Biodiversidade Brasileira

Número Temático

Manejo do Fogo em Áreas Protegidas

Editorial

Katia Torres Ribeiro[1], Helena França[2], Heloísa Sinatora Miranda[3] & Christian Niel Berlinck[4]

Neste segundo número de Biodiversidade Brasileira trazemos ampla e variada discussão sobre o manejo do fogo em áreas protegidas. Abrimos assim a segunda linha editorial da revista, que visa à publicação dos resultados técnico-científicos do processo de avaliação do estado de conservação das espécies bem como, na forma de números temáticos, a discussão, entre pesquisadores de diversas áreas e gestores, de temas críticos relacionados à conservação e ao manejo.

A dimensão alcançada pelos incêndios em áreas naturais, rurais e urbanas do Brasil no ano de 2010 explicitou à sociedade, mais uma vez, a situação dramática e quase cotidiana em grande parte do país, no que diz respeito ao fogo. É claro que a situação pregressa e a atual não são admissíveis. No entanto, tem-se cada vez maior clareza de que a resposta ao emprego do fogo no Brasil, com sua tamanha complexidade, não pode se pautar apenas na proibição do seu uso e no combate aos focos que ocorrerem. A situação é mais complexa – o fogo é ainda ferramenta importante em muitas áreas rurais, do ponto de vista sócio-econômico, mesmo considerando o investimento em novas tecnologias, além de ser uma expressão de conflitos diversos. Seu uso pode ser, em alguns contextos, eventualmente preferível em comparação com outras opções acessíveis de trato da terra, e há ainda situações em que seu emprego intencional pode ser recomendável como ferramenta de manejo de áreas protegidas. É preciso investir na consolidação da informação, disseminação do conhecimento e discussão para que possamos, como sociedade e governo, ter uma visão mais completa do fenômeno 'fogo' no país, considerando a complexidade de ecossistemas, paisagens, e contextos sócio-econômicos, de modo a construir boas estratégias de manejo.

Os 18 artigos aqui presentes consolidam histórico de incêndios em unidades de conservação (Parque Nacional do Itatiaia – Tomzhinki *et al*. 2011, Parque Nacional da Chapada Diamantina – Mesquita *et al*. 2011 e Parque Nacional da Serra do Cipó – Ribeiro & Figueira 2011), e fazem

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Coordenação de Apoio à Pesquisa, Coordenação Geral de Pesquisa e Monitoramento/Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade, EQSW 103/104, Bloco D, 2º Andar, CEP 70.670-350, Brasília /DF, Brasil. E-mail: katia.ribeiro@icmbio.gov.br

[2] Universidade Federal do ABC, Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas. Rua Santa Adélia, 166, Santo André, SP, Brasil . CEP 09.210-170. E-mail: helena.franca@ufabc.edu.br

[3] Universidade de Brasília, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Asa Norte, Campus Universitário Darcy Ribeiro, CEP 70910-900, Brasília, DF, Brasil. E-mail: hmiranda@unb.br.

[4] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Coordenação de Emergências Ambientais, Coordenação Geral de Proteção, Diretoria de Criação e Manejo de Unidades de Conservação, EQSW 103/104, Bloco A, 2º Andar, CEP: 70.670-350 – Brasília /DF. E-mail: christian.berlinck@icmbio.gov.br

considerações sobre seu manejo; tratam da relação do fogo com o manejo e respostas populacionais de espécies vegetais de valor econômico (capim dourado e buriti – Schmidt *et al*. 2011, revisão dos efeitos do fogo sobre sempre vivas – Neves *et al*. 2011), tratam da relação da vegetação com diferentes regimes de fogo no Parque Nacional de Emas (Silva *et al.* 2011) e Chapada Diamantina (Conceição & Pivello 2011, Gonçalves *et al.* 2011); avaliam a susceptibilidade da fauna ao fogo, incluindo aves nos campos sulinos (Petry *et al*. 2011) e libélulas em veredas da região do Jalapão/TO (Côrtes *et al*. 2011). Fidelis & Pivello (2011) trazem uma revisão sobre a relação evolutiva e histórica dos Campos Sulinos e do Cerrado com o fogo, Brilhante & Fiedler (2011) argumentam sobre a importância de considerarmos desequilíbrio e distúrbio como partes integrantes e explicativas dos sistemas naturais e mostram como esta inclusão altera a forma de ver e lidar com o fogo. Silva *et al.* (2011), a partir de estudo no Parque Nacional de Emas, mostram como intensidades distintas de fogo afetam diferencialmente a diversidade de forma e diversidade filogenética, o que também deve balizar nossas decisões sobre manejo do fogo. Alves & Silva (2011) trazem reflexões sobre a forma de manejo do fogo e sua relação com espécies exóticas invasoras nos campos rupestres, e Aximoff (2011) apresenta os possíveis efeitos deletérios do fogo sobre a biota endêmica dos campos de altitude do Rio de Janeiro, e consolida dados de ocorrência de incêndios a partir dos relatos das unidades de conservação. Na linha de avaliação das condições de prevenção, combate e manejo do fogo, Bontempo (2011 a) analisa a evolução dos Relatórios de Ocorrência de Incêndios (ROIs).

Por ser fundamental o reconhecimento e a compreensão de experiências e contextos diversos, o número trata de áreas protegidas e não apenas de unidades de conservação, permitindo assim a inclusão das práticas indígenas, que orientam o manejo em unidades de conservação em diversos países. Melo & Saito (2011) trazem as formas de manejo propostas e executadas pelos Xavante, Falleiro (2011), por comunidades indígenas de diversas etnias no Mato Grosso, e Mistry & Bizerril (2011) discutem a importância dos estudos de percepção, necessidades e práticas para de fato entender as relações humanas com o fogo e a dinâmica decorrente.

Tem-se assim um amplo panorama e também uma atualização das pesquisas com fogo no país, mostrando a diversidade de situações com que nos deparamos – a vegetação de cerrado em terreno plano do Parque Nacional de Emas, com sua alta taxa de ignição por raios; os campos rupestres dos terrenos acidentados da Chapada Diamantina, que apresentam diferentes regimes de queima; os incêndios relacionados ao manejo dos recursos naturais com fins econômicos, e o problema da clandestinidade que dificulta emprego de melhores práticas; os campos de altitude, com suas tantas espécies endêmicas e sensíveis ao fogo; os campos sulinos, em que a paisagem que tantos prezamos é substituída pela floresta, na ausência do fogo, que por sua vez permite a persistência de alta diversidade, e que não tem vez perante o avanço das frentes de monocultura. Em termos de tomada de decisão de manejo, temos orientações vindas da tensão entre diversificação de formas e acúmulo de combustível, e temos os resgates de experiências de comunidades indígenas, que baseiam suas decisões em diferentes estruturas sociais, políticas, mas que sempre partem de um modelo conceitual de funcionamento do sistema, e de um acordo sobre os objetivos de manejo, que claramente facilitam a construção de propostas e deliberação sobre elas.

No conjunto de artigos temos muitas ideias fortes sobre manejo e tomada de decisão que buscamos resumir aqui. Para se definir a forma de manejo, é preciso ter objetivos de manejo. Os objetivos de manejo precisam considerar as opiniões e a participação dos diversos atores envolvidos no processo de gestão, inclusive daqueles cuja ação afeta uma dada área ou um dado recurso de forma involuntária ou inconsciente. Existem formas de construir objetivos de manejo, que integram diferentes perspectivas, expectativas e experiências (Maris & Béchet 2009). Muitas destas idéias são consoantes com as propostas do manejo adaptativo, método de tomada e gestão de decisões que leva em consideração, em sua origem, a incerteza científica (Lee 1993). Em cenários complexos e cambiantes, com interações e iterações que não podemos inteiramente modelar, como tomar decisões? Com muita freqüência vemos que há a expectativa de se gerar mais informação, de se ter mais conhecimento, para que as decisões sejam embasadas cientificamente.... mas esta postura

não pode ser paralisante, como muitas vezes é. E esta compreensão do todo não pode se dar pelo somatório de numerosos estudos pontuais que, no caso do fogo, devem tratar da resposta dos diferentes componentes a uma combinatória infinita de diferentes regimes de fogo e diferentes condições de queima, das questões sócio econômicas do fogo, que versam sobre a percepção da população e das instituições, etc.

Para contrapor esta expectativa de um dia se ter este somatório de experimentos e entendimentos, a compreensão de todas as engrenagens do relógio do grande relojoeiro cego, há o argumento, proposto por Lee (1993), de que todas as tomadas de decisão, todas as políticas públicas, e acrescentamos aqui, todas as decisões de não agir, são grandes experimentos, e precisam ser compreendidos como tais. Por esta perspectiva, se temos uma unidade de conservação de proteção integral atingida de forma recorrente pelo fogo, não podemos entender como verdadeira a proposição de que apenas parte desta UC é destinada à experimentação. Não, por este ponto de vista, toda ela é destinada à experimentação – e temos a obrigação de analisar se o conjunto de decisões e ações (aceiros ou a falta deles, relações com as pessoas no entorno e com as pessoas dentro da área, disponibilidade ou não de recursos nos momentos cruciais, queima prescrita ou não, etc.) afetam o regime do fogo e suas sinergias com a biota e com a sociedade. Temos que agir e monitorar (vide Du Toit *et al*. 2003, Lindenmeyer & Likens 2009), temos que estar preparados para lidar com a surpresa de uma dada estratégia de controle do fogo ter o efeito oposto ao esperado, porque foi (e sempre será) impossível modelar todo o sistema e as respostas futuras, ou porque há mudanças no uso da terra e na percepção da população.

Queremos destacar que parte significativa da riqueza deste número se deve à participação, tanto na autoria de artigos como no processo de revisão, de pesquisadores com ampla experiência com a questão do fogo como de gestores envolvidos diretamente com a prevenção e manejo do fogo, o que fez com que o diálogo entre profissionais com diferentes experiências e expectativas já tenha ocorrido durante o processo editorial, enriquecendo e refletindo-se no resultado final. Claro que se a proposta é suscitar o debate não há necessariamente concordância entre os artigos.

Os artigos estão organizados na sequência: revisões, estudos de caso de uso do fogo e manejo, estudos de caso sobre a relação da fauna e da flora com o fogo, consolidação de histórico de incêndios e estudos com foco na prevenção e controle. Trata-se apenas de uma orientação, uma vez que os artigos trazem informações e reflexões variadas a partir de um certo enfoque.

Esperamos sinceramente que avancemos na discussão sobre o manejo do fogo nas áreas protegidas, enriquecendo o debate e reconhecendo as diversas experiências e expectativas, bem como os métodos existentes para integrá-los e tomar decisões que possam ser futuramente avaliadas. E que este número contribua com este processo.

Referências bibliográficas

Lee, K.N. 1993. **Compass and gyroscope – integrating science and politics for the environment**. Island Press, Washington, DC.

Maris, V. & Béchet, A. 2009. From adaptive management do adjustive management: a pragmatic account of biodiversity values. **Conservation Biology**, 24: 966-972.

Lindenmeyer, D.B. & Likens, G.E. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. **Trends in Ecology and Evolution,** 24: 482-486.

Du Toit, J.T., Rogers, K.H. & Biggs, H.C. eds. 2003. **The Kruger experience: ecology and management of savanna heterogeneity**. Washington. DC: Island.

Heterogeneidade de Ecossistemas, Modelos de Desequilíbrio e Distúrbios

Marcelo Brilhante de Medeiros[1] *& Nilton Cesar Fiedler*[2]

Recebido em 21/3/2011 – Aceito em 27/4/2011

RESUMO – A concepção de que os ecossistemas são homogêneos no espaço e no tempo e que, por isso, deveriam ser isolados de qualquer mudança, foi uma das principais razões para a exclusão total do fogo em áreas protegidas com ecossistemas propensos a esse elemento em vários países, há algumas décadas. Nessa concepção, os distúrbios naturais não eram e, em alguns casos, ainda não são bem compreendidos ou aceitos na gestão de áreas protegidas. Atualmente, o paradigma da heterogeneidade adotado na ecologia tem requerido o papel do fogo como fator que influencia as variações no espaço e no tempo, na busca por condições que seriam "naturais" em alguns ecossistemas, como as savanas. A frequência de fogo em áreas protegidas no Brasil tem sido elevada e, portanto, estressante, considerando que essa perturbação traz vários impactos negativos para a biota. Da mesma forma, em ecossistemas naturalmente não propensos ao fogo, como as formações florestais, a ocorrência desse elemento é extremamente negativa para a conservação biológica. Por outro lado, a exclusão total do fogo pode diminuir a heterogeneidade da vegetação, como observado em formações campestres e savânicas. A implantação do manejo de fogo em uma área protegida, com ecossistemas naturalmente propensos, deve ser baseada fundamentalmente em pesquisas de monitoramento sobre os efeitos do fogo na biota local e ter como fundamento básico a exclusão de incêndios sem controle. Regras gerais de regime de fogo não podem ser aplicadas para as áreas protegidas com ecossistemas propensos porque as diferentes fitofisionomias, o histórico de cada área, o grau de antropização do entorno, a ocorrência de espécies invasoras e exóticas, os padrões de conectividade dos fragmentos e a fauna associada podem influenciar fortemente os resultados do manejo do fogo. Além disso, as áreas protegidas com forte processo de insularização, circundadas por áreas urbanas, estradas, pastagens e grandes monoculturas, tornam o manejo do fogo para conservação biológica um desafio ainda mais difícil, considerando que as queimadas para manejo podem resultar em impactos negativos devido às interações com outros impactos antrópicos, demandando um elevado esforço de monitoramento.

Palavras-chave: biodiversidade; distúrbio; ecologia de ecossistemas; regime de fogo.

ABSTRACT – In the past the ecosystem concept as homogeneous units was probably the main reason for fire exclusion in fire prone environments of protected areas through the world. This concept excludes the patterns of natural disturbances what were not understood and still are not understood for management of protected areas. The new paradigm of heterogeneity for ecosystem ecology has required the role of fire as a factor for spatial and time heterogeneity. This new paradigm would be a search for natural conditions in fire prone ecosystems such as savannas. However the fire frequency has been high in Brazil´s protected areas. Therefore, this kind of disturbance has many negative effects for biological conservation. In addition, fire sensitive ecosystems such as forests could experience fire as an extremely negative impact for biological conservation. On the other hand fire exclusion could reduce vegetation heterogeneity and it has been observed in grasslands and savannas. Fire management in fire prone ecosystems inside protected areas should be prescribed after long term monitoring research of fire effects on biodiversity and ecological process. General rules for fire regimes should not be prescribed in fire prone ecosystems since historical data, degree of human impacts, invasive and exotic species, connective patterns of fragments and fauna could influence the fire management results. The protected areas with biogeography island effects and near roads, cities and intensive agriculture should experience fire management as a more complex challenge since the burnings could have synergistic effects with human impacts.

Key-words: biodiversity; disturbance; ecosystems ecology; fire regime.

[1] Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Prédio da Botânica e Ecologia, Pq. Estação Biológica s/nº, Av. W5 Norte Final, Brasília-DF, Brasil, CEP 70770-917. E-mail: *medeiros@cenargen.embrapa.br*

[2] Universidade Federal do Espírito Santo, Dep. de Engenharia Florestal, Alto Univ., Alegre-ES, Brasil, CEP 29500-000. E-mail: *fiedler@pq.cnpq.br*

Introdução

O fogo é um elemento que promove mudanças na natureza. Essas mudanças geralmente são relacionadas com uma série de impactos negativos para a conservação biológica, mesmo quando ocorrem em ecossistemas adaptados ao fogo (Whelan 1995, Miranda *et al*. 2002, Andersen *et al*. 2005, Wilgen 2009). Porém, como fonte de distúrbio, nem sempre as mudanças promovidas pelo fogo são negativas (Wilgen 2009, Ekblon & Gilson 2010).

A política de manejo de fogo em áreas protegidas de vários países tem sofrido várias mudanças ao longo do tempo, com a crescente compreensão dos fundamentos ecológicos e sobre o papel dos distúrbios para a conservação biológica. Essas mudanças têm decorrido, muitas vezes, do aprendizado com erros cometidos no passado, onde o fogo era sempre visto como elemento destrutivo, mesmo em ecossistemas adaptados a esse elemento (Christensen *et al*. 1989, Glitzenstein *et al*. 1995, Whelan 1995, Wilgen 2009, Ekblon & Gilson 2010).

Há algumas décadas, a ocorrência do fogo em áreas protegidas era sempre associada como uma ameaça à "homogeneidade, à previsibilidade e ao equilíbrio dos sistemas", os quais, de fato, não existem (Gunderson 2000, O'Neill 2001). Essa noção de ecossistemas pode ser remanescente de uma visão mítica da natureza, talvez como resquício de uma época em que áreas protegidas eram criadas apenas com a função de proteger belezas cênicas e lugares de recreação (Christensen *et al*. 1989, Glitzenstein *et al*. 1995).

A idéia de que os ecossistemas são homogêneos no espaço e no tempo e que, por isso, deveriam ser isolados de qualquer mudança, fundamentou por muito tempo e ainda fundamenta políticas de exclusão total do fogo em áreas protegidas com ecossistemas propensos a esse elemento. Talvez uma parte desse problema também tenha sido fundamentada pelos primeiros conceitos de ecossistemas, quando foram caracterizados como unidades espaciais específicas (fechadas), homogêneas e estáveis (Forbes 1925, Odum 1953, Holling 1973). Com a revisão e atualização do conceito, os ecossistemas também são vistos como em desequilíbrio, abertos, com elevada heterogeneidade espacial e temporal (O'Neill 2001, Wilgen 2009, Ekblom & Gilson 2010). Nas últimas décadas, o manejo de fogo em áreas protegidas e propensas a esse elemento foi direcionado para a manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos, apesar das incertezas ainda decorrentes das respostas dos ecossistemas a distúrbios complexos como o fogo (Christensen *et al*. 1989, Glitzenstein *et al*. 1995, Meffe & Carrol 1995, Andersen *et al*. 2005, Conedera *et al*. 2009, Wilgen 2009, Ekblom & Gilson 2010).

Heterogeneidade de ecossistemas e os modelos de equilíbrio e desequilíbrio

As savanas constituem ecossistemas onde essa revisão de conceitos se aplica e tem implicações importantes para o manejo e a conservação da biodiversidade. Nesse caso, são ecossistemas caracterizados pela coexistência marcante de duas formas de vida vegetal: herbáceas e lenhosas. O termo savana caracteriza os ecossistemas com árvores e arbustos espalhados sobre um estrato herbáceo, sem a formação de um dossel arbóreo contínuo, ocorrendo em regiões onde o clima apresenta períodos de seca e chuva marcadamente estacionais. São outros determinantes das savanas as características físico-químicas do solo, o fogo, a profundidade do lençol freático e as atividades antrópicas como criação de gado e agricultura (Ribeiro & Walter 2008). Os mecanismos que permitem a coexistência dos estratos de herbáceas e lenhosas são centrais para entender a ecologia de savanas. Essa coexistência é geralmente explicada por modelos de equilíbrio e desequilíbrio. Nos modelos de equilíbrio a coexistência é possível pela separação de nichos de absorção de água e nutrientes. Por outro lado, os modelos de desequilíbrio propõem que as interações entre histórias de vida (capacidade de rebrota, sobrevivência e mortalidade pós-fogo) e a ocorrência distúrbios podem explicar essa coexistência. Esses últimos modelos são importantes em savanas com maiores padrões de precipitação (savanas "instáveis"), onde a umidade é suficiente

para permitir o maior fechamento do dossel, mas esse é impedido pelo fogo e/ou pela herbivoria (Wilgen 2009, Ekblom & Gilson 2010). A adoção do paradigma da heterogeneidade na ecologia de savanas, com a variabilidade como conceito central, tem requerido o papel do fogo como fator que influencia essas variações no espaço e no tempo, na busca por condições que seriam "naturais" (Wilgen 2009).

Dessa forma, essas mudanças na conceituação de ecossistemas fundamentaram mais recentemente o manejo das áreas protegidas, considerando os distúrbios naturais como partes integrantes da dinâmica dos sistemas (Andersen *et al*. 2005, Wilgen 2009, Conedera *et al*. 2009).

O fogo como distúrbio "natural" e antrópico

Os distúrbios, como o fogo, são fontes principais para as mudanças no ambiente natural. São eventos relativamente rápidos que causam rupturas nas comunidades, espécies, populações e disponibilidade de recursos. Os distúrbios alteram a estrutura da vegetação e relações de competição nas comunidades, permitindo a entrada de novas espécies. A alteração dos habitats cria as condições necessárias para a manutenção da biodiversidade. Como os distúrbios ocorrem esporadicamente no espaço e no tempo, as comunidades e espécies podem diferir nas capacidades de resistência e recuperação (Peck 1998).

Os mosaicos de vegetação da região Sul, onde ocorrem a Floresta de Araucária e os Campos, configuram uma situação onde o conceito do fogo como elemento "natural" demanda maior complexidade de definições. A definição do "fogo natural" e a compreensão de suas consequências nos ecossistemas são também importantes para a definição de políticas de manejo de fogo. A ocorrência do fogo em ecossistemas propensos a esse distúrbio é considerada natural em determinados regimes (padrões de frequência, intensidade e época de ocorrência). Um regime de fogo "não natural" pode interferir negativamente sobre a biota, modificando os processos evolutivos mantidos sob diferentes condições de fogo (Whelan 1995). Assim, o fogo causado por raios é considerado muitas vezes como uma queima natural (Booysen & Tainton 1984, Christensen 1992, Whelan 1995, Middleton *et al*. 1997, Ramos-Neto & Pivello 2000). Porém, os ecossistemas propensos ao fogo, como o Cerrado do Brasil Central e os Campos sulinos, têm sido derivados ou mantidos por atividades humanas passadas e presentes.

No Cerrado brasileiro, por exemplo, a ocorrência de fogo também é um fenômeno antigo, o que é evidenciado pela existência de amostras de carvão datados entre 27100 a 41700 anos antes do presente (AP) (Vicentini 1993). Há também evidências de manejo de fogo por índios antecessores das tradições Itaparica e Serranópolis, entre 12000 e 3000 anos atrás. O Planalto Central já era ocupado desde 11000 anos atrás por uma população humana composta de caçadores e coletores, com uma cultura fortemente adaptada às novas condições ambientais das áreas abertas pós-era glacial (Barbosa & Schmitz 2008). Nesse período havia a prática de agricultura itinerante e de caçadas coletivas com uso do fogo, como ainda ocorre atualmente em alguns agrupamentos indígenas, com uma frequência aproximada entre cinco e dez anos (Eiten 1972), com queimadas de baixa ou média intensidade já que ocorriam no início e meio da estação seca (Dias 1998). Esse período, anterior à chegada dos europeus, pode ser uma referência de regime histórico que formatou os processos evolutivos de adaptação ao fogo no Cerrado pelos seguintes motivos: a chegada dos europeus com os sistemas de renovação de pastagem com uso do fogo para criação de gado é relativamente recente para o desenvolvimento de mecanismos de adaptação ao aumento da freqüência de fogo; e, antes de 10000 anos, o clima era diferente e até mesmo a fauna apresentava outra composição.

