of Mao Tau (lower curve), and the Chao2 (upper curve) richness estimator, using EstimateS 7.5 with 1,000 randomizations without replacement.

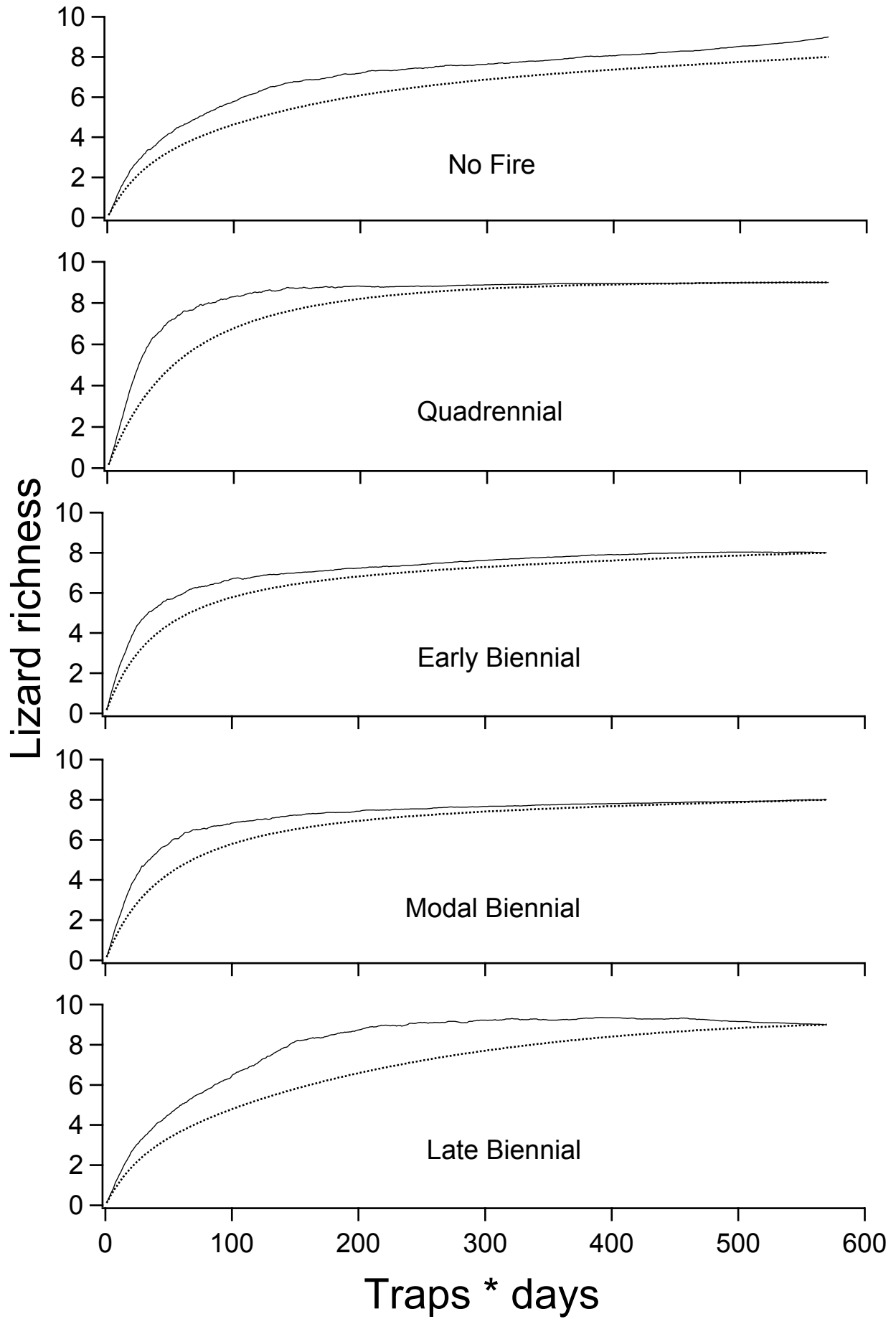
Figure 3. Plots of Canonical Correspondence Analysis (CCA) comparing matrices of structural habitat and climate characteristics with lizard abundance. The Canonical Variable 1 correspond to the first canonical axis (eigenvalue = 0.339) being primarily correlated with the habitat structure parameters. The Canonical Variable 2 correspond to the second canonical axis (eigenvalue = 0.0.192) being primarily correlated with the climate parameters. Darts represent the