Os fatores tradicionalmente classificados como "naturais", os raios, e os antropogênicos podem interagir nesse processo, e a adoção apenas das queimadas causadas por raios como "naturais" pode excluir ações humanas do passado que explicam os atuais mosaicos de vegetação (Scholes & Archer 1997, Behling & Pillar 2007).

Na concepção das políticas de exclusão de fogo que ainda persistem em algumas áreas protegidas, qualquer alteração/distúrbio que cause heterogeneidade espacial ou temporal pode ser vista como fator negativo. O problema dessa concepção, para a conservação biológica de formações savânicas e campestres no Brasil, reside no fato de que a heterogeneidade espacial e temporal pode ser necessária para a manutenção da estabilidade e biodiversidade dos ecossistemas.

O fogo e os estratos herbáceo e lenhoso

A exclusão total do fogo em ecossistemas propensos a esse elemento pode também reduzir a capacidade de resiliência, ou a quantidade de distúrbio que um sistema pode absorver sem mudar os domínios de estabilidade (Gunderson 2000). Neste sentido, o acúmulo de combustível causado pelas tentativas de exclusão do fogo nesses ecossistemas enfraquece a capacidade de resiliência ao permitir condições favoráveis para incêndios muito intensos e, também, pela redução de diversidade de espécies, como no caso do estrato herbáceo (Peck 1998, Ramos-Neto & Pivello 2000, Gunderson 2000). A exclusão total do fogo pode diminuir a heterogeneidade da vegetação, como observado em formações campestres do bioma Cerrado (Ramos-Neto & Pivello 2000) ou em savanas africanas (Wilgen 2009) e australianas (Andersen *et al*. 2005). Particularmente, as savanas africanas apresentam resiliência a vários regimes de fogo. Experimentos de longa duração demonstraram que os efeitos negativos do fogo na vegetação foram mais acentuados em tratamentos extremos (queimadas muito freqüentes, em períodos úmidos ou em longos períodos de exclusão), e esses efeitos foram mais intensos em locais com maior precipitação, ou seja, em savanas "instáveis" onde os modelos de desequilíbrio seriam mais determinantes para explicar a coexistência de lenhosas e herbáceas (Wilgen 2009). Portanto, tanto a exclusão total do fogo quanto o aumento da freqüência de queimadas por causas antrópicas são alterações nos padrões do regime de distúrbio que deveriam ser evitadas em áreas protegidas com ecossistemas naturalmente propensos.

Outra causa relacionada à suposição equivocada que os ecossistemas são homogêneos e não dinâmicos, e que se relaciona com as políticas de exclusão do fogo em áreas protegidas, se baseia na maior proteção para os elementos lenhosos, como árvores e arbustos, em detrimento de elementos herbáceos, nas formações savânicas e campestres. De fato, a proteção contra o fogo pode levar a um aumento dos elementos lenhosos em todas as fisionomias do Cerrado (Hoffmann & Moreira 2002, Miranda *et al*. 2002), assim como pode promover o aumento da diversidade de árvores e arbustos (Sambuichi 1991). Assim, para manter a diversidade da camada lenhosa, pode-se restringir totalmente a ação do fogo. Porém, esse tipo de manejo exclui o papel do fogo como elemento no processo evolutivo de espécies do Cerrado (Simon *et al*. 2009) e as adaptações da vegetação derivadas desse processo que conferem resistência e resiliência elevadas ao fogo (Miranda *et al*. 2002). Para as plantas, os efeitos positivos do fogo sobre o sucesso reprodutivo (Landim & Hay 1995) e especificamente sobre a dispersão de sementes (Coutinho 1977) e indução de floração (Coutinho 1976) para algumas espécies também já foram relatados. Entre as espécies lenhosas, é comum a capacidade de rebrota pós-fogo através da copa, rizomas, caule, raiz e estruturas subterrâneas (Coutinho 1990). Esses mecanismos de resistência e resiliência ao fogo são particularmente expressivos na camada arbustiva-herbácea do Cerrado (Miranda *et al*. 2002), a qual apresenta riqueza de espécies superior aos componentes arbóreo e arbustivo juntos. Assim, exclusão total do fogo pode ameaçar as comunidades associadas às formações mais abertas que tanto caracterizam o Cerrado. De um total de 12423 espécies, 8017 (64,5%) são herbáceas, enquanto 1870 são espécies arbóreas e 2536 arbustivas (Mendonça *et al*. 2008).

O mesmo padrão de expansão florestal com exclusão do fogo pode ser observado nas florestas de Araucária e formações campestres do Sul do Brasil. Mesmo com a raridade de incêndios de causa natural (raios) na região Sul, a supressão do fogo, em um mosaico de formações vegetais

diferentes, pode favorecer a expansão florestal ao mesmo tempo em que reduz ou elimina as áreas com formações campestres (Behling & Pillar 2007). Nessa região, o fogo de causa antrópica desde o Holoceno certamente mudou a composição florística dos Campos, com o potencial de adaptação que distúrbios nessa escala de tempo devem ter desempenhado para as comunidades e espécies de plantas atuais (Overbeck *et al*. 2005). A exclusão do fogo, seja no Cerrado ou nos Campos sulinos, favorece o componente arbóreo-arbustivo e, assim, tende a excluir uma parte considerável da biodiversidade e dos processos ecológicos de uma área protegida.

De modo geral, a frequência de fogo em áreas protegidas no Brasil, e principalmente no Cerrado, é elevada e com maior incidência no final da seca. Esse regime de queima pode ser considerado, portanto, estressante para os ecossistemas do Cerrado, já que essa perturbação traz vários impactos negativos como a diminuição da riqueza de espécies, as elevadas taxas de mortalidade e a redução do sucesso reprodutivo no componente lenhoso (Moreira 1996, Hoffmann 1998, Hoffmanm 1999, Miranda *et al.* 2002, Medeiros & Miranda 2005, Medeiros & Miranda 2008). Da mesma forma, em ecossistemas naturalmente não propensos ao fogo, como as formações florestais, a ocorrência desse elemento é extremamente negativa para a conservação biológica (Nepstad *et al*. 1999). Nesses casos, claramente devem ser otimizados os esforços para o controle total das queimadas, sejam em áreas de Cerrado ou na Amazônia.

Conclusões

A implantação do manejo de fogo em uma área protegida, com ecossistemas naturalmente propensos, deve ser baseada fundamentalmente em pesquisas de monitoramento sobre os efeitos do fogo na biota local, ou seja, quais os impactos do fogo em diferentes regimes sobre os diferentes componentes da biota e processos ecológicos, e a análise de padrões históricos de fogo e sua relação com o ambiente atual. Esse tipo de manejo de fogo deve considerar a resposta natural do ecossistema ao regime de fogo proposto; o histórico do regime de fogo na área; os efeitos dos diferentes regimes de fogo sobre a biota e processos ecológicos e a importância do fogo para a biota e para os processos ecológicos (Robbins & Myers 1992, Peck 1998). Portanto, regras gerais de regime de fogo não podem ser aplicadas para as áreas protegidas do Cerrado, por exemplo. O histórico de cada área, o grau de antropização do entorno, a ocorrência de espécies invasoras e exóticas, os padrões de conectividade dos fragmentos e a fauna associada podem influenciar fortemente os resultados do manejo do fogo.

Além disso, o manejo do fogo em áreas protegidas deve também se tornar mais complexo no futuro. As mudanças climáticas irão afetar diretamente e indiretamente os efeitos do fogo; as alterações de CO_2 na atmosfera irão afetar o balanço entre espécies lenhosas e herbáceas e o aumento das populações humanas deve aumentar as fontes de ignição, agravando o problema das queimadas freqüentes e mais intensas (Wilgen 2009). As áreas protegidas com forte processo de insularização, circundadas por áreas urbanas, estradas, pastagens e grandes monoculturas, tornam o manejo do fogo para conservação biológica um desafio ainda mais difícil. Nesse caso, as queimadas para manejo podem resultar em impactos negativos devido às interações com outros impactos antrópicos, demandando um elevado esforço de monitoramento.

De qualquer forma, a compreensão do fogo como elemento natural que pode manter a estabilidade e a heterogeneidade dos ecossistemas savânicos e campestres no Brasil já seria suficiente para o fim das políticas de gestão que excluem totalmente o fogo nas áreas protegidas e a adoção de um sistema de manejo adaptativo. Ao mesmo tempo, é necessário excluir ao máximo de todas as áreas protegidas as queimadas frequentes e sem controle de causas antrópicas. Assim, o manejo de fogo deve se basear na compreensão de alguns fundamentos da ecologia, ambos relacionados com as mudanças derivadas dos distúrbios, e seu papel na natureza em escalas espaciais e temporais.

Agradecimentos

Os autores agradecem as valiosas sugestões de Heloísa Sinatora Miranda e Daniel Mascia Vieira ao manuscrito.

Referências bibliográficas

Andersen, A. N.; Cook, G.D.; Corbett, L.K.; Douglas, M.M.; Eager, R.W.; Russel-Smith, J.; Setterfield, S.A.; Williams, R.J. & Woinarski, J.C.Z. 2005. Fire frequency and biodiversity conservation in Australian tropical savannas: implications from the Kapalga fire experiment. **Austral Ecology**, 30: 155-167.

Barbosa, A.S. & Schmittz, P.I. 2008. Ocupação Indígena do Cerrado-Esboço de uma história, p. 47-68. *In*: Sano, S.M.; Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. (eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Embrapa Informação Tecnológica. 406p.

Behling, H. & Pillar, V. 2007. Late quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Science**, 362: 243-251.

Booysen, P. V & Tainton, N. M. 1984. **Ecological effects of fire in South African ecosystems**. Springer-Verlag. 426p.

Christensen, N. L. 1992. Fire Regimes and Ecosystem Dynamics. In: Crutzen, P. J. & Goldammer, J. G. (eds.). **Fire in the environment: the ecological, atmospheric and climate importance of vegetation fires**. John Wiley & Sons Ltd. 267p.

Christensen, N. L.; Agee, J. K.; Brussard, P. F.; Hughes, J.; Knight, D. H.; Minshall, G. H.; Peek, J. M.; Pyne, S. J.; Swanson, F. J.; Thomas, J. W.; Wells, S.; Williams, S. E. & Wright, H. A. 1989. Interpreting the Yellowstone Fires of 1988. Ecosystem Responses and Management Implications. **BioScience**, 39 (10): 678-685.

Conedera, M.; Tinner, W.; Neff, C.; Meurer, M.; Dickens, A.F. & Krebs, P. 2009. Reconstructing past fire regimes: methods, applications, and relevance to fire management and conservation. **Quaternary Science Reviews**, 28: 555-576.

Coutinho, L. M. 1976. **Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do cerrado**. *Tese* (Livre Docência). Universidade de São Paulo.

Coutinho, L. M. 1977. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. II – As queimadas e a dispersão de sementes de algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo subarbustivo. **Boletim de Botânica da USP**, 5: 57-64.

Coutinho, L. M. 1990. Fire in the ecology of the brazilian cerrado, p. 82-105. *In*: J. G. Goldammer (ed.). **Fire in the tropical biota**. Springer-Verlag. 497p.

Dias, B. F. S. 1998. **Impactos do fogo sobre a biodiversidade do Cerrado**. Dep. Ecologia. Notas Técnicas da Disciplina Ecologia do Fogo. Universidade de Brasília

Ekblom, A. & Gilson, L. 2010. Fire history and fire ecology of Northern Kruger and Limpopo National Park, southern Africa. **The Holocene**, 20(7): 1063-1077.

Eiten, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review**, 38(2): 201-341.

Forbes, S.A. 1925. Tha Lake as a microcosm. **Bulletin of the Illinois State Natural History Survey**, 15: 537-550.

Glitzenstein, J. S.; Platt, W. J & Streng, D. R. 1995. Effects of fire regime and habitat on tree dynamics in north Florida longleaf pine savannas. **Ecological Monographs**, 65 (4): 441-476.

Gunderson, L.H. 2000. Ecological resilience in theory and application. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 31: 425-439.

Hoffmann, W. A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology**, 35: 422-433.

Hoffmann, W. A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. **Ecology**, 80 (4): 1354-1369.

Hoffmann, W.A. & Moreira, A.G. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants, p. 159-177. *In*: Oliveira, P.S.; Marquis, R.J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. Columbia University Press. 398p.

Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 4: 1-24.

Landim, M. F. & Hay, J. D. 1995. Impacto do fogo sobre alguns aspectos da biologia reprodutiva de *Kielmeyera coriacea* Mart. **Revista Brasileira de Biologia**, 56 (1): 127-134.

Medeiros, M.B. & Miranda, H.S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasilica**, 19(3): 493-500.

Medeiros, M.B. & Miranda, H.S. 2008. Post-fire resprouting and mortality in cerrado woody plant species. **Edinburgh Journal of Botany**, 65 (1): 1-16.

Meffe, G. K. & Carroll, C. R. 1995. **Principles of Conservation Biology**. Sinauer Associates. 699p.

Mendonça, R.C.; Felfili, J.M.; Walter, B.M.T.; Silva-Júnior, M.C.; Rezende, A.V.; Filgueiras, T.S.; Nogueira, P.E. & Fagg, C.W. 2008. Flora vascular do bioma Cerrado. *In*: Sano, S.M.; Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. (eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Embrapa Informação Tecnológica.

Middleton, B. A.; Sanchez-Rojas, E.; Suedmeyer, B. & Michels, A. 1997. Fire in a tropical dry forest of Central America: a natural part of the disturbance regime? **Biotropica**, 29(4): 515-517.

Miranda, H.S.; Bustamante, M.C.M. & Miranda, A.C. 2002. The Fire Factor, p. 51-68. *In*: Oliveira, P.S.; Marquis, R.J. (eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. Columbia University Press. 398p.

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*: Miranda, H.S.; Saito, C.H.; Dias. B.F.S. (Eds.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Universidade de Brasília.

Nepstad, D.C.; Moreira, A.G. & Alencar, A.A. 1999. **Flames in the rain forest: origins, impacts and alternatives to Amazonian fire**. Pilot Program to Conserve the Brazilian Rain Forest. 161p.

Odum, E.P. 1953. **Fundamentals of ecology**. W.B. Saunders. 546p.

O'Neill, R.V. 2001. Is it time to bury the ecosystem concept? (with full military honors, of course!). **Ecology**, 82 (12): 3275-3284.

Overbeck, G.; Muller, S.C.; Pillar, V.D. & Pfadenhauer, J. 2005. Fine-scale post-fire dynamics in southern grassland. **Journal of Vegetation Science**, 16: 655-664.

Peck, S. 1998. **Planning for biodiversity: issues and examples**. Island Press. 221p.

Ramos-Neto, M.B. & Pivello, V.R. 2000. Lightning fires in a brazilian savanna National Park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, 26(6): 675-684.

Robbins, L. E. & Myers, R. L. 1992. **Seasonal effects of prescribed burning in Florida: a review**. Florida: Tall Timbers Research Station. Miscellaneous Publication. n. 8.

Sambuichi, R. H. R. 1991. **Efeitos de longo prazo do fogo periódico sobre a fitossociologia da camada lenhosa de um cerrado em Brasília, DF**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília.

Scholes, R. J. & Archer, S. R. 1997. Tree-grass interactions in savannas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 28: 517-544.

Simon, M.F.; Grether, R.; Queiroz, L.P. Skema, C.; Pennington, R.T. & Hughes, C.E. 2009. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in-situ evolution of adaptations to fire. **Biological Sciences**, 106.48. p. 20359(6).

Vicentini, K. R. C. F. 1993. **Análise palinológica de uma vereda em Cromínia-GO**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília.

Whelan, R. J. 1995. **The Ecology of fire**. Cambridge University Press. 346p.

Wilgen, B.W. 2009. The evolution of fire management practices in savanna protected areas in South Africa. **South African Journal of Science**, 105: 343-349.

Deve-se Usar o Fogo como Instrumento de Manejo no Cerrado e Campos Sulinos?

Alessandra Fidelis[1] *& Vânia Regina Pivello*[1]

Recebido em 13/4/2011 – Aceito em 22/6/2011

RESUMO – O fogo é um importante instrumento de manejo em diversos ecossistemas, no mundo todo. No Brasil, particularmente o Cerrado e os Campos Sulinos são submetidos a queimadas periódicas, seja por motivos naturais (raios) ou por ações humanas. Entretanto, nas unidades de conservação que se propõem a conservar esses biomas, procura-se impedir a ocorrência de queimadas. Pretendemos aqui evidenciar a importância do fogo no Cerrado e nos Campos Sulinos e estimular uma reavaliação do manejo em relação ao fogo nesses ecossistemas. Evidências fósseis e palinológicas demonstram que tanto o Cerrado como os Campos Sulinos evoluíram com eventos de fogo, pois diversas adaptações são reconhecidas na vegetação e também em seus processos ecológicos, havendo indicações seguras de que sua própria manutenção seja dependente de queimas periódicas. A decisão de banir o fogo nas áreas protegidas com esses ecossistemas traz diversos problemas às próprias unidades de conservação, como exclusão de espécies, invasão por espécies exóticas, perturbação de ciclos ecológicos, que comprometem a preservação da diversidade biológica em médio e logo prazo. Incêndios de grandes proporções têm ocorrido em áreas protegidas de Cerrado nos últimos anos, especialmente causados pela combinação do acúmulo de biomassa e usos das terras no entorno das unidades de conservação. Sendo assim, sugerimos que os órgãos ambientais brasileiros revejam sua posição em relação ao manejo de unidades de conservação que protegem ecossistemas adaptados a distúrbios de fogo, admitindo a aplicação de ações planejadas e controladas que supram os efeitos causados por esse distúrbio natural.

Palavras-chave: história ecológica, incêndio, manejo ecológico, queima controlada, unidade de conservação.

ABSTRACT – Fire is an important management tool in several ecosystems worldwide. In Brazil, particularly the Cerrado and the Campos Sulinos are submitted to periodical burnings both due to natural causes (lightning) or human activities. However, in the reserves created to protect such ecosystems fire tends to be abolished. In the present paper we intend to evidence the importance of fire in Cerrado and Campos Sulinos, and to stimulate rethinking about its use for ecological management. Fossil and palynological evidences show that such ecosystems evolved in association with fire, once a high number of fire adaptations are recognized in the vegetation and in the ecological processes of these ecosystems. Still, it is believed that their self-maintenance is dependent on periodical fires.The decision to eliminate fire from Cerrado and Campos Sulinos protected areas brings many problems to the reserves, for instance the exclusion of species, biological invasions, disturbance in the ecological cycles, which jeopardize the preservation of the biodiversity at medium and long term. Wildfires of great proportions have happened in the last years, especially in Cerrado protected areas, due to the combination of biomass accumulation and land uses in their surroundings. Therefore, we suggest that Brazilian environmental organizations rethink their attitude relative to the management of natural preserves in ecosystems adapted to periodical fires, and admit planned and controlled actions to supply the effects caused by that natural disturbance.

Key-words: ecological history, wildfire, ecological management, controlled burning, protected area.

[1] Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia, Laboratório de Ecologia da Paisagem e Conservação, Rua do Matão, 321, Trav.14, São Paulo, SP 05508-900

Introdução

O fogo é um fator chave na distribuição e composição de vários ecossistemas do mundo (Bond *et al.* 2005; Pivello 2011). Num contexto histórico, o fogo selecionou, na biota e nos processos ecossistêmicos, características que evidenciam a magnitude de sua atuação (Bowman *et al*. 2009). Ambientes selecionados pelo fogo ainda possuem mecanismos que promovem a recorrência das queimas, e assim se mantêm (Christensen 1985). No Brasil, a maior parte das fisionomias do Cerrado são tidas como ecossistemas dependentes do fogo (Hardesty *et al*. 2005, Pivello 2011), pois evoluíram sob sua influência e dele dependem para manter seus processos ecológicos. Também é marcante a influência do fogo nos Campos Sulinos.

Neste artigo, apontamos, por meio de evidências históricas e ecológicas, a importância do fogo para a conservação das fisionomias campestres e savânicas do Cerrado e manutenção dos Campos Sulinos, no intuito de estimular uma ampla discussão sobre o uso de queimadas controladas em unidades de conservação criadas para proteger tais ecossistemas. Assim, num primeiro momento (seção "O fogo como modelador da vegetação"), apresentamos inúmeras adaptações da vegetação do Cerrado e dos Campos Sulinos ao fogo; a seguir, mostramos o contexto histórico em que essas adaptações provavelmente se originaram ("Breve histórico do fogo no Cerrado e nos Campos Sulinos") e, por fim, argumentamos sobre a necessidade de se incluir queimadas planejadas e controladas no manejo de unidades de conservação em ecossistemas de Cerrado e Campos Sulinos (seção "Motivos para o uso do fogo no manejo de unidades de conservação"). Terminamos destacando nossas conclusões.

O fogo como modelador da vegetação

Ao final do período Terciário, o fogo provocou alterações na biogeografia das paisagens mundiais, assim como teve um grande impacto na função dos ecossistemas (Pausas & Keeley 2009). Em épocas de sazonalidade, uma maior expansão de gramíneas C_4 deve ter ocorrido devido à maior atividade do fogo (Keeley & Rundel 2005). Além disso, a redução da cobertura arbórea causada pelo fogo foi de fundamental importância para a evolução de ecossistemas ricos em espécies herbáceas, bem como na formação e distribuição dos ecossistemas dominados por gramíneas C_4 (Bond *et al*. 2005).

O fogo influencia a dinâmica e a estrutura das populações de plantas (Whelan 1995, Bond & van Wilgen 1996). Remove a serapilheira e controla espécies dominantes, que muitas vezes serviam como barreira para o estabelecimento e persistência de outras espécies (Hoffmann 1996). Sendo assim, pode-se afirmar que a passagem do fogo atua na hierarquia de competição em comunidades vegetais (Tyler 1995, Laterra & Solbrig 2001, Marcos *et al*. 2004), criando novas condições pós-fogo para o recrutamento de espécies (via plântulas ou rebrotamento). Além da mudança na hierarquia de competição, deve-se também apontar, como consequências da passagem do fogo, o aumento na incidência de luz e disponibilidade de nutrientes (Pivello & Coutinho 1992, Rice 1993, Wrobleski & Kauffman 2003), na disponibilidade de espaços ("gaps") no substrato (Bond & van Wilgen 1996) e, finalmente, mudanças na temperatura do solo (Tyler 1995, Hoffmann 1996, Auld & Denham 2006, Knox & Clarke 2006), as quais podem estimular o recrutamento das espécies.

Plantas em ambientes sob influência do fogo geralmente possuem adaptações que lhes permitem sobreviver ou regenerar rapidamente, como por exemplo, a presença de espessa cortiça nos troncos de árvores e proteção das gemas (Coutinho 1980, Gignoux *et al.* 1997), ou mesmo a presença de desenvolvidos órgãos subterrâneos (Lindman 1906, Rizzini & Heringer 1962). Algumas espécies apresentam mecanismos reprodutivos ligados ao fogo, como a indução da floração (Coutinho 1980, Munhoz & Felfili 2007), abertura de frutos após a passagem do fogo ("serotinous seeds", Stokes *et al*. 2004) ou ainda a quebra da dormência de sementes e estímulo à germinação (Coutinho 1990, Auld & O´Connell 1991).