environmental variables: litter = leaf litter mass; open ground = percentage of open ground; canopy = canopy cover; stems = number of stems; burrows = number of burrows; termites = number of termites nests; nearest tree = distance to nearest tree (> 20 cm circumference at chest height); trunk = trunk circumference at chest height of nearest tree; logs = number of logs; Tmin = minimum temperature; Tmed = mean temperature; Tmax = maximum temperature; evap = evaporation; and moist = relative air humidity. Points on the left graphic represent each plot at each month, in the follow way: L = Late biennial; M =

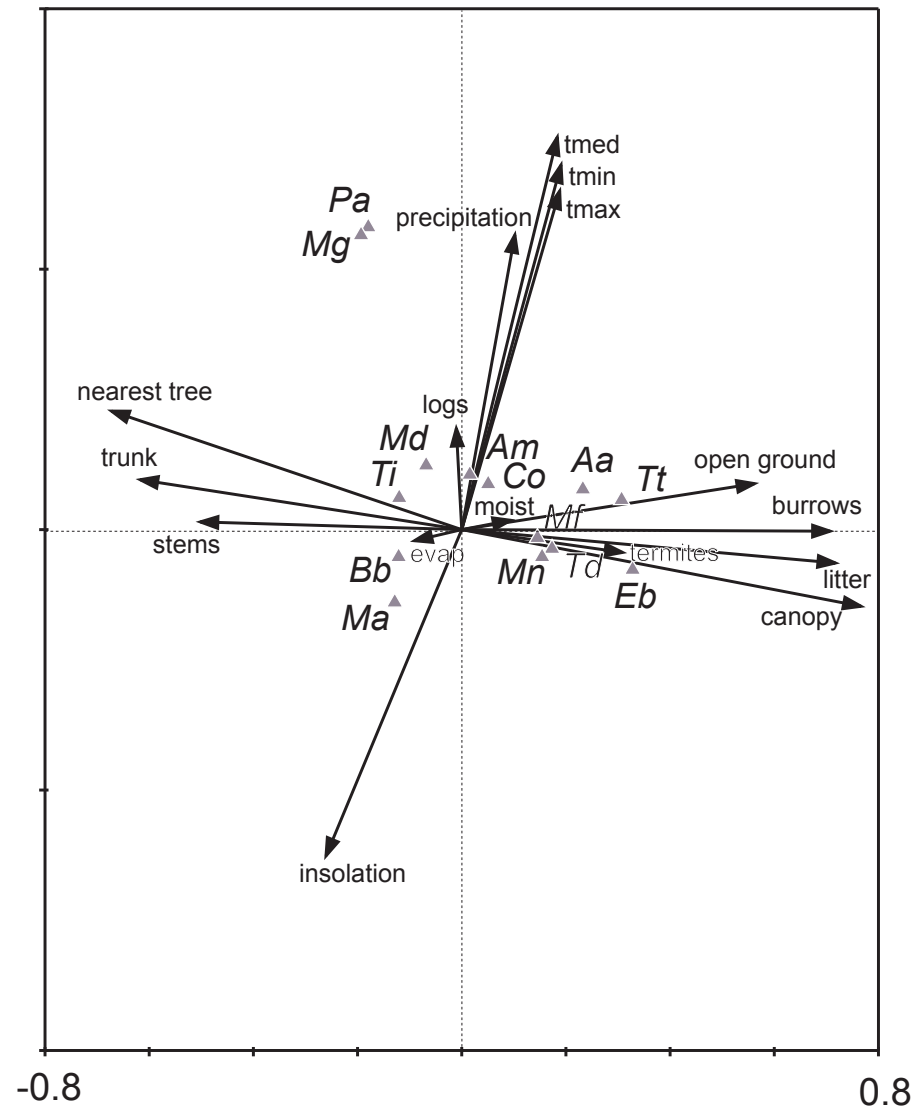