No Cerrado, podemos observar diversos atributos na vegetação ligados à presença frequente do fogo, como por exemplo, a típica forma tortuosa das árvores e arbustos, que também apresentam uma casca grossa protegendo seus tecidos internos das altas temperaturas alcançadas durante os incêndios; espécies herbáceas, como gramíneas e ciperáceas, têm suas gemas protegidas através da estrutura das folhas, que formam uma base densamente imbricada (Coutinho 1980, 1982; Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006); órgãos subterrâneos, muitas vezes lenhosos, como xilopódios e rizomas, são providos de gemas capazes de formar ramos aéreos, tanto vegetativos como reprodutivos, após a passagem do fogo (Coutinho 1980, 1982, 1990). A presença de espécies com órgãos subterrâneos é uma característica marcante da vegetação de Cerrado (Rizzini & Heringer 1961, Warming 1908, Appezzato-da-Glória 2003). Rizzini (1965) apontou mais de 90 gêneros de espécies herbáceas com presença de xilopódio. Embora não sendo uma estrutura típica de reserva, por não apresentar um tecido parenquimático característico de reserva, os xilopódios podem armazenar água, no entanto, uma das funções mais importantes dessas estruturas é sua alta capacidade gemífera (Rizzini & Heringer 1961, Rizzini & Heringer 1962, Coutinho 1990, Appezzato-da-Glória & Estelita 2000, Appezzato-da-Glória *et al.* 2008). As gemas protegidas abaixo do nível do solo durante a passagem do fogo podem formar novos ramos e, desta forma, garantir a permanência e sobrevivência da espécie. Além do xilopódio, há uma grande diversidade de órgãos subterrâneos no Cerrado, com funções tanto de reserva como também de propagação vegetativa, como rizóforos, raízes tuberosas, rizomas, sóboles e raízes gemíferas (Rizzini & Heringer 1961, Appezzato-da-Glória 2003).

Outra estratégia vantajosa das plantas em ambientes com frequentes queimadas e encontrada no Cerrado é o maior acúmulo de biomassa na porção subterrânea, que pode ser até 2-3 vezes superior à da biomassa aérea (Castro & Kauffman 1998, Delitti *et al.* 2001). Desta forma, muitas espécies herbáceas e subarbustivas investem uma grande parte de sua energia na alocação de nutrientes para as porções subterrâneas, que estarão protegidas durante a passagem do fogo e os longos períodos de seca. Enquanto isso, as espécies lenhosas alocam essa energia para a produção de ramos e caules mais suberosos, que protegerão os tecidos internos durante a passagem do fogo (Coutinho 1990; Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006).

Dentre as estratégias reprodutivas das plantas do Cerrado afetadas pelo fogo, o aumento da produção de frutos e sementes é um resultado direto da floração sincronizada que ocorre após uma queimada (Warming 1908, Coutinho 1980, 1982, Munhoz & Felfili 2007), aumentando desta forma, a taxa de reprodução sexuada numa vegetação que tem o rebrotamento como importante estratégia de regeneração. Em muitas espécies lenhosas, a deiscência dos frutos e a dispersão das sementes somente ocorrem após a passagem do fogo (Coutinho 1982, 1990, Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006). Num elegante experimento, Cirne & Miranda (2008) demonstram o isolamento de frutos de *Kielmeyera coriacea* (Spr) Mart. a altas temperaturas e o estímulo à germinação de suas sementes após seus frutos terem sido submetidos a 720 °C.

O fogo promove não apenas adaptações morfológicas e fisiológicas nas plantas do Cerrado, mas também nos processos ecológicos, pois queimadas periódicas estimulam o rebrotamento, a ciclagem dos nutrientes, a frutificação e o estabelecimento de plântulas de diversas espécies (Coutinho 1982, 1990, Pivello & Coutinho 1982). Ainda, a freqüência de fogo pode alterar de maneira significativa a fitofisionomia: áreas frequentemente queimadas tendem a se tornar mais abertas e com maior dominância de um estrato graminóide, pois a alta recorrência de fogo afeta negativamente o estabelecimento e a sobrevivência de árvores jovens (Moreira 2000, Miranda *et al.* 2002, 2009) e positivamente o estrato herbáceo, através do depósito de cinzas e nutrientes na superfície do solo (Coutinho 1982, 1990, Pivello & Coutinho 1992, Kauffman *et al.* 1994). Desta forma, a ausência do fogo geralmente promove um aumento da cobertura lenhosa (Moreira 2000), levando à perda de espécies herbáceas características e a mudanças na fisionomia da vegetação.

Estratégias semelhantes às encontradas no Cerrado são observáveis nos Campos Sulinos, ambientes também submetidos a queimadas frequentes. Muitas espécies dos Campos Sulinos possuem órgãos subterrâneos, como bulbos, cormos, rizomas, rizóforos, raízes tuberosas e

xilopódios, que possuem tanto função de reserva como grande potencial gemífero (Fidelis *et al*. 2009). Em áreas frequentemente queimadas, nos Campos Sulinos, a diversidade de órgãos subterrâneos tende a ser maior, com maior dominância de xilopódios. Por outro lado, em áreas excluídas do fogo há algumas décadas, a presença de órgãos subterrâneos tende a ser baixa, sendo encontradas apenas partes dos mesmos, já com gemas inviáveis (Fidelis 2008, Fidelis *et al*. 2009). Desta forma, a regeneração da vegetação e, consequentemente, a manutenção da diversidade de espécies campestres fica prejudicada. Essas estruturas subterrâneas formam um banco de gemas (estoque de gemas com a potencialidade de robrotar) que conferem ao rebrotamento uma grande importância como estratégia de regeneração da vegetação dos Campos Sulinos após distúrbios, como fogo ou pastejo (Fidelis 2008). De fato, confirmou-se uma relação positiva entre o banco de gemas com a frequencia de queimas, especialmente em relação às espécies herbáceas (Fidelis 2008, Fidelis *et al*. 2009). Fidelis *et al*. (2008) demonstraram a rápida capacidade de rebrotamento em *Eryngium horridum* Malme (Apiaceae) através de gemas apicais e laterais dos rizomas após a passagem do fogo. Também a remoção da biomassa aérea e da serapilheira pelo fogo, com consequente abertura de espaços ("gaps") na vegetação, facilita o estabelecimento e sobrevivência de espécies que não conseguem competir com a matriz graminóide fechada (Fidelis 2008). Por exemplo, observou-se que a espécie herbácea *Chaptalia runcinata* Kunth (Asteraceae) era rara em áreas excluídas do fogo há seis anos, no entanto, novas plântulas e rebrotes desta espécie foram encontrados após a passagem do fogo, graças à abertura da vegetação e exclusão dos competidores (Fidelis *et al.* 2010a). O estabelecimento de plântulas mesmo em espécies germinadoras, como *Heterothalamus psiadioides* Less (Asteraceae), foi também estimulado pela passagem do fogo, devido à abertura da vegetação (Fidelis *et al*. 2010a).

Observa-se que o fogo também estimula a floração em diversas espécies dos Campos Sulinos, como *Habranthus gracilifolius* Herb. (Amaryllidaceae), *Macroptilium prostratum* Urb. (Fabaceae), *Chaptalia runcinata* Kunth (Asteraceae), *Andropogon selloanus* Hack., *Leptocoryphium lanatum* Nees e *Calamagrostis viridiflavescen* Steud, estas três últimas pertencentes à família Poaceae (A.T. Fidelis, observação pessoal). Poucos estudos existem ainda verificando efeitos do fogo na germinação de espécies desse tipo de ecossistema, porém, alguns deles mostraram que o choque térmico não estimulou a germinação de espécies campestres, mas também não matou suas sementes (Overbeck *et al*. 2006, Fidelis *et al*. 2007).

Semelhantemente ao Cerrado, o fogo (assim como o pastejo) mantém as fisionomias campestres no sul do Brasil (pois, por suas características climáticas, a região toda tenderia a ser coberta por florestas), bem como sua diversidade (Overbeck *et al.* 2005, 2007). O número estimado de espécies para os Campos Sulinos é de 2500 (Boldrini *et al.* 2009). Uma característica importante desta vegetação é a composição mista de gramíneas C_3 e C_4, devido à sua localização em área de transição entre zonas tropicais e temperadas (Boldrini *et al.* 2009, Fidelis 2010).

As queimadas nos Campos Sulinos, assim como no Cerrado, também são rápidas e pouco intensas (cerca de 320 $kW.m^{-1}$), com temperaturas não ultrapassando 530 °C ao nível do solo (Fidelis *et al.* 2010b). A intensidade do fogo é influenciada principalmente pela quantidade de biomassa fina (especialmente graminóides e ramos finos) acumulada na área (Fidelis *et al.* 2010b). A exclusão do fogo leva a um aumento de gramíneas mais altas, que acabam sombreando outras espécies de gramíneas e herbáceas menores, diminuindo, assim, a diversidade de espécies campestres (Overbeck *et al.* 2005). Após algum tempo, os arbustos acabam sombreando essas gramíneas e há o acúmulo de uma grande quantidade de biomassa morta, altamente inflamável (Fidelis 2010; Fidelis *et al.* 2010b). Com a exclusão do fogo, as áreas de campo tendem a ser substituídas, ocorrendo um aumento no estrato lenhoso e consequente perda de espécies herbáceas. Onde há um mosaico formado por manchas de ecossistemas campestres e de floresta de Araucárias, esta tende a avançar sobre a vegetação campestre. Oliveira & Pillar (2004) observaram a expansão da floresta sobre áreas de campo nativo excluídas tanto do fogo quanto do pastejo há mais de 20 anos, nos Campos de Cima da Serra no Rio Grande do Sul. O mesmo fato pode ser observado em áreas ao redor de Porto Alegre, sobre morros graníticos (Müller 2005).

Breve histórico do fogo no Cerrado e nos Campos Sulinos

Estudos baseados em análises de pólen e carvão mostram que o fogo está presente nos Cerrados desde antes da chegada do Homem na América do Sul, há pelo menos 32.000 anos (Guidon & Delibrias 1986, Salgado-Labouriau & Ferraz-Vicentini 1994, Cooke 1998, Salgado-Labouriau *et al*. 1998, Ledru 2002). O trabalho de Simon *et al*. (2009), no entanto, demonstra que a diversificação de linhagens de plantas com adaptações ao fogo, na região do Cerrado, ocorreu há cerca de 4 milhões de anos, indicando uma presença marcante e já muito antiga do fogo nessa região. No entanto, uma maior documentação de evidências da ocorrência de queimadas tanto no Cerrado como nos Campos Sulinos existe para o período Holoceno (iniciado há cerca de 11.500 anos) (Behling 1995, Behling & Pillar 2007).

De acordo com Power *et al*. (2008), o regime de fogo no mundo foi se modificando no período da deglaciação – desde 21.000 anos atrás – sofrendo mudanças mais marcantes entre 12.000 e 9.000 anos atrás. Na maior parte das Américas, registros de carvão fóssil mostraram que a frequência de fogo aumentou muito durante o Holoceno, devido à mudança para um clima mais seco (Power *et al*. 2008), o que deve ter ocorrido no Cerrado já desde o início desse período (Pessenda *et al*. 2001, 2004, 2005).

Na atual região dos Campos Sulinos, o fogo começou a ser mais presente há cerca de 7400 anos, também mudando a composição florística da vegetação (Behling *et al.* 2004; Behling & Pillar 2007). Os Campos Sulinos dominavam a parte sul da América do Sul durante a última glaciação, evidenciando climas mais frios e secos (Rambo 1953, Behling *et al.* 2002, Behling & Pillar 2007). Com as condições climáticas mais quentes a partir de 3000-4000 anos atrás e principalmente nos últimos 1000 anos, as áreas tropicais de maior altitude, ocupadas pelos campos típicos de clima mais frio, foram sendo substituídas por fisionomias do Cerrado (Behling 1997,2002, Behling & Pillar 2007); nas menores altitudes, passou a haver substituição de áreas de Cerrado por florestas semidecíduas, (Behling 1998, 2002). Assim, a área ocupada pelo Cerrado durante o início do Holoceno era maior do que no seu período final (Behling 1998). Também nessa época, deu-se a expansão da Floresta de Araucárias sobre a vegetação campestre sulina. Estudos com isótopos de carbono em áreas com vegetação de campo, Floresta de Araucárias e capões de florestas latifoliadas confirmaram a existência dos campos antes da expansão da Floresta de Araucárias (Dümig *et al.* 2008), a qual se deu apenas há cerca de 1000 anos (Behling 2002, Behling *et al.* 2004). Em seu estudo, Jeske-Pieruschka *et al.* (2010) mostraram uma forte correlação entre frequência de fogo e as expansões e retrações da vegetação campestre em relação às florestas de Araucárias, ocorridas no último milênio.

Presume-se que as várias alterações na vegetação ocorridas no Holoceno não podem ser ligadas apenas às mudanças climáticas (Pausas & Keeley 2009). Durante esse período, houve um grande aumento da população humana e há registros de que o fogo vem sendo usado pelo Homem há alguns milhares de anos. No Cerrado, populações semi-nômades usavam ativamente o fogo há 4000-5000 anos (Prous 1992, Fiedel 1992). Essa ferramenta também foi amplamente utilizada entre a maioria dos grupos indígenas brasileiros (Godoy 1963, Maybury-Lewis 1984, Posey 1985, Balée 1993, Mistry *et al*. 2005, Silva 2009), principalmente para limpar áreas ao redor das casas, abrir áreas para cultivo, afastar ou matar animais peçonhentos, para caçar, estimular o rebrotamento de gramíneas e a floração e frutificação de outras plantas, além de utilizá-lo em rituais religiosos (Gross *et al*. 1979, Posey 1985, Silva 2009).

O uso do fogo como ferramenta de manejo foi passado dos indígenas aos sertanejos, tanto na região do Cerrado como dos Campos Sulinos, que hoje dele se utilizam principalmente para manejar os pastos nativos, para a criação extensiva de gado. Em seu livro escrito no final do século XIX, Eugene Warming, referindo-se ao Cerrado, escreve: "*O costume da queima dos campos é tão geral que St. Hilaire, que atravessou Minas Gerais em varias direcções, diz deste Estado, do tamanho da França, que, talvez, não haja mais uma légua quadrada de campo natural que não tenha sido queimada por varias vezes*." (Warming 1908). Warming deixa claro o costume do homem do campo em usar o fogo como instrumento de manejo da vegetação.

O pecuarista costuma queimar o pasto no inverno. No Cerrado, isso se dá para estimular a rebrota das herbáceas e aumentar as fontes de alimento para o gado, nessa época em que a vegetação herbácea encontra-se ressecada. No sul do Brasil, a queima dos campos é feita ao final do inverno para eliminar o material vegetal crestado pelas geadas, facilitando, assim, o rebrotamento na primavera. Esse manejo tradicional é ainda hoje praticado por pequenos pecuaristas do sul do Brasil, ou na pecuária de corte com manejo extensivo, que ainda predomina na região do Cerrado. Desta forma, o uso do fogo como instrumento de manejo agropecuário levou a mudanças nos regimes de queima que ocorriam anteriormente à chegada do homem europeu ao Brasil. Além de aumentarem a frequência das queimadas, os pecuaristas também modificaram sua época, intensidade e padrão espacial (Coutinho 1982, Ramos-Neto & Pivello 2000, Pivello 2011).

No Cerrado, queimadas naturais, que são aquelas causadas por raios, geralmente ocorrem tanto na estação chuvosa quanto nos meses de transição entre estações (maio e setembro), quando há ocorrência de grandes tempestades (Ramos-Neto & Pivello 2000). Entre junho de 1995 e maio de 1999, 91% dos 45 incêndios registrados dentro do Parque Nacional de Emas (Goiás) foram causados por raios, na estação chuvosa e nos meses de transição. Já os incêndios causados pelo homem ocorrem na estação seca, queimando extensas áreas, enquanto que os incêndios naturais queimam pequenas manchas e são logo apagados pela chuva (Ramos-Neto &Pivello 2000). Tais padrões também foram registrados no Parque Nacional da Serra da Canastra (Medeiros & Fiedler 2004) e no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (Fiedler *et al*. 2006). Por ser ateado no final da estação seca ou em áreas onde a biomassa se acumulou ao longo de vários anos (Pivello 2006a, 2006b), o fogo antropogênico é, geralmente, de maior intensidade e periculosidade.

Regimes de fogo inadequados levam à degradação da vegetação e do solo, além da perda de biodiversidade (Pivello 2006a, 2011). Nas últimas décadas, diversas áreas originalmente de fisionomias mais fechadas, como cerradão ou cerrado *sensu stricto*, foram descaracterizadas devido a regimes de fogo alterados, principalmente para a criação do gado (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006). Nos Campos Sulinos, queimadas em regimes de fogo alterados podem levar à degradação do solo e invasão por espécies exóticas (Jacques 2003). Sendo assim, é mais correto considerar que as espécies e os sistemas não são simplesmente adaptados ao fogo, mas sim, a um determinado regime de fogo. Portanto, modificações no regime "natural"de fogo (ou seja, sem a interferência humana) podem causar impactos negativos em vários aspectos do ecossistema (Pausas & Keeley 2009, Pivello 2011).

Motivos para o uso do fogo no manejo de unidades de conservação

Em diversas partes do mundo, a expansão de áreas urbanas sobre a vegetação nativa levou a um aumento nas fontes de ignição, a mudanças nos regimes de queima e à maior exposição da população humana aos incêndios (Pausas & Keeley 2009). Desta forma geram-se discussões na mídia sobre a destruição causada pelo fogo, principalmente quando vidas humanas são colocadas em risco e, em alguns casos, perdidas (por exemplo: CNN-US 2006, Los Angeles Times 2009). Mas tais discussões não levaram em conta as influências antropogênicas nesses eventos de destruição, que muitas vezes não significavam "destruição" para a vegetação nativa, e sim, um evento normal para o ecossistema. Um exemplo disso é o grande incêndio ocorrido no Parque Nacional Yellowstone, em 1988, que durou meses e queimou milhares de hectares (Ruhf s/d). A conclusão final de tal evento foi que a frequência de fogo naquele tipo de vegetação é de cerca de 200 a 300 anos e que a vegetação é resiliente a esse regime de fogo. Portanto, apesar da aparente destruição, a vegetação se recuperou sem haver perdas maiores para o ecossistema (Pausas & Keeley 2009).

O fogo não deve ser visto apenas como um evento de destruição para vários ecossistemas no mundo, como por exemplo, as savanas africanas (Trollope 1982), australianas (Morgan 1999), o Cerrado brasileiro (Walter & Ribeiro 2010, Pivello 2011), os páramos equatorianos (Ramsay & Oxley 1996), as pradarias americanas (Hanes 1971, Naveh 1975) e os ecossistemas mediterrâneos

(Lloret 1998). Tais ecossistemas, portanto, podem ser definidos como pirofíticos, ou dependentes do fogo (Hardesty *et al*. 2005). Simulações mostraram que a exclusão do fogo levaria a um aumento de 26,9% a 56,4% da cobertura florestal mundial e a uma mudança de áreas com presença de gramíneas C_4 para florestas mais fechadas de angiospermas (Bond *et al.* 2005), modificando de forma marcante a fisionomia, a diversidade e o funcionamento desses ecossistemas. Portanto, o fogo é um fator importante para a manutenção de vários ecossistemas do mundo e de sua biodiversidade.

Assim sendo, para o manejo de certos tipos de vegetação dependentes de distúrbios, o fogo é um fator que não deve ser ignorado, pois é um mantenedor da própria biota. De acordo com a legislação ambiental brasileira, ações de manejo ecológico em unidades de conservação, como o uso do fogo, podem ser aplicadas desde que contempladas em seus planos de manejo (Brasil, 1979, 1988, 1998). Devido à falta de clareza e detalhamento quanto às intervenções que podem ser feitas nas unidades de conservação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), há deficiência nos planos de manejo e, consequentemente, no manejo da vegetação. Muitos planos de manejo ainda são voltados mais às ações administrativas do que ao manejo ecológico (Pivello 2006a).

Na maioria das vezes, quando as unidades de conservação são estabelecidas, todo tipo de distúrbio é delas retirado. Em ecossistemas dependentes de distúrbios, sua total exclusão pode levar à perda de biodiversidade e de processos, terminando na descaracterização ou degradação desses ecossistemas (Huston 2004, Hardesty *et al*. 2005, Pivello 2011). No Cerrado, o estabelecimento de unidades de conservação leva a mudanças no regime de fogo, geralmente excluindo-o. Isso causa acúmulo de material combustível ao longo dos anos de exclusão, resultando em grande risco de incêndios descontrolados e intensos, provenientes de faíscas geradas por atividades humanas.

Atualmente, a maior ameaça para as unidades de conservação de ecossistemas onde o fogo ocorre são as queimadas descontroladas, geralmente causadas pelos vizinhos dessas unidades, que usam o fogo principalmente para preparar a área para o cultivo, para caçar ou para fins pecuários. Na maioria das vezes, o fogo é colocado sem os cuidados devidos, como o preparo de aceiros, e se propaga às áreas vizinhas (Pivello 1992, Ramos-Neto & Pivello 2000). Em anos de grande acúmulo de biomassa, queimadas destrutivas são esperadas, como ocorreu em várias unidades de conservação de Cerrado, no ano de 2010 (França 2010, Pivello 2011).

Em 2009, a estação seca na região central do Brasil foi muito curta, gerando acúmulo de biomassa ao longo do ano. Já o ano de 2010 teve um período mais prolongado de seca, resultando num aumento significativo dos focos de incêndio em várias unidades de conservação de Cerrado (Pivello 2011). Muitas delas queimaram em mais de 50% de sua área, como os parques nacionais de Emas, Chapada dos Veadeiros e do Araguaia, que tiveram, respectivamente, 91%, 77% e 56% de suas áreas queimadas (França 2010), ou o Parque Estadual do Jalapão, com cerca de 70% de sua área queimada (C. Moreira, comunicação pessoal). Tais incêndios de grande intensidade e proporções espaciais não são benéficos para a vegetação ou a fauna e podem causar perda de espécies, inclusive endêmicas, invasão por espécies exóticas, desequilíbrio nos ciclos ecológicos e mudanças nas fisionomias dos ecossistemas atingidos (Pivello 2006a, 2006b).

Percebemos que, nos últimos anos, tem havido maior interesse dos órgãos ambientais no uso do fogo como ferramenta de manejo em unidades de conservação de Cerrado. Por exemplo, experimentos estabelecidos no Parque Estadual do Jalapão (Tocantins) foram visitados por funcionários do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) com o objetivo de monitoramento do manejo de fogo em áreas de extração do capim dourado (*Syngonanthus nitens* Ruhland, Eriocaulaceae), uma vez que as pessoas das comunidades locais usam o fogo para estimular a produção dos escapos florais dessa espécie, utilizada em artesanato (Schmidt *et al.* 2007).

Nos Campos Sulinos, o manejo da vegetação se faz urgente, uma vez que, além do acúmulo de biomassa combustível, há ameaça de eliminação das próprias fisionomias campestres, devido à expansão da Floresta de Araucárias sobre as áreas de campos e a perda de espécies campestres em

outras áreas que não estão com contato com a floresta. Acredita-se que distúrbios como o pastejo e o fogo são os fatores principais que mantêm a diversidade e a fisionomia desses campos (Overbeck *et al.* 2007, Fidelis 2010) e, na ausência do distúrbio, espécies florestais de áreas circunvizinhas se estabelecem a partir da borda da floresta ou através da nucleação de manchas florestais, muitas vezes através do estabelecimento inicial de *Araucaria angustifolia* (Duarte *et al.* 2006). Desta forma, tendo em vista o objetivo de se conservar tais ecossistemas com sua diversidade característica, faz-se necessário admitir o manejo dessas áreas por meio de distúrbios periódicos, previstos em seus planos de manejo. Portanto, o fogo, juntamente com o pastejo, poderia ser utilizado como ferramenta de manejo em unidades de conservação a fim de manter as fisionomias e a diversidade dos Campos Sulinos, uma vez que ele seleciona espécies e um conjunto de atributos distintos do pastejo. E, diferentemente do que se possa pensar, o fogo não afeta a vegetação somente de forma negativa, desde que utilizado de maneira correta.

Conclusões

Evidências no Brasil (Pivello 2006a, 2011, França 2010) e no mundo (Hardesty *et al.* 2005, Bowman *et al.* 2009, Pausas & Keeley 2009) mostram que não se pode manter grande parte dos ecossitemas campestres e savânicos na ausência do fogo sem que a vegetação (fisionomia, composição específica) e os processos ecossistêmicos (decomposição e ciclagem dos nutrientes, processos reprodutivos, interações interespecíficas), se alterem, ou que incêndios de maiores proporções ocorram. Entendemos, portanto, que o fogo pode e deve ser considerado como uma ferramenta de manejo em unidades de conservação que visam à proteção dos ecossistemas herbáceos dele dependentes, a fim de manter sua estrutura, composição florística e, consequentemente, faunística. Queimadas programadas e controladas devem ser implementadas nessas áreas protegidas – destacando-se aqui o Cerrado e os Campos Sulinos – a fim de se direcionar seus efeitos aos objetivos de manejo (Pivello & Norton 1996), evitando-se, assim, incêndios inesperados e descontrolados, além da manutenção das suas fisionomias e diversidade.

Como já apontado por Pillar & Vélez (2010), as ações de manejo nas unidades de conservação deveriam ser implementadas em colaboração com instituições de pesquisa, por meio de experimentos e monitoramento, a fim de se estabelecer claramente metas e objetivos para a melhoria dos seus planos de manejo. O regime de fogo mais adequado a cada local e situação dependerá de diversos fatores, como tipo fisionômico, flora e fauna específicas, presença de espécies exóticas com diferentes graus de resistência ao fogo, condições climáticas locais, características do entorno e da paisagem, dentre outras. Informações voltadas ao manejo ecológico de fogo são raras na literatura, pois quase não há pesquisas científicas nesse sentido. Para o Cerrado, Pivello (Pivello 1992, 2006a, 2006b, Pivello & Norton 1996) procurou dar diretrizes gerais conforme diferentes objetivos de queima e diferentes tipologias de cerrado; em relação aos Campos Sulinos, ainda menos informações publicadas existem nessa abordagem de manejo ecológico por meio do fogo. Os trabalhos de Overbeck *et al.* (2007) e Fidelis (2010) ressaltam que o fogo pode ser uma ferramenta de manejo eficaz para a manutenção dos Campos Sulinos e diferenciam seus efeitos daqueles do pastejo, uma vez que selecionam espécies com atributos específicos e distintos. No entanto, há a necessidade de se estabelecer experimentos em campo para que pelo menos diretrizes gerais quanto ao uso adequado do fogo sejam estabelecidas.

Referências bibliográficas

Appezzato-da-Glória, B. 2003. **Morfologia de sistemas subterrâneos: histórico e evolução do conhecimento no Brasil**. A.S. Pinto.

Appezzato-da-Glória, B. & Estelita, M.F.M. 2000. The development anatomy of the subterranean system in *Mandevilla ilustris* (Vell.) Woodson and *M. velutina* (Mart. ex Stadelm.) Woodson (Apocynaceae). **Revista Brasileira de Botânica**, 23: 27-35.

Appezzato-da-Glória, B.; Hayashi, A.H.; Cury, G.; Soares, M.K.M. & Rocha, R. 2008. Underground systems of Asteraceae species from the Cerrado. **The Journal of the Torrey Botanical Society**, 135**:** 103-113.

Auld, T.D. &. Denham, A.J. 2006. How much seed remains in the soil after a fire? **Plant Ecology**, 187**:** 15-24.

Auld, T. D. & O´Connell, M.A. 1991. Predicting patterns of post-fire germination in 35 eastern Australian Fabaceae. **Australian Journal of Ecology**, 16**:** 53-70.

Balée, W. 1993. Indigenous transformation of Amazonian forests: an example from Maranhão, Brazil. **L'Homme** 33: 231-254.

Behling, H. 1995. A high resolution Holocene pollen record from Lago do Pires, SE Brazil: vegetation, climate and fire history. **Journal of Paleolimnology**, 14**:** 253-268.

Behling, H. 1997. Late Quartenary vegetation, climate and fire history of the Araucaria forest and campos region from Serra Campos Gerais, Paraná State (South Brazil). **Review of Palaeobotany and Palynology**, 97**:** 109 - 121.

Behling, H. 1998. Late Quaternary vegetational and climatic changes in Brazil. **Review of Palaeobotany and Palynology**, 99**:** 143 - 156.

Behling, H. 2002. South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. **Palaeogegraphy, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, 177**:** 19 - 27.

Behling, H.; Arz, H.W.; Pätzold, J. & Wefer, G. 2002. Late Quaternary vegetational and climate dynamics in southeastern Brazil, inferences from marine cores GeoB 3229-2 and GeoB 3202-1. **Palaeogegraphy, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, 179**:** 227 - 243.

Behling, H.; Pillar, V.D.; Orlóci, L. & Bauermann, S.G. 2004. Late Quaternary *Araucaria* forest, grassland (campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. **Palaeogegraphy, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, 203**:** 277-297.

Behling, H. & Pillar, V.D. 2007. Late quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, 362**:** 243-251.

Boldrini, I.B. 1997. Campos no Rio Grande do Sul- Fisionomia e problemática ocupacional. **Boletim do Instituto de Biociências da UFRGS**, 56: 1-39.

Boldrini, I.I.; Egger, L.; Mentz. L.; Miotto, S.T.S.; Matzenbacher, N.; Longhi-Wagner, H.M.; Trevisan, R.;Schneider, A.A. & Setubal, R.B. 2009. Flora. *In*: Boldrini, I. I. (ed.). **Biodiversidade dos campos do planalto de araucárias**. MMA.38-94

Bond, W.J. & van Wilgen, B.W. 1996. **Fire and plants**. Chapman Hall.

Bond, W.J.; Woodward, F.I & Midgley, G.F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **New Phytologist**, 165**:** 525-538.

Bowman, D.M.J.S.; Balch, J.K.; Artaxo, P.; Bond, W.J.; Carlson, J.M.; Cochrane, M.A.; D'Antonio, C.M.; DeFries, R.S.; Doyle, J.C.; Harrison, S.P.; Johnston, F.H.; Keeley, J.E.; Krawchuk, M.A.; Kull, C.A.; Marston, J.B.; Moritz, M.A.; Prentice, I.C.; Roos, C.I.; Scott, A.C.; Swetnam, T.W.; van der Werf, G.R. & Pyne, S.J. 2009. Fire in the earth system. **Science**, 324: 481-484.

Brasil, 1979. Decreto nº 84.017, de 21 de setembro se 1979. Aprova o regulamento dos parques nacionais brasileiros. **Diário Oficial da União**. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1970-1979/D84017.htm> (Acesso em: 03/09/2011).

Brasil, 1988. Resolução CONAMA nº 11, de 14 de dezembro de 1988. Dispõe sobre as queimadas nas Unidades de Conservação. **Diário Oficial da União**, Seção 1, 11/08/1989: 13661. Disponível em: < http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=75> (Acesso em: 03/09/2011).

Brasil, 1998. Decreto nº 2.661, de 8 de julho de 1998. Regulamenta o parágrafo único do art. 27 da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965 (código florestal), mediante o estabelecimento de normas de precaução relativas ao emprego do fogo em práticas agropastoris e florestais, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 9/07/1998. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/D2661.htm#art28> (Acesso em 03/09/2011).

Castro, E.A. & Kauffman, J.B. 1998. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. **Journal of Tropical Ecology**, 14**:** 263 - 283.

Christensen, N.L. 1985. Shrubland fire regimes and their evolutionary consequences, p. 85-100. *In*: Pickett, S.T. & White, P.S. (eds.) **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**, Academic Press.

Cirne, P. & Miranda, H.S. 2008. Effects of prescribed fires on the survival and release of seeds of Kielmeyera coriacea (Spr.) Mart. (Clusiaceae) in savannas of central Brazil. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, 20: 197-204.

CNN-US 2006. Texas wildfires' death toll now 11. http://articles.cnn.com/2006-03-14/us/wildfires_1_forestry-officials-fire-resources-dry-grass?_s=PM:US. Acessado em 10/08/2011.

Cooke, R. 1998. Human settlement of Central America and northernmost South America (14,000-8,000 BP). **Quaternary International**, 49: 177-190.

Coutinho, L.M.1980**.** As Queimadas e seu Papel Ecológico. **Brasil Florestal**, 44: 7-23.

Coutinho, L.M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. *In*: Huntley, B. J. & Walker, B. H. (eds). **Ecology of tropical savannas**. Springer Verlag.273-291

Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. *In*: Goldamer, J.G. (ed.). **Fire in the tropical biota – ecosystem process and global challenges**, p 82-105. Springer-Verlag, Berlin.

Delitti, W.B.C.; Pausas, J.G. & Burger, D.M. 2001. Belowground biomass seasonal variation in two Neotrpical savannahs (Brazilian Cerrados) with different fire histories. **Annals of Forest Science**, 58**:** 713-721.

Duarte, L.S.; Dos-Santos, M.M.G; Hartz, S.M. & Pillar, V.D. 2006. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. **Austral Ecology**, 31**:** 520-528.

Dümig, A., Schad, P., Kohok, M., Beyerlein, P., Schwimmer, W. & Kögel-Knabner, I. 2008. A mosaic of nonallophanic Andosols, Umbrisols and Cambisols on rhyodacite in the southern Brazilian highlands. **Geoderma**, 145**:** 158-173.

Fidelis, A. 2008. Fire in subtropical grasslands in Southern Brazil: effects on plant strategies and vegetation dynamics. *In*: **Chair of Vegetation Ecology**, p. 151. Technische Universität München.

Fidelis, A. 2010. South Brazilian *Campos* grasslands: biodiversity, conservation and the role of disturbance, ,p 223-239. *In*: Runas, J. & Dahlgren, T. (eds). **Grassland biodiversity: habitat types, ecological processes and environmental impacts**. Nova Science Publisher.

Fidelis, A.; Müller, S.C.; Pillar, V.D. & Pfadenhauer, J. 2007. Efeito de altas temperaturas na germinação de espécies dos Campos Sulinos. **Revista Brasileira de Biociências**, 5**:** 354-356.

Fidelis, A.; Overbeck, G.; Pillar, V.D. & Pfadenhauer, J. 2008. Effects of disturbance on population biology of a rosette species *Eryngium horridum* Malme in grasslands in southern Brazil. **Plant Ecology**, 195**:** 55-67.

Fidelis, A.; Appezzato-da-Glória, B. & Pfadenhauer, J. 2009. A importância da biomassa e das estruturas subterrâneas nos Campos Sulinos, p. 85-97. *In*: Pillar, V. D.; Müller, S. C.; Castilhos, Z. M. S. & Jacques, A.V.A. (eds.). **Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Ministério do Meio Ambiente.

Fidelis, A.; Müller, S.C.; Pillar, V.D. & Pfadenhauer, J. 2010a. Population biology and regeneration of forbs and shrubs after fire in Brazilian *Campos* grasslands. **Plant Ecology**, 211**:** 107-116.

Fidelis, A.; Delgado-Cartay, M.D.; Blanco, C.C.; Müller, S.C; Pillar, V.D. & Pfadenhauer, J. 2010b. Fire intensity and severity in Brazilian *Campos* grasslands. **Interciencia**, 35**:** 739-745.

Fiedel, S.J. 1992. **Prehistory of the Americas**. 2 ed. Cambridge University Press.

Fiedler, N.C.; Melo, D.A. & Medeiros, M.B. 2006. Ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. **Ciência Florestal,** 16: 153-161.

França, H. 2010. **Os incêndios de 2010 nos parques nacionais do cerrado**. Disponível em: http://www.ufabc.edu.br/index.php?option=com_content&view=article&id=4109:professora-da-ufabc-mapeia-queimadas-em-unidades-de-conservacao-do-cerrado&catid=587:2010&Itemid=183

Gignoux, J.; Clobert, J.& Menaut, J.C. 1997. Alternative fire resistance strategies in savanna trees. **Oecologia**, 110**:** 576 - 583.

Godoy, M.O. 1963. Antique forest, and primitive and civilized men at Pirassununga County, São Paulo State, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 35: 83-101.

Gottsberger, G. & Silberbauer-Gottsberger, I. 2006. **Life in the Cerrado: a south American tropical seasonal ecosystem**. Reta Verlag.

Gross, D. R.; Eiten, G.; Flowers, N.M.; Leoi, F.M.; Ritter, M.L. & Werner, D.W. 1979 Ecology and acculturation among native peoples of Central Brazil. **Science** 206: 1043-1050.

Guidon, N. & Delibrias, G. 1986. Carbon 14 dates point to man in Americas 32000 years ago. **Nature**, 321: 769-771.

Hanes, T.L. 1971. Succession after fire in the chaparral of Southern California. **Ecological Monographs**, 41**:** 27-52.

Hardesty, J.; Myers, R. & Fulks, W. 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. **The George Wright Forum**, 22: 78-87.

Hoffmann, W.A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. **Journal of Ecology**, 84**:** 383-393.

Huston, M.A. 2004. Management strategies for plant invasions: manipulating productivity, disturbance, and competition. **Diversity and Distributions**, 10: 167–178.

IBGE s/d. **Biomas brasileiros**. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/mapas. (Acesso 03/09/2011)

Jacques, A.V.A. 2003. A queima das pastagens naturais - efeitos sobre o solo e a vegetação. **Ciência Rural**, 33: 177-181.

Jeske-Pieruschka, V.; Fidelis, A.; Bergamin, R.S.; Vélez, E. & Behling, H. 2010. *Araucaria* forest dynamics in relation to fire frequency in southern Brazil based on fossil and modern pollen data. **Review of Palaeobotany and Palynology**, 160**:** 53-65.

Kauffman, J.B.; Cummings, D.L. & Ward, D.E. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. **Journal of Ecology**, 82**:** 519 - 531.

Keeley, J.E. & Rundel, P.W. 2005. Fire and the Miocene expansion of C4 grasslands. **Ecology Letters**, 8**:** 683-690.

Knox, K.J.E. & Clarke, P.J. 2006. Fire season and intensity affect shrub recruitment in temperate slerophyllous woodlands. **Oecologia**, 149**:** 730-739.

Laterra, P. & Solbrig, O.T. 2001. Dispersal strategies, spatial heterogeneity and colonization success in fire-managed grasslands. **Ecological Modelling**, 139**:** 17-29.

Ledru, M.P. 2002. Late Quaternary history and evolution of the cerrados as revealed by palynological records. Pages 33-50 *In*: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (eds). **The cerrados of Brazil – ecology and natural history of a neotropical savanna**. Columbia University Press.

Lindman, C.A.M. 1906. **A vegetação do Rio Grande do Sul**. Universal.

Lloret, F. 1998. Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of northeastern Spain. **Journal of Vegetation Science**, 9**:** 417-430.

Los Angeles Times 2009. **Australia wildfires' death toll rises to 130** http://articles.latimes.com/2009/feb/09/world/fg-australia-fire9. (Acesso em 10/8/2011).

Marcos, E.; Tárrega, R. & Luis-Calabuig, E. 2004. Interactions between mediterranean shrub species eight years after experimental fire. **Plant Ecology**, 170**:** 235 - 241.

Maybury-Lewis, D. 1984. **A sociedade Xavante**. Francisco Alves.

Medeiros, M.B. & Fiedler, N.C. 2004. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. **Ciência Florestal**, 14: 157-168.

Miranda, H.S.; Bustamante, M.M.C. & Miranda, A.C. 2002. The fire factor, 51-68. *In*: Olivera, P.S. & Marquis, R.J. (eds). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. Columbia University Press.

Miranda, H.S.; Sato, M.N.; Neto, W.N.; Aires, F.S. 2009. Fires in the Cerrado, the brazilian savanna, 427-450. *In*: Cochrane, M.A. (ed). **Tropical fire ecology: climate change, land use and ecosystem dynamics**. Springer-Praxis.

Mistry, J.; Berardi, A.; Andrade, V.; Krahô, T.; Krahô, P. & Leonardos, O. 2005. Indigenous fire management in the Cerrado of Brazil: the case of the Krahô of Tocantíns. **Human Ecology**, 33: 356-86.

Moreira, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography**, 27**:** 1021 - 1029.

Morgan, J.W. 1999. Defining grassland fire events and the response of perennial plants to annual fire in temperate grasslands os south-eastern Australia. **Plant Ecology**, 144**:** 127-144.

Müller, S.C. 2005. **Padrões de espécies e tipos funcionais de plantas lenhosas em bordas de floresta e campo sob influência do fogo**. Tese (Doutorado em Ecologia). 134 p. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Munhoz, C.B.R. & Felfili, J.M. 2007. Reproductive phenology of an herbaceous-subshrub layer of a Savannah (Campo Sujo) in the cerrado biosphere reserve I, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 67**:** 631-637.

Naveh, Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. **Vegetation**, 29**:** 199-208.

Oliveira, J.M. & Pillar, V.D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. **Community Ecology**, 5**:** 197-202.

Overbeck, G.E.; Müller, S.C.; Pillar, V.D. & Pfadenhauer, J. 2005. Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. **Journal of Vegetation Science**, 16**:** 655-664.

Overbeck, G.E.; Müller, S.C.; Pillar, V.D. & Pfadenhauer, J. 2006. No heat-stimulated germination found in herbaceous species from burned subtropical grassland. **Plant Ecology**, 184**:** 237-243.

Overbeck, G.E.; Müller, S.C.; Fidelis, A.; Pfadenhauer, J.; Pillar, V.D.; Blanco, C;. Boldrini, I.I; Both, R. & Forneck, E.D. 2007. Brazil´s neglected biome: the Southern Campos. **Perspectives in Plant Ecology and Systematics**, 9**:** 101-116.

Pausas, J.G. & Keeley, J.E. 2009. A burning story: the role of fire in the history of life. **BioScience**, 59**:** 593-601.

Pessenda, L.C.R.; Boulet, R.; Aravena, R.; Rosolen, V.; Gouveia, S.E.M.; Ribeiro, A.S. & Lamotte, M. 2001. Origin and dynamics of soil organic matter and vegetation changes during the Holocene in a forest-savanna transition zone, southern Amazon state, Brazilian Amazon region. **The Holocene,**11: 250–54.

Pessenda, L.C.R.; Gouveia, S.E.M.; Aravena, R.; Boulet, R. & Valencia, E.P.E. 2004. Holocene fire and vegetation changes in southeastern Brazil as deduced from fossil charcoal and soil carbon isotopes. **Quaternary International,**114: 35-43.

Pessenda, L.C.R.; Ledru, M.P.; Gouveia, S.E.M.; Aravena, R.; Ribeiro, A.S.; Bendassolli, J.A. & Boulet, R. 2005. Holocene palaeoenvironmental reconstruction in northeastern Brazil inferred from pollen, charcoal and carbon isotope records. **The Holocene,** 15: 814-822.

Pillar, V.P.; Müller, S.C.; Castilhos, Z.M.S.; Jacques, A.V.A. (eds.) 2009. Campos Sulinos - Conservação e uso sustentável da biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

Pillar, V.D. & Vélez, E. 2010. Extinção dos Campos Sulinos em unidades de conservação: um fenômeno natural ou um problema ético? **Natureza e Conservação,** 8(1): 1-5.

Pivello, V. R. 1992. **An expert system for the use of prescribed fires in the management of brazilian savannas**. Tese (PhD in Ecology). 238 p. Imperial College of Science, Technology and Medicine, University of London.

Pivello, V.R. & Coutinho, L.M. 1992. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). **Journal of Tropical Ecology**, 8**:** 487-497.

Pivello, V.R. & Norton, G.A. 1996. FIRETOOL: An expert system for the use of prescribed fires in Brazilian savannas. **Journal of Applied Ecology**, 33: 348-356.

Pivello, V.R. 2006a. Fire management for biological conservation in the Brazilian Cerrado, p 129-154 *In*: Mistry, J. & Berardi, A. **Savannas and dry forests – linking people with nature**. Ashgate, Hants.

Pivello, V.R. 2006b. Manejo de fragmentos de cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade, 402-413. *In*: Scariot, A.; Sousa Silva, J.C. & Felfili, J.M (eds). Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. Ministério do Meio Ambiente.

Pivello, V.R. 2011. The use of fire in Brazil: past and present. **Fire Ecology**, 7: 24-39.

Posey, D.A. 1985. Indigenous management of tropical Forest ecosystems: the case of the kayapó indians of the Brazilian Amazon. **Agroforestry Systems**, 3: 139-158.

Power, M.J.; Marlon, J.; Ortiz, N.; Bartlein, P.J.; Harrison, S.P.; Mayle, F.E.; Ballouche, A.; Bradshaw, R.H.; Carcaille; C.; Cordova, C.; Mooney, S.; Moreno, P.; Prentice, I.C.; Thonicke, K.; Tinner, W.; Whitlock, C.; Zhang, Y.; Zhao, Y.; Ali, A.A.; Anderson, R.S.; Beer, R.; Behling, H.; Briles, C.; Brown, K.J.; Brunelle, A.; Bush, M.; Camill, P.; Chu, G.Q.; Clark, J.; Colombaroli, D.; Connor, S.; Daniau, A.L.; Daniels, M.; Dodson, J.; Doughty, E.; Edwards, M.E.; Finsinger, W.; Foster, D.; Frechette, J.; Gaillard, M.J.; Gavin, D.G.; Gobet, E.; Haberle, S.; Hallett, D.J.; Higuera, P.E.; Hope, G.; Horn, S.; Inoue, J.; Kaltenrieder, P.; Kennedy, L.; Kong, Z.C.; Larsen, C.; Long, C.J.; Lynch, J.; Lynch, E.A.; McGlone, M.; Meeks, S.; Mensing, S.; Meyer, G.; Minckley, T.; Mohr, J.; Nelson, D.M.; New, J.; Newnham, R.; Noti, R.; Oswald, W.; Pierce, J.; Richard, P.J.H.; Rowe, C.; Goni, M.F.S.; Shuman, B.N.; Takahara, H.; Toney, J.; Turney, C.; Urrego-Sanchez, D.H.; Umbanhowar, C.; Vandergoes, M.; Vanniere, B.; Vescovi, E.; Walsh, M.; Wang, X.; Williams, N.; Wilmshurst, J. & Zhang, J.H. 2008. Changes in fire regimes since the Last Glacial Maximum: an assessment based on a global synthesis and analysis of charcoal data **Climate Dynamics**, 30**:** 887-907.

Prous, A. 1992. **Arqueologia brasileira.** Ed. Universidade de Brasília.