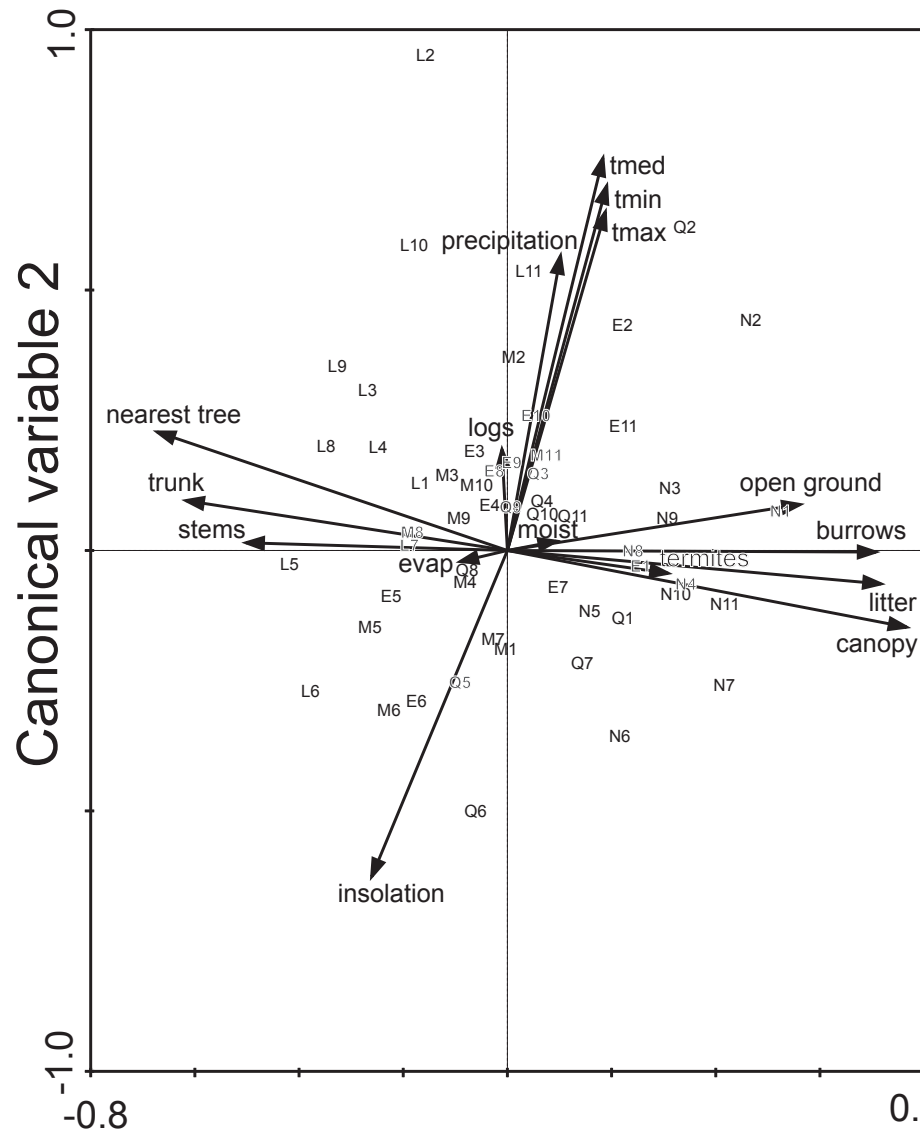
Modal biennial; E = Early Biennial; Q = Quadrennial; e N = No fire (Control). 1 = January, 2 = February, 3 = March, and so on, until 11 = November. Lizard species are represented at on the right graph: (Aa) *Ameiva ameiva*; (Am) *Anolis meridionalis*; (Bb) *Bachia bresslaui*; (Co) *Cercosaura ocellata*; (Eb) *Enyalius* aff. *Bilineatus*; (Pa) *Polychrus acutirostris*; (Md) *Mabuya dorsivittata*; (Mf) *Ma. frenata* (Mg); *Ma. guaporicola*; (Mn) *Ma. nigropunctata*; (Ma) *Micrablepharus atticolus*; (Ti) *Tropidurus itambere*; (Tt) *Tr. torquatus*; (Td) *Tupinambis duseni*.



South America







Canonical variable 1