Rambo, B. 1953. História da flora do Planalto Riograndense. **Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues**, 5**:** 185 - 232.

Ramos-Neto, M. B. & Pivello, V.R. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, 26**:** 675 - 684.

Ramsay, P.M. & Oxley, E.R.B. 1996. Fire temperatures and postfire plant community dynamics in Ecuadorian grass páramo. **Vegetatio**, 124**:** 129-144.

Rice, S.K. 1993. Vegetation establishment in post-fire *Adenostoma* chaparral in reltion to fine-scale pattern in fire intensity and soil nutrients. **Journal of Vegetation Science**, 4**:** 115-124.

Rizzini, C.T. 1965. Estudos experimentais sobre o xilopódio e outros órgãos tuberosos de plantas do cerrado. **Anais da Academia brasileira de Ciências**, 37**:** 87-113.

Rizzini, C.T. & Heringer, E.P. 1961. Underground organs of plants from some southern Brazilian savannas, with special reference to the xylopodium. **Oiton**, 17**:** 105-124.

Rizzini, C.T. & Heringer, E.P. 1962. Studies on the underground organs of trees and shrubs from some southern Brazilian savannas. **Anais da Academia brasileira de Ciências**, 34**:** 235-247.

Ruhf, R.J. s/d. The 1988 Forest Fires of Yellowstone National Park. Disponível em: http://www.x98ruhf.net/yellowstone/fire.htm. (Acesso em 10/8/2011).

Salgado-Labouriau, M. L. & Ferraz-Vincentini, K.R. 1994. Fire in the Cerrado 32,000 years ago. **Current Research in the Pleistocene,** 11: 85-87.

Salgado-Labouriau, M.L.; Barberi, M.B; Ferraz-Vicentini, K.R. & Parizzi, M.G. 1998. A dry climatic event during the late Quaternary of tropical Brazil. **Review of Palaeobotany and Palynology**, 99**:** 115 - 129.

Schmidt, I.B.; Figueiredo, I.B. & Scariot, A. 2007. Ethnobotany and effects of harvesting on the population ecology of *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae), a NTFP from Jalapão Region, Central Brazil. **Economic Botany**, 61**:** 73-85.

Silva, F.A. 2009. A etnoarqueologia na Amazônia: contribuições e perspectives. **Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi, Ciências Humanas,** 4: 27-37.

Simon, M.F., Grether, R., Queiroz, L.P., Skema, C., Pennington, R.T. & Hughes, C.E. 2009. Recent assembly of the cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Science,** 106: 20.359-20.364.

Stokes, K.E.; Allchin, A.E.; Bullock, J.M. & Watkinson, A.R. 2004. Population responses of *Ulex* shrubs to fire in a lowland heath community. **Journal of Vegetation Science**, 15**:** 505 - 514.

Trollope, W.S.W. 1982. Ecological effects of fire in South African savannas. In eds. B. J. Huntley & B. H. Walker. **Ecology of tropical savannas**. Springer-Verlag. Pp.293-306.

Tyler, C.M. 1995. Factors contributing to postfire seedling establishment in chaparral: direct and indirect effects of fire. **Journal of Ecology**, 83**:** 1009-1020.

Walter, B.M.T. & Ribeiro, J.F. 2010. Diversidade fitofisionômica e o papel do fogo no bioma Cerrado, p. 59-76. *In*: Miranda, H.S. (org.) **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: resultados do Projeto Fogo**. IBAMA.

Warming, E. 1908. Lagoa Santa - **Contribuição para a geographia phytobiologica**. Reproduzido em: Warming, E. & Ferri, M.G. 1973. **Lagoa Santa e a vegetação de cerrados brasileiros**. EDUSP.

Whelan, R.J. 1995. **The ecology of fire**. Cambridge University Press.

Wrobleski, D.W. & Kauffman, J.B. 2003. Initial effects of prescribed fire on morphology, abundance, and phenology of forbs in big sagebrush communities in southeastern Oregon. **Restoration Ecology**, 11**:** 82-90.

Os Efeitos dos Regimes de Fogo sobre a Vegetação de Cerrado no Parque Nacional das Emas, GO: Considerações para a Conservação da Diversidade

Danilo Muniz da Silva[1], Priscilla de Paula Loiola[1], Natalia Bianca Rosatti[1], Igor Aurélio Silva[2], Marcus Vinicius Cianciaruso[3] & Marco Antônio Batalha[1]

Recebido em 28/3/2011 – Aceito em 20/5/2011

RESUMO – O fogo é um importante agente evolutivo que pode causar alterações florísticas, filogenéticas e funcionais nas comunidades vegetais de cerrado, alterando a composição do solo e modificando as interações interespecíficas. Aqui discutimos os efeitos do fogo sobre a vegetação de cerrado e levantamos sugestões para o seu manejo em unidades de conservação. Com especial ênfase para trabalhos realizados no Parque Nacional das Emas, na fisionomia de campo cerrado, compilamos os seguintes resultados: em maiores frequências de fogo (queimadas anuais ou bienais) ocorre agrupamento fenotípico, diminuição da competição, diminuição da biomassa vegetal e enriquecimento dos solos; em menor frequência (sem queimadas há doze anos), há maior competição entre as espécies e grande acúmulo de biomassa seca. Além disso, diferentes regimes de fogo suportam diferentes composições florísticas, com grupos de espécies exclusivos em cada regime, tanto de espécies herbáceo-subarbustivas quanto de arbustivo-arbóreas. Portanto, sugerimos que seja mantido um mosaico com diferentes regimes de fogo e que se evitem áreas de cerrado sem queimadas por muitos anos.

Palavras-chave: biomassa vegetal, diversidade filogenética, diversidade funcional, manejo, solo.

ABSTRACT – (Fire regime effects on cerrado vegetation in the Emas National Park: ideas for diversity conservation). Fire is an important evolutionary agent that can cause floristic, phylogenetic, and functional changes in cerrado plant communities, altering the composition of the soil and modifying interspecific interactions. Here, we discuss the effects of fire on cerrado vegetation and suggest actions for reserve management. With particular emphasis on research in the Emas National Park, in savanna physiognomy, we compiled the following results: in higher frequencies, annual or biennial burnings, there are phenotypic grouping, decreased competition, reduced plant biomass, and soil enrichment; in lower frequency, without burnings for 12 years, there are increased competition and higher accumulation of dry biomass. Furthermore, different fire regimes support different floristic compositions, with groups of herbaceous and wood species unique to each regime. Therefore, we suggest that a mosaic of different fires regimes should be kept and that areas without fire for many years should be avoided.

Keywords: functional diversity, management, phylogenetic diversity, plant biomass, soil.

[1] Universidade Federal de São Carlos/Ufscar, Departamento de Botânica/DB, Laboratório de Ecologia Vegetal, Rodovia Washington Luís, km 235, CP 676, São Carlos, SP, Brasil, 13565-905. E-mails: *danilomunizdasilva@yahoo.com.br, priscilla.loiola@gmail.com, narosatti@gmail.com, marcobat@uol.com.br*

[2] Universidade Estadual de Campinas/Unicamp, Departamento de Biologia Vegetal, Instituto de Biologia/IB, Rua Monteiro Lobato 255, CP 6109, Campinas, SP, Brasil, 13083-970. E-mail: *igor6cordas@yahoo.com.br*

[3] Universidade Federal de Goiás/UFG, Departamento de Ecologia/DE, Rodovia Goiânia – Neropólis, km 13, CP 131, Goiânia, GO, Brasil, 74001-970. E-mail: *cianciaruso@gmail.com*

Introdução

O fogo é um importante agente evolutivo para as plantas (Bond & Midgley 1995, Schwilk & Ackerly 2001) e tem um papel importante na distribuição de savanas no mundo (Bond *et al.* 2005). As queimadas têm ocorrido nesse tipo vegetacional há pelo menos 25 milhões de anos (Bond *et al.* 2003), associadas ao surgimento e à diversificação das gramíneas C_4 em várias linhagens independentes (Christin *et al.* 2008). Gramíneas C_4 apresentam uma adaptação no processo de fotossíntese, que lhes confere maior produtividade em temperaturas altas e baixos teores de CO_2 (Christin *et al.* 2008), portanto são bem adaptadas às savanas e apresentam uma íntima relação com a dinâmica de queimadas nesses ambientes. Isso porque as gramíneas C_4 acumulam biomassa rapidamente sob alta incidência de luz e verões úmidos, tornando-se altamente flamáveis nos invernos secos (Bond & Keeley 2005). Entretanto, evidências de assinaturas isotópicas em dentes fossilizados de mamíferos (paleodietas), partículas de carvão e altas concentrações de pólen em sítios paleobotânicos de diferentes continentes indicam que essas linhagens de gramíneas se tornaram dominantes somente há 8 milhões de anos (Cerling *et al.* 1997, Latorre *et al.* 1997). Consequentemente, as queimadas tornaram-se mais frequentes, passando a ocorrer várias vezes em uma década em uma dada área (Bond & Keeley 2005). A expansão sincrônica de vegetações dominadas por gramíneas em diferentes partes do mundo é considerada como o marco do surgimento do moderno bioma savânico (Beerling & Osborne 2006). Nos últimos 10.000 anos, contudo, queimadas antrópicas geralmente associadas à agropecuária têm expandido as áreas de vegetação propensa ao fogo em todo o mundo (Bowman 1998, Brooks *et al.* 2004), embora essa causa deva ser mais recente na América do Sul e Austrália. Atualmente, formações vegetais propensas ao fogo, como as savanas, cobrem cerca de 40% da superfície terrestre (Bond *et al.* 2005).

Savanas são formações tropicais e subtropicais, em que o componente herbáceo-subarbustivo, quase contínuo, é interrompido por arbustos e árvores em densidades variáveis; em que o fogo é frequente; e em que os principais padrões de crescimento estão fortemente associados às estações úmida e seca alternantes (Bourlière & Hadley 1983). As savanas possuem uma grande variação em sua fisionomia, na qual a proporção de espécies arbóreas e herbáceas muda temporal e espacialmente (Bourlière & Hadley 1983), associada, dentre outros fatores, ao fogo (Moreira 2000). Na América do Sul, a maior região de savana encontra-se no domínio do Cerrado, que ocupava originalmente cerca de 2 milhões de quilômetros quadrados equivalentes a 22% do território nacional, sendo o segundo maior domínio vegetacional brasileiro (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006). O clima é estacional, com verão chuvoso e inverno seco (Am, Aw ou Cwa, Köppen 1931). Nesse domínio, como o nome indica, predomina a vegetação de cerrado, que vai de uma fisionomia campestre até fisionomias florestais, passando por várias fisionomias savânicas (Coutinho 1990). No Cerrado, o registro fóssil mais antigo de ocorrência fogo é de 32.000 anos atrás (Ledru 2002), período anterior à chegada do homem nas Américas (Cooke 1998, mas veja Gidon & Delibrias 1986). Contudo, o fogo ocorre provavelmente com uma frequência maior há pelo menos 10.000 anos, associado a práticas indígenas de caça e manejo de espécies vegetais (Miranda *et al.* 2002). Além disso, atualmente o fogo é usado no Cerrado para a transformação de áreas naturais em campos agrícolas e para a renovação de pastagens (Miranda *et al.* 2002).

Como em outras savanas, as espécies de cerrado evoluíram com o fogo (Simon *et al.* 2009). A grande maioria das espécies é capaz de rebrotar após uma queimada (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006), aparentemente essa é a estratégia ecológica mais comum entre as espécies savânicas (Bond & Midgley 2001). Além disso, as espécies arbóreas de formações savânicas do cerrado normalmente apresentam uma casca espessa que protege os tecidos internos de altas temperaturas (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006). Entretanto, a capacidade de rebrota pode ser muito limitada pelo regime de fogo, por exemplo, queimadas anuais diminuem a altura e diâmetro das rebrotas aumentando a taxa de mortalidade (Medeiros & Miranda 2008). Poucas rebrotas que sobrevivem a queimadas subsequentes conseguem atingir classes de tamanho

maiores, e não há tempo para produção de casca protetora entre queimadas anuais (Medeiros & Miranda 2008). O fogo também promove a morte e prejudica o estabelecimento de plântulas de espécies arbóreas, reduz o crescimento radial, pode matar rebrotas e diminuir a reprodução sexual pela destruição direta de estruturas sexuais, o que reduz a produção de sementes no ano subsequente (Hoffman 1996, 1998, 2002). Além disso, o fogo pode causar a morte da copa, limitando o tamanho das árvores. Dependo da frequência, o fogo pode impedir que os indivíduos atinjam classes de tamanho maiores prejudicando assim o sucesso reprodutivo (Hoffmann *et al.* 2009). No entanto, queimadas frequentes, anuais ou bienais, tendem a favorecer a dominância e expansão de algumas espécies herbáceas e subarbustivas (Moreira 2000, Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006). Algumas espécies herbáceas têm a produção de sementes estimulada por queimadas frequentes (Sarmiento 1992). Consequentemente, o fogo modifica a estrutura da vegetação de cerrado, favorecendo as espécies herbáceas em detrimento das espécies arbóreas (Moreira 2000, Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006).

Nas vegetações sujeitas a queimadas frequentes, como na vegetação mediterrânea, o fogo atua como um importante filtro ambiental, selecionando as espécies que podem ocorrer na comunidade (Pausas & Verdú 2005, Verdú & Pausas 2007). Nesse sentido, a frequência de fogo pode determinar a similaridade ecológica e o grau de parentesco das espécies vegetais coocorrentes (Webb *et al.* 2002, Slingsby & Verboom 2006). Os filtros ambientais selecionam aquelas espécies que podem persistir dentro de uma comunidade com base nas suas tolerâncias às condições abióticas (Weiher & Keddy 1995). Consequentemente, os filtros ambientais tendem a reunir espécies coocorrentes com nichos similares, ou seja, espécies com traços funcionais similares (Chase 2003, Fukami *et al.* 2005). Nesse caso, os filtros ambientais promovem uma atração fenotípica na comunidade (Webb *et al.* 2002, Cianciaruso *et al.* 2009). Se esses traços funcionais forem conservados ao longo da evolução das linhagens de espécies (isto é, apresentarem sinal filogenético; Prinzing *et al.* 2001) e, consequentemente, as espécies aparentadas compartilharem traços funcionais, os filtros ambientais tendem a reunir espécies mais aparentadas, promovendo uma atração filogenética na comunidade (Webb *et al.* 2002, Cianciaruso *et al.* 2009). Entretanto, quando os traços funcionais não forem conservados ao longo da evolução das linhagens e as espécies filogeneticamente distantes compartilharem traços, os filtros ambientais tendem a reunir espécies menos aparentadas, promovendo uma dispersão filogenética na comunidade (Webb *et al.* 2002, Cianciaruso *et al.* 2009).

Nesta revisão, apresentamos os principais resultados de uma série de estudos com as abordagens funcional e a filogenética sobre o efeito de diferentes frequências de queimadas na estrutura da vegetação de cerrado, todos conduzidos no Parque Nacional das Emas, GO. Nosso principal objetivo é oferecer subsídios teóricos para orientar as práticas de manejo do fogo em áreas naturais. Duas medidas de diversidade associadas a essas abordagens, a diversidade funcional e a diversidade filogenética, possuem propriedades importantes que podem auxiliar na seleção de práticas de manejo (Cianciaruso *et al.* 2009). A diversidade funcional está potencialmente relacionada com o funcionamento e a manutenção dos processos ecológicos das comunidades (Petchey & Gaston 2006). Comunidades com uma elevada diversidade funcional devem apresentar maior produtividade, resistência a plantas invasoras e resiliência a distúrbios (Petchey & Gaston 2006). Por sua vez, a diversidade filogenética é uma medida indireta da informação genética de toda a comunidade (May 1990). A extinção de uma espécie sem parentes próximos em uma comunidade tende a levar a uma perda maior de informação genética do que a extinção de uma espécie com parentes próximos (Vamosi & Wilson 2008). Portanto, se um dos objetivos da conservação biológica for assegurar a manutenção dos processos ecológicos e da informação genética das comunidades naturais, o manejo do fogo deve ser orientado para maximizar a diversidade funcional e filogenética do cerrado (ver Cianciaruso *et al.* 2009, Carvalho *et al.* 2010). Sendo assim, aqui descrevemos a variação (1) da diversidade funcional e filogenética da comunidade de plantas, (2) dos traços funcionais, (3) da biomassa vegetal e (4) das características do solo de cerrado em diferentes frequências de queimadas.

O fogo no Parque Nacional das Emas

O Parque Nacional das Emas é uma unidade de conservação no domínio do Cerrado, com 132.941 ha (Unesco 2001). O clima é tropical úmido, com verão chuvoso e inverno seco (Aw, Köppen 1931). A estação seca se estende de junho a agosto e a estação chuvosa de setembro a maio. A quantidade de chuva anual média é de 1.745 mm, e a média de temperatura anual é de 24,6°C. No parque, as fisionomias abertas de cerrado predominam (68,1% de sua área), mas formações mais fechadas também ocorrem (25,1%). Outros tipos vegetacionais também aparecem no parque, como campos úmidos (4,9%) e florestas ripárias e semidecíduas (1,2%, Ramos-Neto & Pivello 2000). Em geral, os solos são pobres em nutrientes, bem drenados e ácidos (Silva & Batalha 2008).

Até 1984, o Parque Nacional das Emas era queimado anualmente na estação seca para promover a renovação de pastagens naturais (França *et al.* 2007). A partir desse ano, o parque foi cercado, o gado retirado e uma política de exclusão do fogo foi estabelecida (Ramos-Neto & Pivello 2000). Como consequência, com o acúmulo de biomassa seca, queimadas catastróficas passaram a ocorrer a cada 3-4 anos, atingindo aproximadamente 80% da área do parque (Ramos-Neto & Pivello 2000). Desde 1994, cerca de 10 km^2 de aceiros preventivos têm sido queimados anualmente no final da estação úmida, e uma brigada de combate ao fogo trabalha no parque durante a estação seca para impedir que queimadas antrópicas se espalhem. Com isso, havia poucas ocorrências de extensas queimadas antrópicas na estação seca no parque (menos de 2,2% da área total do parque de 1994 a 2003), e as maiores queimadas naturais provocadas por raios atingiam menos de 30% da área total (França *et al.* 2007). A frequência de queimadas em uma mesma área era em média de 6-7 anos (França *et al.* 2007). Recentemente, porém, ocorreram dois grandes incêndios no Parque: um em 2005, que queimou aproximadamente 50% da reserva, e outro em 2010, que queimou aproximadamente 98%. No Parque Nacional das Emas, a dominância do capim-flecha (*Tristachya leiostachya* Nees.) contribui majoritariamente para o acúmulo de biomassa aérea ao longo dos anos, que funciona como combustível (França *et al.* 2007). Esse grande acúmulo de biomassa seca apresenta uma retroalimentação positiva com a ocorrência de queimadas no Parque (Ramos-Neto & Machado 1996, Cianciaruso *et al.* 2010). As queimadas naturais, causadas por raios e geralmente durante a estação chuvosa, são as mais comuns no Parque das Emas (Ramos-Neto & Pivello 2000, França *et al.* 2007). Já os incêndios de causas antrópicas tendem a ocorrer durante a estação seca, e devido ao maior acúmulo de biomassa seca no solo, podem ter maior abrangência e intensidade (França *et al.* 2007).

Coleta de dados

Amostramos as espécies herbáceo-subarbustivas e arbustivo-arbóreas em três sítios de cerrado com fisionomias semelhantes (campo cerrado, Coutinho 1978), mas com diferentes históricos de queimadas no Parque Nacional das Emas: um aceiro queimado anualmente nos últimos dez anos (18°18'50''S - 52°54'00''W), um aceiro queimado aproximadamente a cada dois anos (18°19'01''S - 52°54'10''W), e um sítio protegido do fogo há 12 anos (18°17'28''S - 52°53'41''W). Os aceiros foram queimados intencionalmente pela brigada de combate ao fogo, para evitar que o fogo se espalhasse no interior do parque. As três áreas amostradas estavam há menos de 2km de distância entre si.

No final da estação chuvosa de 2006, nós amostramos 1.000 indivíduos arbustivos ou arbóreos e 500 indivíduos herbáceos ou subarbustivos em cada sítio por meio do método do ponto quadrante. Nós identificamos as espécies comparando o material coletado com uma coleção de referência do Parque Nacional das Emas (Batalha & Martins 2002), e com exsicatas depositadas nos herbários da Universidade Estadual de Campinas e Universidade de Brasília. Para algumas espécies do componente herbáceo-subarbustivo a identificação em nível específico não foi possível, e nós as classificamos como morfoespécies (Loiola *et al.* 2010).

Medimos oito traços funcionais das espécies arbustivo-arbóreas, incluindo altura da copa, altura da planta, área basal, área foliar específica, concentração de nitrogênio e fósforo foliares, conteúdo de massa seca foliar, densidade específica dos ramos e espessura da casca, (ver Silva & Batalha 2010a) e cinco traços funcionais das espécies herbáceas, incluindo altura, área basal, área foliar específica, modo de dispersão e forma de crescimento (Loiola *et al.* 2010). Lançamos também 20 parcelas de 50cm x 50cm, nas quais amostramos todo material vegetal acima do solo exceto árvores (com diâmetro maior do que 3cm no nível do solo). Dividimos esse material entre biomassa seca e grupos funcionais da seguinte forma: (1) biomassa seca, composta por material morto incluindo serapilheira; (2) biomassa aérea total da gramínea dominante *Tristachya leiostachya* Nees; (3) outro grupo com as outras gramíneas; e (4) um terceiro grupo com pequenos indivíduos arbustivos ou arbóreos, com menos de 3cm de diâmetro na altura do solo (Cianciaruso *et al.* 2010).

Além disso, caracterizamos o solo nesses três sítios (medindo pH, alumínio, cálcio, fósforo, magnésio e potássio trocáveis, capacidade de troca catiônica, concentração total de nitrogênio, fósforo disponível, matéria orgânica, saturação de bases, saturação de alumínio, soma de bases e conteúdo de areia, silte e argila, Silva & Batalha 2008). Para maiores detalhes sobre as coletas, veja Silva & Batalha (2008), Cianciaruso *et al.* (2010), Loiola *et al.* (2010) e Silva & Batalha (2010a, 2010b).

Construímos dendrogramas funcionais a partir dos traços amostrados (Cianciaruso *et al.* 2009) e árvores filogenéticas a partir de uma mega-árvore de referência (Webb & Donoghue 2005). Essa mega-árvore contém as relações filogenéticas entre as famílias e gêneros de angiospermas. A partir dela, é possível estabelecer as relações de parentesco para as espécies que amostramos (Webb & Donoghue 2005). Com os dendrogramas funcionais e as árvores filogenéticas, calculamos então medidas de diversidade funcional e diversidade filogenética para as áreas com diferentes regimes de fogo. Essas são medidas mais detalhadas de biodiversidade, porque levam em consideração as diferenças nas características funcionais e nas relações de parentesco entre as espécies, respectivamente (Cianciaruso *et al.* 2009). Para maiores detalhes sobre o cálculo dessas medidas e as análises que fizemos, veja Cianciaruso *et al.* (2009), Loiola *et al.* (2010) e Silva & Batalha (2010b).

Variações fenotípicas da comunidade vegetal

O fogo pode causar alterações fenotípicas, florísticas e funcionais nas espécies vegetais do cerrado. Em uma escala espacial pequena, quando a frequência de queimadas foi menor, observamos uma dispersão fenotípica das espécies e, quando a frequência de queimadas foi maior, ocorreu uma atração fenotípica das espécies (Fig. 1, Silva & Batalha 2010a, Silva *et al.* 2010). Essa dispersão fenotípica é esperada em comunidades essencialmente moldadas pela competição, como em áreas com menores frequências de queimadas. As áreas queimadas anualmente (nos aceiros) promovem uma atração fenotípica das espécies, provavelmente porque as queimadas frequentes agem como filtro ambiental, selecionando espécies capazes de sobreviver e tolerar as condições abióticas derivadas da queima frequente (Silva *et al.* 2010). Atrações fenotípicas associadas ao fogo também foram observadas na vegetação mediterrânea (Pausas & Verdú 2008). Em outras comunidades, a competição também leva à dispersão fenotípica de espécies (por exemplo, pradarias, dunas de areia, florestas de carvalho e florestas tropicais - ver Silva & Batalha 2010a para referências). Em relação às espécies herbáceo-subarbustivas, entretanto, as diferentes frequências de queimadas alteram a composição florística sem alterar a diversidade funcional (Loiola *et al.* 2010). Dessa forma, o componente herbáceo-subarbustivo parece ser mais estável em termos funcionais do que em termos florísticos. Portanto, frequências anuais de fogo tendem a reduzir a diversidade funcional das comunidades arbóreas de cerrado, reduzindo consequentemente algumas funções ecológicas da comunidade.

Alguns trabalhos em savanas sugerem que as queimadas frequentes devem diminuir o número de indivíduos e espécies arbóreas presentes na comunidade (San José & Fariñas 1991, Moreira 2000, Miranda *et al.* 2002). O menor número de espécies de cerrado na área queimada

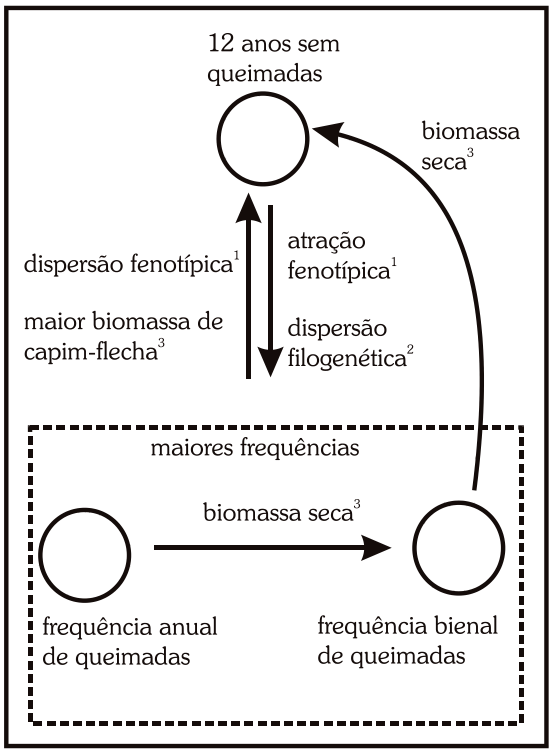

Figura 1 – Esquema das relações entre frequências de queimadas e diversidade biológica em comunidades vegetais de cerrado no Parque Nacional das Emas. A direção da seta indica aumento da variável. 1 = Silva & Batalha 2010a, 2 = Silva & Batalha 2010b, 3 = Cianciaruso *et al.* 2010.

Figure 1 – Schematic relationships between fire frequencies and biological diversity in cerrado plant communities in the Emas National Park. Arrow directions indicate increase of the variable. 1 = Silva & Batalha 2010a, 2 = Silva & Batalha 2010b, 3 = Cianciaruso *et al.* 2010.

anualmente, em relação à área protegida do fogo, suporta essa previsão (Silva & Batalha 2010b). Contudo, quando comparamos a similaridade entre áreas de cerrado com diferentes regimes de fogo de uma série de estudos encontramos elevada similaridade florística (índices de Sørensen variando de 0,43 a 0,95, ver Silva & Batalha 2010b para listas de sítios). Essa elevada similaridade sugere que as espécies arbustivo-arbóreas são de certa maneira muito resilientes ao fogo (Silva & Batalha 2010b). Portanto, o fogo tem em geral um papel importante na seleção de fenótipos e na composição de espécies de áreas savânicas de cerrado. A diversidade funcional do componente herbáceo-subarbustivo parece não ser afetada por elevadas frequências de fogo, mas queimadas frequentes reduzem a diversidade funcional das espécies arbóreas.

Variações da estrutura filogenética da comunidade

O fogo pode modificar a estrutura filogenética das comunidades de plantas de cerrado. Embora tenhamos encontrado traços funcionais conservados (por exemplo, forma de vida, conteúdo de nitrogênio e fósforo foliares, espessura da casca) na filogenia das plantas de cerrado, queimadas frequentes reuniram espécies filogeneticamente distantes (Fig. 1, Silva & Batalha 2010b). Ainda que isso resulte em uma diversidade filogenética maior quando comparada com áreas com queimadas menos frequentes, não podemos afirmar que o fogo aumenta a diversidade filogenética das comunidades. O fogo, na verdade, parece excluir homogeneamente espécies de todas as principais linhagens de plantas, sem excluir, contudo, linhagens inteiras. Esse efeito diluidor do fogo se deve ao fato de que o fogo é frequente (mais de uma vez por década) no cerrado há pelo menos 5 milhões de anos (Simon *et al.* 2009), o que é um tempo longo o bastante para a

evolução de respostas ecológicas ao fogo em diferentes linhagens, como a capacidade de rebrotar rapidamente. A grande maioria das espécies encontradas nas formações savânicas do cerrado podem rebrotar após a remoção completa de suas partes aéreas (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006). Por outro lado, a capacidade de rebrota é diferente entre as fisionomias de cerrado, e a rebrota pode não ser eficiente para manter a estrutura e composição de espécies da vegetação (Miranda & Sato 2005, Medeiros & Miranda 2008). Em formações vegetais sujeitas ao fogo, como as formações vegetais mediterrâneas, algumas adaptações específicas a altas frequências de fogo, como a germinação após o fogo, estão concentradas em algumas famílias (Cistaceae e Fabaceae, por exemplo, em Verdú & Pausas 2007). No cerrado, contudo, adaptações associadas ao fogo estão distribuídas em várias linhagens. Portanto, a maior parte da diversidade filogenética do cerrado pode ser mantida mesmo em frequências anuais de fogo.

O fogo e a biomassa vegetal

Cianciaruso *et al.* (2010) compararam a variação da biomassa seca e de três grupos funcionais do componente herbáceo-subarbustivo (capim-flecha, *Tristachya leiostachya* Ness., que é a espécie dominante nas fisionomias abertas do parque; outras gramíneas e dicotiledôneas) em relação aos regimes de fogo. O fogo altera a biomassa vegetal e, dessa forma, modifica os padrões de dominância e as interações entre as espécies (Cianciaruso *et al.* 2010). De modo geral, o fogo reduz a biomassa seca, enquanto que em áreas protegidas a biomassa total é maior (Fig. 1, Cianciaruso *et al.* 2010). Além disso, a exclusão do fogo aumenta a dominância do capim-flecha e a exclusão competitiva de outras gramíneas: a biomassa do capim-flecha aumenta com a exclusão do fogo enquanto que a biomassa de outras gramíneas é menor na área protegida (Cianciaruso *et al.* 2010). Em áreas queimadas anualmente, a biomassa do capim-flecha é negativamente relacionada às dos outros grupos funcionais, indicando também exclusão competitiva de outras gramíneas (Cianciaruso *et al.* 2010).

A proporção da biomassa de capim-flecha em relação à biomassa viva total é duas vezes maior nas áreas protegidas, enquanto que a biomassa de outras gramíneas é menor e a de dicotiledôneas não varia em relação às outras áreas (Fig. 1, Cianciaruso *et al.* 2010). Portanto, o risco de grandes incêndios será maior se grandes proporções das áreas de reserva estiverem há muito tempo sem queimadas, pois nessas áreas a biomassa seca e a biomassa da espécie dominante aumentam (Cianciaruso *et al.* 2010). Independentemente da estação de queima, o fogo consome mais de 90% do combustível disponível (Pivello *et al.* 2010), então essa acumulação de biomassa deve resultar em incêndios mais severos. Incêndios severos prejudicam o componente arbustivo-arbóreo (Moreira 2000) e podem se espalhar rapidamente cobrindo vastas áreas (Ramos-Neto & Pivello 2000, França *et al.* 2007). Assim, sugerimos que se evite a formação de grandes áreas sem queimadas por muitos anos, por exemplo, utilizando queimadas prescritas ou manejando as queimadas naturais (para maior discussão veja a seção "Considerações para o Manejo" abaixo). Ressalvamos que nossos dados provêm de estudos em campo cerrado, portanto não podemos generalizar para fisionomias mais fechadas, que poderiam ser examinadas em estudos futuros.

O ciclo de vida do capim-flecha está intimamente relacionado à dinâmica de fogo no Parque Nacional das Emas (Ramos-Neto & Pinheiro-Machado 1996). A maior proporção da biomassa seca é formada por folhas mortas de capim-flecha e, como a biomassa viva de capim-flecha e a biomassa seca total estão relacionadas positivamente, a produção de combustível está intimamente relacionada a essa espécie dominante (Cianciaruso *et al.* 2010). Ademais, a ampla dominância de capim-flecha diminui a biomassa de outras gramíneas, indicando intensa competição, que pode resultar em perda de diversidade (Cianciaruso *et al.* 2010). Como o capim-flecha se beneficia de queimadas (Ramos-Neto & Pinheiro-Machado 1996, Ramos-Neto & Pivello 2000), pode haver uma retroalimentação positiva entre a acumulação de biomassa de capim-flecha e a frequência de queimadas. Desse modo, é importante dedicar mais atenção à variação da biomassa do capim-flecha. Embora essa dominância de uma espécie pareça não ser regra para o cerrado, pelo menos para o Parque Nacional das Emas onde essa relação com o capim-flecha e os incêndios já foi

aventada (Ramos-Neto & Pinheiro-Machado 1996, Cianciaruso *et al.* 2010) e em outros locais onde tal relação de dominância seja encontrada em estudos futuros, sugerimos o monitoramento da biomassa de espécies de gramíneas dominantes como uma medida do grau de risco de incêndio nas unidades de conservação.

Além da frequência de fogo, é importante levar em conta a época da queimada. Enquanto que queimadas naturais ocorrem durante a estação chuvosa e queimam áreas menores, queimadas antrópicas ocorrem em geral na estação seca e queimam grandes proporções de áreas (Ramos-Neto & Pivello 2000). A biomassa seca de gramíneas aumenta no final da estação seca, pois as gramíneas acumulam biomassa durante a estação chuvosa e secam do meio ao final da estação seca, quando a temperatura máxima do ar é maior (Pivello *et al.* 2010). Assim, fogo com chamas mais quentes ocorre em queimadas bienais no meio da estação seca e em queimadas quadrienais, sendo as linhas de fogo mais intensas e a propagação do fogo mais ampla associadas à maiores temperaturas do ar durante o mês da queimada (Pivello *et al.* 2010). Portanto, as queimadas prescritas deveriam ocorrer no começo do inverno (entre o final de maio e o começo de junho) quando ainda há maior umidade no ar e no solo (Pivello *et al.* 2010).

O fogo e o solo

Tanto as plantas mudam as condições de solo quanto o solo muda as condições para o estabelecimento das plantas. Por sua vez, o fogo altera essas interações por interferência em ambos os componentes. O fogo modifica as condições do solo de muitas maneiras, por exemplo, pela deposição de cinzas, redução da acidez, disponibilização de nutrientes e elevação da temperatura (veja referências em Silva & Batalha 2008, Pivello *et al.* 2010). Além disso, o fogo interage com a vegetação alterando a dinâmica populacional das espécies e removendo potenciais competidores (Hoffmann 1996, 1998, 2002). Por isso, fogo e solo estão entre os principais determinantes da ocorrência e a variação fisionômica do cerrado (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006).

No Parque Nacional das Emas, áreas com diferentes regimes de fogo apresentam diferenças nas características do solo e na composição específica (Silva & Batalha 2008). Áreas com maiores frequências de fogo apresentam maiores valores de fertilidade de solo, com mais matéria orgânica, nitrogênio, magnésio, argila e silte (Silva & Batalha 2008). Por outro lado, áreas mais protegidas possuem menor fertilidade, com solos mais ácidos e com mais alumínio, e as áreas com queimadas intermediárias possuem maior saturação por bases, menores capacidade de troca catiônica e saturação por alumínio (Silva & Batalha 2008). Dessa forma, fogo e solo interagem, criando condições específicas para o estabelecimento de espécies com diferentes requisitos nutricionais e resistência ao fogo (Silva & Batalha 2008).

Em uma área de cerrado da Reserva Ecológica do IBGE em Brasília, Pivello *et al.* (2010) compararam regimes experimentais de fogo de um projeto de longa duração sobre queimadas prescritas. Pivello *et al.* (2010) analisaram a composição do solo e características do fogo em cinco áreas de campo sujo (uma área protegida do fogo, uma área com queimadas quadrienais e três áreas com queimadas bienais no começo, no meio e no final da estação seca). Os diferentes regimes de fogo apresentam diferenças nas características do solo, sendo as áreas protegidas as mais diferentes das demais (Pivello *et al.* 2010). As áreas protegidas apresentam solos mais ácidos, com mais nitrogênio e mais matéria orgânica, e os efeitos das queimadas no solo persistem pelo menos por dois anos (Pivello *et al.* 2010). Se, por um lado, as características do fogo (intensidade e taxa de propagação) são mais afetadas pela época da queimada do que pela frequência, por outro, a disponibilidade de nutrientes no solo varia segundo a frequência de fogo (Pivello *et al.* 2010). Portanto, ações de manejo devem se preocupar tanto com a estação em que as queimadas ocorrem quanto com a frequência do fogo.

Embora a riqueza de espécies seja menor na área queimada anualmente, cada regime de fogo possui um grupo de espécies exclusivas (Silva & Batalha 2008, Loiola *et al.* 2010). Por exemplo, em relação às espécies arbóreas, sete espécies ocorreram exclusivamente nos sítios com queimadas

anuais, quatro ocorreram nos sítios queimados a cada dois anos, e seis espécies ocorreram apenas nos sítios há 12 anos sem queimadas - para listas de espécies que ocorreram apenas em um regime de queimada, veja Silva & Batalha (2008), Loiola *et al.* (2010). O fogo também altera a estrutura física do solo, sendo maiores frequências de fogo relacionadas a mais argila e silte e menos areia (Silva & Batalha 2008). Por sua vez, a proporção de areia e a saturação por alumínio são os fatores do solo que explicam a maior parte na variação da composição florística (Silva & Batalha 2008). A composição florística varia entre os diferentes regimes de fogo tanto em relação às espécies arbustivas e arbóreas quanto em relação às espécies herbáceo-subarbustivas (Silva & Batalha 2008, Loiola *et al.* 2010). Dessa forma, destacamos a importância de se manterem áreas com diferentes regimes de fogo.

Espécies mais resistentes ao fogo podem ocorrer em áreas com solos mais férteis com a remoção de competidores, enquanto que menores frequências de fogo favorecem espécies menos resistentes, possivelmente melhores competidores e adaptadas a maiores níveis de alumínio (Silva & Batalha 2008). Portanto, para maximizar o número de espécies protegidas, sugerimos a manutenção de diferentes regimes de fogo nas reservas de cerrado, seja por manejo direto seja por queimadas naturais. Além disso, como o fogo remove a cobertura vegetal e a serapilhera e aumenta os níveis de nutrientes disponíveis, cria hábitats propícios para invasão de espécies exóticas que podem entrar por áreas anualmente queimadas e posteriormente dominar outras áreas (Milberg *et al.* 1999). Ressalva-se que os incêndios ocorreriam nessas áreas com ou sem manejo e que a invasão de espécies pode ser um problema mesmo com mudanças de manejo do fogo. Sendo assim, medidas de monitoramento e controle de espécies invasoras devem ser implementadas especialmente nos aceiros.

Considerações para o manejo

O fogo altera as relações funcionais e pode comprometer as funções ecológicas associadas principalmente às árvores (Silva & Batalha 2010a, 2010b, Silva *et al.* 2010). Além disso, o fogo muda a interação das plantas com o solo. Por exemplo, fogo pode favorecer leguminosas, que por sua vez modificam a fixação de nitrogênio, ou interagir com pH e alumínio, limitando recursos para a plantas (Silva & Batalha 2008). Dessa forma, diferentes frequências de fogo aumentam a heterogeneidade ambiental e consequentemente a diversidade beta, ou seja, a diversidade entre sítios no cerrado (Silva & Batalha 2008). Assim, para preservar o maior número de espécies sugerimos manter áreas com diferentes frequências de fogo em áreas protegidas de cerrado, atentando para a possibilidade de invasão biológicas em áreas com maiores frequências de fogo, como os aceiros (Silva & Batalha 2008).

A exclusão do fogo leva ao aumento da biomassa seca e pode resultar em incêndios catastróficos se grandes áreas estiverem sem fogo por muito tempo (Ramos-Neto & Pivello 2000, Cianciaruso *et al.* 2010). Espécies dominantes de gramíneas podem se favorecer do fogo em um processo de retroalimentação positiva (Ramos-Neto & Pinheiro-Machado 1996, Cianciaruso *et al.* 2010). Além disso, a biomassa seca aumenta no final da estação seca, quando pode haver queimadas mais severas (Pivello *et al.* 2010). Assim, sugerimos o manejo para evitar grandes extensões de áreas sem queimadas e monitoramento da acumulação de biomassa das espécies dominantes.

O Parque Nacional das Emas passou por uma série de mudanças no seu manejo, desde queimadas recorrentes antes da criação do parque, passando por um período de supressão total do fogo, até o atual regime que permite queimadas naturais (França *et al.* 2007, veja a seção "O fogo no Parque Nacional das Emas" acima). Entretanto, no final de 2010, houve novamente um grande incêndio que queimou quase a área total do Parque. Sem dúvida, a política de permitir queimadas naturais na unidade evitou os grandes incêndios trienais que ocorriam no passado (Ramos-Neto & Pivello 2000, França *et al.* 2007), porém essa prática não deve ser suficiente para o eficiente manejo do fogo. Uma possível alternativa seria a criação de blocos de queimadas. Por exemplo, o Parque Nacional de Kruger, uma reserva de savana africana, passou por uma série de

mudanças de manejo, incluindo queimadas prescritas, regime de queimadas causadas por raios e, atualmente, há uma combinação de queimadas prescritas e queimadas causadas por raios (van Wilgen *et al.* 2004).

No Parque Nacional de Kruger, a mudança para o regime de queimadas causadas por raios levou a menor heterogeneidade das áreas, maior proporção de área queimada durante a estação seca e aumento da intensidade do fogo (van Wilgen *et al.* 2004; Govender *et al.* 2006). Porém, a área queimada em um dado ano e o intervalo entre queimadas estão relacionados à pluviosidade e não aos diferentes manejos (van Wilgen *et al.* 2004). Embora a intenção da mudança do manejo, adotando apenas a queima por raios, fosse diminuir a intensidade do fogo, ela aumentou no período de queimadas naturais (Govender *et al.* 2006). Pela experiência dessa reserva, apenas o regime de queimadas por causas naturais de raios não consegue evitar grandes queimadas de alta intensidade nem gerar a heterogeneidade para manutenção da biodiversidade, pois parte dos incêndios é de origem antrópica (van Wilgen *et al.* 2004; Govender *et al.* 2006). A situação não é diferente nas reservas de cerrado que estão sujeitas a incêndios antrópicos (como o Parque das Emas, a Serra da Canastra e o Jalapão). Nesse sentido, para um manejo eficiente, poderia se utilizar um regime misto com blocos de queimadas prescritas combinados com queimadas naturais, e combate a incêndios antrópicos na estação seca (Tabela 1). Sugerimos, ainda, que as queimadas prescritas ocorram no final da estação chuvosa ou no início da seca (Pivello *et al.* 2010). Para isso, seria necessário monitorar os dados climáticos, como a temperatura, a umidade do ar e a pluviosidade nos anos anteriores, além de dados sobre o regime e intensidade de fogo, e biomassa acumulada das gramíneas mais abundantes para decidir quanto e quando queimar. Contudo, recomendamos cautela nas mudanças de manejo, como o estabelecimento de estudos prévios para prever os resultados das mudanças e de monitoramento de longo prazo.

Tabela 1 – Consequências de diferentes regimes de fogo mantidos por diferentes ações de manejo no cerrado e em savanas africanas.

Table 1 – Consequences of different fire regimes under different management in Brazilian and African savannas.

Queimadas anuais	Exclusão total do fogo	Queimadas naturais	Mosaicos de queimadas
Perda de espécies mais sensíveis ao fogo. Exposição do solo, possibilitando a entrada de espécies invasoras. Perda de diversidade funcional.	Acúmulo de biomassa, resultando em incêndios catastróficos em média a cada três anos. Aumento da dominância com exclusão de espécies menos competitivas.	Formação de mosaico de áreas com diferentes frequências de fogo, algumas das quais extensas áreas sem queimadas por muitos anos que se tornam sujeitas a fogos antrópicos na estação seca.	Manutenção de espécies exclusivas de cada regime de fogo. Áreas com diferentes biomassas evitam que o fogo se espalhe e podem servir de refúgio para fauna em casos de incêndios.

Particularmente para o caso do Parque Nacional das Emas, já há estudos de longo prazo (França *et al.* 2007) e há ameaças suficientes para justificar uma mudança de manejo. Nesse caso, seria necessário continuar com os trabalhos de monitoramento por satélite para elaborar mapas com as frequências de queimadas e tempo desde a última queima (França *et al.* 2007). Adicionalmente, seria necessário medir a biomassa de gramíneas em vários pontos do parque para elaborar mapas de distribuição de biomassa que deverá ser monitorada *in situ* anualmente. A riqueza, a densidade de árvores e a composição florística das áreas poderão ser medidas inicialmente e acompanhada periodicamente, por exemplo, a cada 10 anos para avaliar os efeitos desse manejo em longo prazo. A determinação das áreas do mosaico deverá ser feita por profissionais de diversas áreas, junto

a uma revisão do plano de manejo, para determinar aspectos práticos de riscos e metas. Porém, podemos sugerir que algumas áreas deverão ter baixas frequências de fogo (a fim de preservar espécies mais sensíveis ao fogo), que poderão ser rodeadas por áreas com maiores frequências e menores tempos desde a última queimada para evitar grandes áreas com muita biomassa.

Agradecimentos

Agradecemos à equipe do Parque Nacional das Emas pela ajuda logística e permissão de pesquisa; e a dois revisores anônimos pelas valiosas contribuições para o artigo.

Referências bibliográficas

Beerling, D.J. & Osborne, C.P. 2006. The origin of the savanna biome. **Global Change Biology,** 12(11): 2023-2031.

Bond, W.J. & Midgley, J.J. 1995. Kill thy neighbour: an individualistic argument for the evolution of flammability. **Oikos,** 73(1): 79–85.

Bond, W.J. & Midgley, J.J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology and Evolution,** 16(1): 45-51.

Bond, W.J. & Keeley, J.E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution,** 20(7): 387-394.

Bond, W.J.; Midgley, G.F. & Woodward, F.I. 2003. The importance of low atmospheric CO_2 and fire in promoting the spread of grasslands and savannas. **Global Change Biology,** 9(7): 973-982.

Bond, W.J.; Woodward, F.I. & Midgley, G.F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **New Phytologist,** 165(2): 525-538.

Bourlière, F. & Hadley, M. 1983. Present-day savannas: an overview, p. 1-17. *In:* Goodall, D.W. (org.) **Ecosystems of the world – tropical savannas.** Elsevier. 17p.

Bowman, D.M.J.S. 1998. The impact of Aboriginal landscape burning on the Australian biota. **New Phytologist,** 140(3): 385-410.

Brooker, R.W.; Maestre, F.T.; Callaway, R.M.; Lortie, C.L.; Cavieres, L.; Kunstler, G.; Liancourt, P.; Tielbörger, K.; Travis, J.M.J.; Anthelme, F.; Armas, C.; Coll, L.; Corcket, E.; Delzon, S.; Forey, E.; Kikvidze, Z.; Olofsson, J.; Pugnaire, F.; Quiroz, C.L.; Saccone, P.; Schiffers, K.; Seifan, M.; Touzard, B. & Michalet, R. 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present and the future. **Journal of Ecology,** 96(1): 18-34.

Brooks, M.L.; D'Antonio, C.M.; Richardson, D.M.; Grace, J.B.; Keeley, J.E.; DiTomaso, J.M.; Hobbs, R.J.; Pellant, M. & Pyke, D. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. **Bioscience,** 54(7): 677-688.

Canales, J.; Trevisan, M.C.; Silva, J.F.; Caswell, H. 1994. A demographic study of an annual grass (*Andropogon brevifolius* Schwartz) in burnt and unburnt savanna. **Acta Oecologica,** 15(3): 261-274.

Cerling, T.E.; Harris, J.M.; MacFadden, B.J.; Leakey, M.G.; Quade, J.; Eisenmann, V. & Ehleringe, J.R. 1997. Global vegetation change through the Miocene/Pliocene boundary. **Nature,** 389:153-158.

Chase, J.M. 2003. Community assembly: when should history matter? **Oecologia,** 136(4): 489-498.

Christin, P.A.; Besnard, G.; Samaritani, E.; Duvall, M.R.; Hodkinson, T.R.; Savolainen, V. & Salamin, N. 2008. Oligocene CO_2 decline promoted C_4 photosynthesis in grasses. **Current Biology,** 18(1): 37-43.

Carvalho, R.A.; Cianciaruso, M.V.; Trindade-Filho, J.; Sagnori, M.D. & Loyola, R.D. 2010. Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the Brazilian Cerrado. **Natureza & Conservação,** 8(2):171-176.

Cianciaruso, M.V.; Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. **Biota Neotropica,** 9(3): 93-103.

Cianciaruso, M.V.; Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2010. Aboveground biomass of functional groups in the ground layer of savannas under different fire frequencies. **Australian Journal of Botany,** 58(3): 169-174.

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. 1978. O conceito de Cerrado. **Revista Brasileira de Botânica,** 1(1): 17-23.

Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. *In:* Goldammer, J.G. (ed.). **Fire in the tropical biota.** Springer. 22p.

França, H., M.B. Ramos-Neto, A. Setzer. 2007. **O fogo no Parque Nacional das Emas.** Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama). 140p.

Fukami, T.; Bezemer, T.M.; Mortimer, S.R. & van der Putten, W.H. 2005. Species divergence and trait convergence in experimental plant community assembly. **Ecology Letters,** 8(12): 1283-1290.

Gidon, N. & Delibrias, G. 1986. Carbon-14 dates point to man in the Americas 32,000 years ago. **Nature,** 321: 769-771.

Gottsberger, G. & Silberbauer-Gottsberger, I. 2006. **Life in the cerrado: a South American tropical seasonal vegetation. Vol. 1. Origin, structure, dynamics and plant use**. Reta Verlag. 277p.

Govender, N.; Trollope, W.S.W. & van Wilgen, B.W. 2006. The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. **Journal of Applied Ecology,** 43(4): 748–758.

Grime, J.P. 2001. **Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties.** John Wiley & Sons. 456 p.

Hoffmann, W.A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. **Journal of Ecology,** 84(3):383– 393.

Hoffmann, W.A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology,** 35(3):422–433.

Hoffmann, W.A. 2002. Direct and indirect effects of fire on radial growth of cerrado savanna trees. **Journal Tropical Ecology,** 18(1):137–142.

Hoffmann, W.A.; Adasme, R.; Haridasan, M.; Carvalho, M.T.; Geiger, E.L.; Pereira, M.A.B.; Gotsch, S.G. & Franco, A.C. 2009. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna–forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology,** 90(5): 1326-1337.

Köppen, W. 1931. **Grundriss der Klimakunde**. Gruyter. 388p.

Lamb, E.G.; Kembel, S.W. & Cahill Jr., J.F. 2009. Shoot, but not root, competition reduces community diversity in experimental mesocosms. **Journal of Ecology,** 97(1): 155-163.

Latorre, C.; Quade, J. & McIntosh, W.C. 1997. The expansion of C_4 grasses and global change in the late Miocene: Stable isotope evidence from the Americas. **Earth and Planetary Science Letters,** 146: 83-96.

Ledru, M.P. 2002. Late Quaternary history and evolution of the cerrados as revealed by palynological records, p. 33-50. *In:* Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (orgs.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna.** Columbia University Press. 424p.

Lieberman, M. & Lieberman, D. 2007. Nearest-neighbor tree species combinations in tropical forest: the role of chance, and some consequences of high diversity. **Oikos,** 116(3): 377-386.

Loiola, P.P.; Cianciaruso, M.V.; Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2010. Functional diversity of herbaceous species under different fire frequencies in Brazilian savannas. **Flora,** 205(10): 674-681.

May, R.M. 1990. Taxonomy as destiny. **Nature,** 347: 129-130.

Milberg, P.; Lamont, B.B. & Perez-Fernandez, M.A. 1999. Survival and growth of native and exotic composites in response to a nutrient gradient. **Plant Ecology,** 145(1):125–132.

Miranda, H.S.; Bustamante, M.M.C. & Miranda A.C. 2002. The fire factor, p. 51-68. *In:* Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (orgs.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna.** Columbia University Press. 424p.

Moreira, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography,** 27(4): 1021-1029.

Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburgh Journal of Botany,** 52(2): 141-194.

Pausas, J.G. & Verdú, M. 2005. Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean Basin: a phylogenetic approach. **Oikos,** 109(1): 196-202.

Pausas, J.G. & Verdú, M. 2008. Fire reduces morphospace occupation in plant communities. **Ecology,** 89(8): 2181-2186.

Perry, G.L.W.; Enright, N.J.; Miller, B.P. & Lamont, B.B. 2009. Nearest-neighbour interactions in species-rich shrublands: the roles of abundance, spatial patterns and resources. **Oikos,** 118(2): 161-174.

Petchey, O.L. & Gaston, K.J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters,** 9(6): 741-758.

Pivello, V.R.; Oliveras, I; Miranda, H.S.; Haridasan, M.; Sato, M.N. & Meirelles, S.T. 2010. Effect of fires on soil nutrient availability in an open savanna in Central Brazil. **Plant and Soil,** 337(1-2): 111–123.

Prinzing, A.; Durka, W.; Klotz, S. & Brandl, R. 2001. The niche of higher plants: evidence for phylogenetic conservatism. **Proceedings of the Royal Society of London B,** 268: 2383-2389.

Ramos-Neto, M.B. & Pinheiro-Machado, C. 1996. O capim-flecha (*Tristachya leiostachya* Ness.) e sua importância na dinâmica do fogo no Parque Nacional das Emas, p. 68–75. *In:* Miranda, H.S.C.; Saito, H. & Dias, B.F.S. (eds.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga.** UnB/ECL. 187p.

Ramos-Neto, M.B. & Pivello, V.R. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna National Park: rethinking management strategies. **Environmental Management,** 26(6): 675-684.

San José, J.J. & Fariñas, M.R. 1991. Changes in tree density and species composition in a protected *Trachypogon* savanna protected for 25 years. **Acta Oecologica,** 12(3): 237-247.

Sarmiento, G. 1992. Adaptative strategies of perennial grasses in South America savannas. **Journal of Vegetation Science,** 3(3): 325-336.

Schwilk, D.W. & Ackerly, D.D. 2001. Flammability and serotiny as strategies: correlated evolution in pines. **Oikos,** 94(2): 326-336.

Silva, D.M. & Batalha, M.A. 2008. Soil–vegetation relationships in cerrados under different fire frequencies. **Plant and Soil,** 311(1-2): 87-96

Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2010a. Woody plant species co-occurrence in Brazilian savannas under different fire frequencies. **Acta Oecologica,** 36(1): 85-91.

Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2010b. Phylogenetic structure of Brazilian savannas under different fire regimes. **Journal of Vegetation Science,** 21(6): 1003-1013.

Silva, I.A.; Carvalho, G.H.; Loiola, P.P.; Cianciaruso, M.V.; & Batalha, M.A. 2010. Herbaceous and shrubby species co-occurrences in Brazilian savannas: the roles of fire and chance. **Community Ecology,** 11(1): 97-104.

Simon, M.F.; Grether, R.; Queiroz, L.P.; Skema, C.; Pennington, R.T. & Hughes, C.E. 2009. Recent assembly of the Cerrado, a Neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Science USA,** 106(48): 20359-20364.

Slingsby, J.A. & Verboom, G.A. 2006. Phylogenetic relatedness limits co-occurrence at fine spatial scales: evidence from the Schoenoid sedges (Cyperaceae: Schoeneae) of the Cape Floristic Region, South Africa. **American Naturalist,** 168(1): 14-27.

Unesco (United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization). 2001**. Cerrado protected areas: Chapada dos Veadeiros and Emas National Parks. Unesco**. URL <http://www.unesco.org/whc/sites/1035.htm>. (acesso em 11 de maio de 2011).

Vamosi, J.C. & Wilson, J.R.U. 2008. Nonrandom extinction leads to elevated loss of angiosperm evolutionary history**. Ecology Letters,** 11(10): 1047-1053.

Van Wilgen, B.W.; Govender, N.; Biggs, H.C.; Ntsala, D. & Funda, X.N. 2004. Response of savanna fire regimes to changing fire management policies in a large African National Park. **Conservation Biology,** 18(6): 1533–1540.

Verdú, M. & Pausas, J.G. 2007. Fire drives phylogenetic clustering in Mediterranean Basin woody plant communities. **Journal of Ecology,** 95(6): 1316-1323.

Webb, C.O.; Ackerly, D.D.; McPeek, M.A. & Donoghue, M.J. 2002. Phylogenies and community ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics,** 33: 475-505.

Webb, C.O. & Donoghue, M.J. 2005. Phylomatic: tree assembly for applied phylogenetics. **Molecular Ecology Notes,** 5(1): 181-183.

Weiher, E. & Keddy, P.A. 1995. Assembly rules, null models, and trait dispersion: new questions from old patterns. **Oikos,** 74(1): 159-164.

Por Que é Importante Entender as Inter-Relações entre Pessoas, Fogo e Áreas Protegidas?

Jayalaxshmi Mistry[1] *& Marcelo Bizerril*[2]

Recebido em 20/5/2011 – Aceito em 13/7/2011

RESUMO – O fogo e seus impactos sobre a biodiversidade e os recursos naturais tem se destacado nas discussões ligadas ao manejo das áreas protegidas. De outro lado, a viabilidade das unidades de conservação como locais de proteção da biodiversidade a longo prazo depende diretamente dos processos sociais e ecológicos que se dão em seu entorno, o que inclui o fogo. Na presente revisão, analisamos o tema buscando um maior entendimento a respeito do que determina o uso do fogo, assim como seu abuso pelas pessoas, e as soluções encontradas por elas para o manejo das vastas paisagens circunvizinhas às áreas de proteção. A tese defendida é a de que para haver efetivo controle do fogo e de seu uso é preciso que pesquisas multidisciplinares analisem as motivações e as formas de uso do fogo no contexto das realidades locais. Além disso, para que ocorram mudanças reais nesse cenário, são necessárias abordagens e metodologias participativas que enfoquem a experiência e os saberes de todos os atores sociais envolvidos na questão.

Palavras-chave: áreas protegidas; comunidades locais; fogo; manejo; manejo adaptativo.

ABSTRACT – Fire and its impacts on biodiversity and natural resources has been an important focus of attention within protected areas and their management. However, protected areas are directly dependent on social-ecological processes beyond their boundaries for their long-term ecological viability, including fire. In this review, we put forward a case for greater understanding of what determines people's use (and abuse) of fire and management solutions they choose to practice in the wider landscape surrounding protected areas. Our contention is that only through multidisciplinary research that looks at why and how people burn and the local realities of fire management can we have a better chance at more effective fire control and use. Furthermore, only through participatory approaches focusing on adaptive learning by all stakeholders will real change occur.

Keywords: adaptive management; fire; local communities; management, protected areas

Introdução

Manejo adaptativo, ou aprendizagem pela prática, tem se tornado uma poderosa ferramenta para lidar com a complexidade e imprevisibilidade das ações de manejo dos recursos naturais (Gunderson & Holling 2002, Berkes *et al*. 2003). No entanto, viabilizar o manejo adaptativo na prática requer um profundo conhecimento dos sistemas sócio-ecológicos, o que nem sempre é tarefa fácil.

A compreensão desses sistemas pode se tornar uma atividade complicada devido à diversidade de atores sociais envolvidos e suas diferentes visões a respeito da sociedade e da natureza. Além de construir significados e inter-relações, definindo e legitimando o conhecimento e o senso comum, essas visões de mundo também influenciam as ações e os comportamentos das pessoas.

[1]Department of Geography, Royal Holloway, University of London, Egham, Surrey TW20 0EX. E-mail: j.mistry@rhul.ac.uk
[2]Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil. E-mail: bizerril@unb.br

O fogo é uma ferramenta de manejo muito antiga e amplamente utilizada no manejo e conversão das paisagens tropicais. Desempenha papel preponderante no sustento de milhões de pessoas devido a seu papel central em várias práticas agrícolas e sociais. Ao mesmo tempo, o fogo é um importante fator das mudanças ambientais globais (Bowman *et al.* 2009), causando prejuízos materiais e destruindo recursos naturais, além de provocar mudanças nas dinâmicas ecológicas tanto local quanto regionalmente, seja por uso acidental ou intencional. O fogo está relacionado a aspectos do bem-estar humano, identidade cultural, sustentabilidade ecológica, diversidade de espécies e até da regulação climática. Por isso, essa complexidade do uso do fogo deve ser analisada a luz de escalas espaciais e também temporais. E é nas áreas protegidas de proteção integral que essa complexa rede de interações deve ser considerada de modo mais acurado.

De fato, o fogo tem exercido papel central no estabelecimento de muitas áreas protegidas nos trópicos. A análise histórica da implantação de áreas protegidas na África, por exemplo, indica claramente como as populações indígenas e comunidades locais foram acusadas pelos colonizadores de causar a 'degradação' das terras pelo 'mau' uso do fogo (Kull 2002, Laris & Wardell 2006). Argumentos como esses foram usados para justificar a desapropriação das áreas das comunidades locais e a conversão das terras em áreas protegidas. A percepção do fogo como agente inapropriado e destrutivo foi também adotada como princípio do manejo das áreas protegidas, justificando sua total supressão. Até os dias de hoje, muitas áreas protegidas nos trópicos apresentam políticas de não-uso do fogo como forma de manejo (Bilbao *et al*. 2010). Mesmo no Cerrado brasileiro, que é um ecossistema em que o fogo teve um papel fundamental em termos evolutivos e também atualmente na manutenção de importantes processos ecológicos, o fogo é visto como prejudicial pelas instituições ambientalistas e governamentais (Pivello 2006).

Muito embora as áreas protegidas tenham como principal função a proteção dos recursos dentro de seus limites, a viabilidade ecológica dos mesmos, a longo prazo, depende diretamente dos processos sócio-ecológicos que ocorrem nas vizinhanças, portanto, fora de seus limites (Mistry & Berardi 2005). Um exemplo dessa situação é a quase previsível ocorrência anual de grandes incêndios em muitas áreas protegidas do mundo, na estação seca, como resultado do acúmulo de material combustível. No Brasil, a análise que França (2010) fez dos incêndios ocorridos em parques nacionais da região do cerrado (Emas, Araguaia, Serra da Canastra, Brasília, Chapada dos Veadeiros e Chapada dos Guimarães) em 2010 indicou uma área queimada total de 5897 km^2, atingindo de 35% até 91% da área de cada parque. Estudos de longo prazo indicam que áreas protegidas, tais como os Parques Nacionais das Emas e da Serra da Canastra, apresentaram queimadas freqüentes nos últimos 25 anos (Barreto 1999, Medeiros & Fiedler 2004, França *et al*. 2007). Grande parcela desses incêndios é causada por pessoas e muitos focos são iniciados fora dos limites dos parques.

Nesse ensaio defendemos a idéia de que o manejo do fogo em áreas protegidas, inclusive no Brasil, somente será efetivo a partir do entendimento dos motivos que levam as pessoas a usar e abusar do fogo, assim como do manejo que elas praticam nas amplas paisagens circunvizinhas às áreas protegidas. É confrontando essas informações com as conseqüências ecológicas das queimadas que poderão ser propostas estratégias para reduzir o prejuízo ecológico e social dos incêndios, beneficiando, ao mesmo tempo, pessoas e natureza. As evidências e argumentos para apoiar essa perspectiva serão provenientes da literatura e de nossas experiências junto a comunidades rurais e indígenas nos cerrados do Distrito Federal, Tocantins e Minas Gerais.

Entendendo por que as pessoas queimam

"Eu queimo porque isso é bom para a terra, para a produção. As plantas vão crescer mais fortes. Meu pai e meu avô queimavam, por isso eu faço assim" (agricultor do Distrito Federal, J. Mistry, dados não-publicados).

Muitos incêndios iniciados em propriedades rurais são ligados às atividades agrícolas, independente do ecossistema em que estão inseridos. Agricultores no Brasil, assim como em

outros lugares, usam o fogo para limpar o terreno para o plantio, para combater pestes e ervas daninhas, ou ainda para estabelecer e renovar pastos (vide Pivello 2011). Os povos indígenas têm utilizado o fogo como ferramenta de manejo por milênios para alternar cultivos, renovar pastos, manejar a caça, estimular e coletar frutos silvestres e mel, criar aceiros, e também por razões culturais e espirituais (Mistry *et al*. 2005, Rodriguez 2007, Schmerbeck & Seeland 2007, Mcgregor *et al*. 2010). Diante disso, é necessário haver grande atenção em relação às razões pelas quais as pessoas optam pelo fogo como ferramenta de manejo.

Como exemplo, o estudo de Mistry (1998) com agricultores familiares no Distrito Federal demonstrou que a renda e o tempo são os dois fatores decisivos na escolha de opções viáveis de manejo para atender aos objetivos da propriedade. Quando avaliaram os custos e benefícios de outras alternativas de manejo ao uso do fogo para limpar terrenos e prover a criação de alimento na estação seca, a maioria dos proprietários concluiu que teriam prejuízos. Assim, em muitos casos, agricultores entendem que não há opção válida ao uso do fogo. Ao mesmo tempo, conforme ilustrado pela citação ao inicio dessa seção, a percepção dos proprietários de terras quanto ao uso do fogo também é um fator de grande importância no processo de tomada de decisão para o manejo (Mistry 1998). Essas percepções se relacionam aos aspectos "bons" e "prejudiciais" do fogo, à influência do ciclo lunar no comportamento do fogo, assim como em outras crenças. A idade, a educação, o conhecimento e seu potencial de transferência entre gerações são fatores que parecem influenciar essas percepções. Embora esse e outros estudos (tais como Laris 2002, McGregor 2010) contribuam para o aumento da compreensão sobre as motivações das queimadas, Carmenta *et al*. (2011) destaca a necessidade de identificar os diferentes tipos de proprietários rurais e seus padrões específicos de uso do fogo. Além disso, muitos estudos foram conduzidos com pequenos proprietários, enquanto muito pouco se sabe sobre os grandes proprietários de terras (apesar de eles serem responsáveis pela maioria dos focos de incêndios em muitas regiões, tais como a Amazônica (Uhl & Buschbacher, 1985)).

Alguns autores têm alertado para um possível aumento da pobreza em comunidades rurais, provocado por ações voltadas a conservação como, por exemplo, a implantação de áreas protegidas, quando não são consideradas as possibilidades de impactos social e ambiental nas populações locais (Brockington *et al*. 2006, 2008, Igoe 2006). O impedimento ao acesso a recursos naturais tradicionalmente usados tais como pastagens naturais, juntamente com as políticas que criminalizam as práticas de uso do fogo, têm levado ao aumento da incidência de incêndios como forma de protesto no meio rural (Pyne 1997, Kuhlken 1999). Tomando o exemplo do Parque Nacional da Serra da Canastra, o fogo tem estado presente como fonte de conflito desde sua criação em 1972. Registros oficiais, funcionários do parque e brigadistas confirmam que os incêndios, em sua maioria, são de origem intencional e 'criminosa' (Medeiros & Fiedler 2004). "É comum depois do fogo a gente achar no local os materiais usados pelas pessoas para provocar o incêndio", "Muitos colocam fogo no parque para que o fogo depois passe e queime o pasto deles" (Brigadista no Parque Nacional da Serra da Canastra, Bizerril dados não-publicados).

Embora as aparências indiquem que o fogo intencional seja uma forma de retaliação à implementação do parque, a principal causa do fogo parece ser a necessidade de manejar pastos e as dificuldades de obtenção de licenças para as queimadas controladas (o mesmo foi observado por Mistry 1998, no caso do Distrito Federal). Os maiores impedimentos para a realização da queimada controlada, segundo os proprietários rurais, são a lentidão, a burocracia e os custos relacionados à obtenção de licenças, assim como os requerimentos para demarcação das reservas legais nas propriedades e a manutenção dos impostos em dia (Bizerril dados não-publicados).

Kull (2002, 2004) reforça a necessidade de uma interpretação mais atenta do conceito de queimada criminosa ou ilegal, questionando a intencionalidade na forma de "protestar abertamente" ou "levar proveito" de situações de queimadas. Trabalhando em Madagascar, o autor mostra que não é raro proprietários locais aproveitarem oportunidades para terem suas necessidades de queimadas atendidas, sem terem que assumir protestos explícitos: aproveitam-se da natureza do fogo ao deixar "acidentalmente" que o fogo fuja de controle, ao provocar uma

nova queimada junto a outra existente etc.; aproveitam-se da boa-vontade comunitária ao culpar pelos incêndios desconhecidos, viajantes, crianças etc.; aproveitam-se dos pontos fracos do poder público, tais como o limitado alcance da autoridade do estado, sua diversidade interna na forma de variadas instituições com diferentes objetivos, e os momentos de contradição do estado, como por exemplo, durante grandes invasões de pragas quando o governo deve escolher entre reforçar as leis anti-fogo ou usar o fogo para combater as pragas que ameaçam a economia (Kull & Laris 2009). Situação similar foi observada no Parque Nacional da Serra da Canastra, onde fazendeiros culpam pessoas de outras regiões ou desconhecidos pelos focos de incêndios observados dentro do parque (Bizerril, dados não-publicados). Todos esses exemplos reforçam a necessidade de ampliar o entendimento a respeito dos incêndios ditos "criminosos" em suas diversas possibilidades.

Entendendo como as pessoas queimam

Quando as primeiras áreas protegidas foram estabelecidas, o paradigma ecológico dominante era a idéia de que a natureza intocada estava em equilíbrio, isto é, a estabilidade do ambiente era mantida pelas interações bióticas e as ações humanas provocavam distúrbios a essa estabilidade. Essas idéias e visões de mundo associadas ao modo como as áreas protegidas devam ser manejadas ainda se mantêm hoje em dia, contudo começam a destoar dos paradigmas emergentes na ecologia. As teorias do não-equilíbrio, por exemplo, se baseiam nos processos que mantém a heterogeneidade espacial e temporal, o que inclui as interações entre organismos, a variabilidade ambiental e as perturbações (Pickett *et al.* 2003). Essas teorias aceitam a imprevisibilidade e a dinâmica como processos naturais, e as ações antrópicas são consideradas parte integral da dinâmica dos sistemas (Mistry e Berardi 2006). Além disso, acredita-se que as mudanças climáticas globais irão modificar os padrões de clima locais e regionais, potencialmente afetando a dinâmica e a imprevisibilidade dos padrões meteorológicos, que por sua vez afetarão os regimes de queima (Bowman *et al.* 2009). Esses elementos deverão modificar significativamente a noção de 'equilíbrio' no futuro.

O fogo é um importante agente de manutenção da heterogeneidade espacial. Usando análises de sensoriamento remoto, Hudak *et al.* (2004) verificou que a ocorrência de queima regular nas savanas do sudeste africano promovia aumento da heterogeneidade quando comparado a exclusão do fogo. Curiosamente, grande parte dos estudos que destacam o papel do fogo na manutenção da heterogeneidade espacial é proveniente de observações 'in loco' do modo como indígenas e comunidades tradicionais da savana utilizam o fogo no manejo das paisagens. Aborígenes australianos (Haynes 1985, 1991, Lewis 1989, Russell-Smith *et al.* 1997), grupos indígenas brasileiros (Posey 1985, Anderson e Posey 1985, 1989, Mistry *et al.* 2005) e comunidades tradicionais no oeste africano (Mbow *et al.* 2000, Laris 2002) queimam a vegetação no chamado "regime de queima em mosaico" (Parr e Brockett 1999). Esse procedimento inclui a realização de queimadas ao longo de toda a estação seca, resultando em um padrão de paisagem formada por diversas manchas em vários estágios de sucessão provocada pelo fogo, interligados por manchas não queimadas. Os potenciais benefícios de um mosaico como esse incluem a criação de aceiros naturais que protegem determinadas manchas de vegetação (Laris 2002, Mistry *et al.* 2005), além da manutenção e aumento da biodiversidade por meio tanto da criação quanto da preservação de uma variedade de microhabitats adequados para abrigar diferentes espécies (Braithwaite 1996, Vigilante & Bowman 2004).

Para fazendeiros e agricultores, as práticas de uso do fogo diferem em termos de freqüência de queima, área queimada e precauções tomadas. No Distrito Federal, por exemplo, Mistry (1998) observou que embora as propriedades rurais sejam pequenas (em média menores que 5 hectares), a maioria dos proprietários de terras tenta evitar a queimada anual. Um ou dois anos pode ainda ser considerado um intervalo insuficiente entre queimadas, mas o estudo mostrou que muitos sitiantes realizam uma rotação das áreas queimadas, e queimam áreas pequenas em suas terras. Observações ocasionais na Serra da Canastra indicam que alguns proprietários de terras mais antigos na região continuam a usar o conhecimento de seus antepassados, defendendo o uso do

'fogo frio'. Relatam que essa estratégia consistia em realizar queimadas durante a noite ou nas primeiras horas da manhã, durante os meses de dezembro e janeiro, na estação chuvosa, após alguns dias de estiagem (Bizerril dados não-publicados). Esse fogo era facilmente controlado e servia tanto para renovar o pasto quanto para proteger as terras de grandes incêndios na estação seca: "Antigamente não tinham esses incêndios grandes no chapadão [referência ao atual Parque] como acontece agora" (Sitiante tradicional, Bizerril dados não-publicados). Outros proprietários de terras, provavelmente sem vínculos tradicionais fortes, se referem ao uso do fogo por seus benefícios ao pasto ou para limpar áreas para plantio, mas ateiam fogo principalmente no final da época seca, o mais quente, seco e arriscado período para a ocorrência de incêndios fora de controle (Mistry 1998).

Outra razão para a ocorrência de incêndios fora de controle iniciados pelo interesse de realizar apenas pequenas queimadas, são os arranjos institucionais voltados ao manejo do fogo. Toda comunidade tem suas tensões, conflitos internos e rivalidades. No entanto, no passado havia uma estrutura social com lideranças locais que buscavam um entendimento consensual de trabalho coletivo para o manejo dos recursos naturais. Em alguns casos, essas estruturas da sociedade parecem ter sido quebradas. Por exemplo, Mistry (1998) observou que a maioria dos proprietários entrevistados no Distrito Federal realizava queimadas sem nenhuma ajuda e, consequentemente, tomando poucas precauções. Se os proprietários de terras vizinhos tivessem uma relação de amizade, tenderiam a ter mais cuidado, tomar precauções e informar seus vizinhos da intenção de realizar a queimada. Mudanças entre gerações em comunidades indígenas também sinalizam mudanças no uso do fogo. Entre os Krahô, por exemplo, as queimadas eram realizadas por grupos e com o consentimento dos demais. No entanto, muitos jovens Krahô, influenciados por agricultores de descendência européia, criticam abertamente o uso do fogo em reuniões comunitárias, fazendo com que importantes práticas de uso do fogo preventivas não sejam implementadas (Mistry *et al.* 2005). Ao mesmo tempo, uma vez que as práticas individuais de uso do fogo não são submetidas ao grupo, continuam a ser usadas, normalmente no final da estação seca, resultando no aumento dos danos causados pelo fogo, o que reforça o sentimento de rejeição ao seu uso. Apesar de limitados, nossos estudos indicam que embora tenhamos conhecimento sobre como as queimadas ocorrem, necessitamos conhecer mais detalhes da diversidade de práticas realizadas pelos diferentes grupos de pessoas em distintas épocas do ano, juntamente com o entendimento dos processos e estruturas sociais das comunidades que vivem no entorno de áreas protegidas e seus impactos no manejo de recursos naturais.

Entendendo a realidade local das queimadas

Tanto em uma escala nacional quanto internacional verifica-se uma confiança nos avanços tecnológicos como soluções para os problemas causados pelas queimadas (Nepstad *et al.* 2006, Adeney *et al.* 2009, Aragão & Shimabukuro 2010), com predominância dos discursos alinhados com a tecnologia geoespacial, onde as opiniões e o poder de decisão estão concentrados nas mãos dos detentores da tecnologia (cientistas, governos) em detrimento dos demais (agricultores locais, povos indígenas) (Robbins 2003, Sletto 2008). Em uma recente revisão de estudos sobre fogo em florestas úmidas tropicas, Carmenta *et al.* (2011) identificou que as técnicas de sensoriamento remoto para detecção de queimadas passaram a ser preferidas por gestores de áreas protegidas e de recursos naturais, assim como de legisladores, devido a sua replicabilidade e representação de uma realidade aparentemente verificável. No entanto, nos casos em que esses dados foram correlacionados com fontes secundárias de dados sociais para identificar causas dos incêndios ou áreas prioritárias, o uso de índices pouco refinados, tais como densidade populacional humana, levaram a generalizações também pouco precisas, contribuindo pouco para o entendimento da dinâmica e complexidade da natureza do uso do fogo (Hayes & Rajão 2011).

Está claro que estudos de campo sobre aspectos sociais e culturais do uso do fogo são necessários, não apenas para ajudar a identificar o risco de incêndios, mas também para ajudar a

alinhar os desencontros entre as políticas de uso do fogo, as visões de mundo dos que elaboram tais regras e as realidades locais (veja, por exemplo, Porro 2005, Russell-Smith *et al.* 2007). No Brasil, existe volume considerável de pesquisa sobre a ecologia do fogo em vários ecossistemas, no entanto poucos estudos enfocaram os aspectos históricos, sociais, econômicos e políticos do uso do fogo em escalas locais. A legislação brasileira e as normas que ditam como as pessoas podem usar o fogo, buscam, na verdade, evitar e restringir o uso do fogo, especialmente no entorno de áreas protegidas, porém as grandes e freqüentes queimadas nessas localidades na estação seca são o retrato do descompasso entre essas políticas e o que ocorre na realidade (Sorrensen 2009).

Embora seja essencial entender o porquê e como as pessoas queimam, é também fundamental examinar, de modo detalhado e crítico, os processos multivariados que levam as pessoas a não possuir nenhuma opção de manejo da terra que não seja a queimada. Por exemplo, o Projeto de Monitoramento e Controle de Desmatamentos e Queimadas na Amazônia (PRODESQUE) foi desenvolvido após os grandes incêndios de Roraima em 1998, provocando mudanças no Código Florestal Brasileiro (Mutch *et al.* 1999). Dentre essas, inclui-se o aumento das reservas florestais nas propriedades na Amazônia, de 50% para 80% do total da propriedade, entendendo-se que o aumento da reserva florestal atuaria como tampão evitando que o fogo se alastrasse para áreas mais remotas. Além disso, o IBAMA[1] instituiu regras específicas para as queimadas controladas incluindo um sistema de obtenção de autorizações e a criação de parâmetros físicos e climáticos para a realização de queimadas. O resultado dessas políticas federais foi uma redução na área cultivável das propriedades. Ao mesmo tempo, políticas de desenvolvimento rural favoreceram o assentamento de famílias no campo, mas as estratégias institucionais para garantir crédito agrícola e a posse da terra aos agricultores foram insuficientes. Sorrensen (2009, p.789) resume a situação ao dizer que "diante das políticas de conservação e as limitações do desenvolvimento rural, restaram aos produtores poucas escolhas: a opção ilegal de queimar suas reservas legais para expandir a produção, ou o uso intensivo da porção cultivável da propriedade".

Aparentemente, o manejo do fogo só poderá ser bem sucedido se os quadros institucionais forem sensíveis às limitações locais, tais como o acesso ao maquinário e à mão-de-obra, assim como às normas de comportamento (Carvelheiro 2004, Eriksen 2007). Muitos agentes do governo atuando junto a agências locais no entorno de áreas protegidas se vêem em situação delicada: não conseguem atender e fazer cumprir as exigências federais demandadas das agências centrais sediadas na capital, mas ao mesmo tempo não têm autonomia para realizar acordos locais na promoção de queimadas controladas. Kull (2002) explica que, no contexto de Madagascar, uma vez que as comunidades locais não conseguem argumentar com as autoridades sediadas na capital, passam a dificultar a vida dos agentes locais responsáveis pelo manejo do fogo. Por sua vez, os funcionários do estado atuam sob suas próprias regras, capturando os responsáveis pelas queimadas e logo os liberando, algumas vezes em troca de subornos que são mais baratos que as multas oficiais, ou ainda os ameaçando com processos judiciais. Na Serra da Canastra, os responsáveis pelas agências ambientais locais frequentemente se referem ao descompasso entre o órgão central e as questões locais. O receio e a desconfiança das pessoas em relação ao órgão ambiental devido a seu papel fiscalizador também é uma realidade. Por outro lado, as limitações de equipamentos e pessoal fazem do combate a incêndios uma atividade extremamente árdua; muitos brigadistas vêm de centros urbanos e não são acostumados a combater incêndios florestais; muitos não desejam trabalhar no período noturno quando o combate é supostamente mais produtivo; muitos brigadistas são contratados apenas na estação seca, no entanto, a contratação anual poderia viabilizar a realização de melhores aceiros assim como a realização de outras atividades para reduzir os riscos de incêndios (Bizerril dados não-publicados).

[1] IBAMA: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.

Conclusão

A complexidade que envolve o manejo do fogo e as áreas protegidas, caracterizada por interesses múltiplos e frequentemente conflituosos, imprevisibilidade e controle descentralizado, sugere uma abordagem na qual o processo de aprendizagem esteja no centro das ações (Berardi e Mistry, 2006). O conceito de manejo adaptativo sugere que sejam utilizadas formas de manejo mais participativas, baseadas nas demandas comunitárias locais e envolvendo diversos atores sociais (Berkes 2004). Existem exemplos de algumas áreas protegidas que utilizam abordagens do manejo adaptativo envolvendo as comunidades locais em diversos temas correlatos ao manejo do fogo (veja os casos do Parque Nacional Kruger na África do Sul, e do Parque Nacional Kakadu, na Austrália, Parr *et al.* 2009, van Wilgen 2009, van Wilgen & Biggs 2011). No entanto, é ainda predominante o estilo de manejo unilateral, vertical, de comando-e-controle. Nessas condições, o potencial da aprendizagem social, que poderia ocorrer a partir da integração entre as pessoas intimamente associadas aos sistemas de áreas protegidas, pesquisadores e tomadores de decisão situados nos centros urbanos, é extremamente inibido (Berardi & Mistry 2006).

"Seria bom alguém fazer uma pesquisa sobre o que eles [os proprietários de terras] acham do IBAMA[2], mostrar quais são os problemas que eles têm com a gente. Precisamos fazer uma reunião todos juntos. (..) Mas o pessoal de Brasília também tem que concordar." (Brigadista no Parque Nacional da Serra da Canastra, Bizerril dados não-publicados). É necessária maior integração entre todas as partes envolvidas no processo de tomada de decisão a respeito do uso do fogo – legisladores, cientistas, gestores de parques e proprietários rurais – tanto para ampliar os saberes necessários para subsidiar o manejo quanto para contemplar apropriadamente as necessidades e limitações do próprio sistema a ser manejado (Rodriguez 2007, Costanza & Moody 2011). É preciso investir na ampliação dos canais de comunicação entre os centros nacionais tomadores de decisão, os responsáveis pela implementação das políticas nos níveis locais e as populações locais para que avanços concretos ocorram com enfoque maior na redução dos riscos de incêndios do que no combate aos mesmos.

Entender a complexidade das relações entre pessoas, fogo e áreas protegidas requer uma abordagem multidisciplinar, holística e participativa, com enfoque no processo de aprendizagem adaptativa de todos os atores sociais envolvidos na questão. Forsyth (1996) define isso como "conhecimento híbrido" onde as visões e os valores da ciência e também dos sujeitos locais são associadas no entendimento dos temas relacionados ao manejo. Para haver diálogo é preciso haver receptividade aos demais pontos de vista, assim como um convite a reflexão a respeito dos temas levantados. Para que mudanças reais ocorram, essas relações precisam se sustentar ao longo prazo. No entanto, uma vez estabelecidas essas relações, o cenário estará propício a abordagem multidisciplinar e ao uso de metodologias que misturem aspectos da pesquisa social, histórica, econômica, física e biológica (veja os estudos de Laris 2002, 2006, Dennis *et al*. 2005, Simmons *et al*. 2004), produzindo ações de manejo do fogo melhores para todos.

Referências bibliográficas

Adeney, J. M.; Christensen, N. L. & Pimm, S. L. 2009. Reserves protect against deforestation fires in the Amazon. **PLoS One**, 4: e5014.

Anderson, A.B. & Posey, D.A. 1985. Manejo de cerrado pelos indios Kayapó. **Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi Botânica**, 2(1): 77-98.

Aragão, L. & Shimabukuro, Y. E. 2010. The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD. **Science**, 328: 1275-1278.

[2] O termo Ibama é usado de modo genérico nessa fala referindo-se a autoridade ambiental local. A partir de 2007 o órgão foi desmembrado com a criação do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio.

Barreto, C.B. 1999. **Contribuição ao manejo e à restauração da Zona de Recuperação no Parque Nacional da Serra da Canastra (MG), com referência especial aos incêndios, por meio de geoprocessamento**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro-SP.

Berardi, A. & Mistry, J. 2006. A multidisciplinary and participatory research approach in savannas and dry forests. p.265-271. In Mistry, J. & Berardi, A. (eds.) **Savannas and dry forests: linking people with nature**. Ashgate Publications.

Berkes, F. 2004. Rethinking community-based conservation. **Conservation Biology**, 18(3): 621-630.

Berkes, F.; Colding, J. & Folke, C. eds. 2003. **Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and change**. Cambridge University Press.

Bilbao, B.A.; Leal, A.V. & Méndez, C.L. 2010. Indigenous use of fire and forest loss in Canaima National Park, Venezuela. Assessment of and tools for alternative strategies of fire management in Pemón indigenous lands. **Human Ecology**, 38: 663-673.

Bowman, D.; Balch, J.K.; Artaxo, P.; Bond, W.J.; Carlson, J.M.; Cochrane, M.A.; D'Antonio, C.M.; DeFries, R.S.; Doyle, J.C.; Harrison, S.P.; Johnson, F.H.; Keeley, J.E.; Krawchuk, M.A.; Kull, C.A.; Marston, J.B.; Moritz, M.A.; Prentice, I.C.; Roos, C.I.; Scott, A.C.; Sewtnam, T.W.; van der Werf, G.R. & Pyne, S.J. 2009. Fire in the earth system. **Science**, 324: 481-484.

Braithwaite, R.W. 1996. Biodiversity and fire in the savanna landscape. p.121-140. In Solbrig, O.T.; Medina, E. & Silva, J. (eds.). **Biodiversity and savanna ecosystem processes**. Springer.

Brockington, D.; Duffy, R. & Igoe, J. 2008. **Nature unbound. Conservation, capitalism and the future of protected areas**. Earthscan.

Brockington, D.; West, P. & Igoe, J. 2006. Parks and peoples: the social impact of protected areas. **Annual Review of Anthropology**, 35: 251-277.

Carmenta, R.; Parry, L.; Blackburn, A.; Vermeylen, S. & Barlow, J. 2011. Understanding human-fire interactions in tropical forest regions: a case for interdisciplinary research across the natural and social sciences. **Ecology and Society**, 16(1): 53 [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art53

Carvelheiro, K. 2004. **Community fire management in the Marana region, Brazilian Amazonia**. Dissertation. University of Florida.

Costanza, J.K. & Moody, A. Deciding where to burn: stakeholder priorities for prescribed burning of a fire-dependent ecosystem. **Ecology and Society**, 16(1): 14 [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art14

Dennis, R.A.; Mayer, J.; Applegate, G.; Chokkalingam, U.; Colfer, C. J. P.; Kurniawan, I.; Lachowski, H.; Maus, P.; Permana, R. P.; Ruchiat, Y.; Stolle, F.; Suyanto & Tomich, T. P. 2005. Fire, people and pixels: Linking social science and remote sensing to understand underlying causes and impacts of fires in Indonesia. **Human Ecology**, 33: 465-504.

Eriksen, C. 2007. Why do they burn the 'bush'? Fire, rural livelihoods, and conservation in Zambia. **Geographical Review**, 173: 242-256.

Forsyth, T., 1996. Science, myth and knowledge: testing Himalayan environmental degradation in Thailand. **Geoforum**, 27, 375-392.

França, H. 2010. Os incêndios de 2010 nos parques nacionais do cerrado. Technical report. **Universidade Federal do ABC**. <http://www.ufabc.edu.br/images/stories/comunicacao/queimadas-2010-1.pdf> (Accessed 16 May 2011).

França, H.; Ramos Neto, M.B. & Setzer, A. 2007. **O fogo no Parque Nacional das Emas**. Série Biodiversidade, v. 27, Ministério do Meio Ambiente.

Gunderson, L. & Holling, C.S. eds. 2002. **Panarchy: understanding transformations in human and natural systems**. Island Press.

Hayes, N. & Rajão, R. 2011. Competing institutional logics and sustainable development: the case of geographic information systems in Brazil's Amazon region. **Information Technology for Development**, 17: 4-23.

Haynes, C.D. 1985. The pattern and ecology of munwag: traditional Aboriginal fire regimes in north-central Arnhemland. **Proceedings of the Ecological Society of Australia**, 13: 203-214.

Haynes, C.D. 1991. Use and impact of fire. p.61-71. In Haynes, C.D.; Ridpath, M.G. & Williams, M.A.J. (eds.). **Monsoonal Australia: landscape, ecology and man in the northern lowlands**. A.A. Balkema.

Hudak, A.T.; Fairbanks, D.H.K. & Brockett, B.H. 2004. Trends in fire patterns in a southern African savanna under alternative land use practices. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 101: 307-325.

Igoe, J. 2006. Ecosystem dynamics and institutional inertia: a discussion of landscape conservation in northern Tanzania. p. 77-103. In Mistry, J. & Berardi, A. (eds.). **Savannas and dry forests: linking people with nature**. Ashgate Publications.

Kuhlken, R. 1999. Settin' the woods on fire: rural incendiarism as protest. **Geographical Review**, 89: 343-363.

Kull, C.A. & Laris, P. 2009. Fire ecology and fire politics in Mali and Madagascar. p. 71-226. In Cochrane, M.A. ed. **Tropical fire ecology: climate change, land use and ecosystem dynamics**. Springer-Praxis.

Kull, C.A. 2002. Madagascar aflame: landscape burning as peasant protest, resistance, or a resource management tool? **Political Geography**, 21: 927-953.

Kull, C.A. 2004. **Isle of fire: the political ecology of landscape burning in Madagascar**. University of Chicago Press. 324pp.

Laris, P. & Wardell D.A. 2006. Good, bad or 'necessary evil'? Reinterpreting the colonial burning experiments in the savanna landscapes of West Africa. **Geographical Journal**, 172: 271-90.

Laris, P. 2002. Burning the seasonal mosaic: preventative burning strategies in the wooded savanna of southern Mali. **Human Ecology**, 30(2): 155-186.

Laris, P. 2006. Managing a burned mosaic: a landscape-scale human ecological model of savanna fires in Mali. p. 155-186. In Mistry, J. & Berardi, A. (eds.). **Savannas and dry forests: linking people with nature**. Ashgate Publications.

Lewis, H.T. 1989. Ecological and technological knowledge of fire: Aborigines versus park rangers in Northern Australia. **American Anthropologist**, 91: 940-961.

Mbow, C.; Nielson, T.T. & Rasmussen, K. 2000. Savanna fires in east-central Senegal: distribution patterns, resource management and perceptions. **Human Ecology**, 28(4): 561-583.

McGregor, S.; Lawson, V.; Chritophersen, P.; Kennett, R.; Boyden, J.; Bayliss, P.; Liedloff, A.; McKaige, B. & Andersen, A.N. 2010. Indiegnous wetland burning: conserving natural and cultural resources in Australia's World Hertiage-listed Kakadu National Park. **Human Ecology**, 38: 721-729.

Medeiros, M.B., & Fiedler, N.C. 2004. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. **Ciência Florestal**, 14: 157-168.

Mistry, J. & Berardi, A. (eds.). 2006. **Savannas and dry forests: linking people with nature**. Ashgate Publications.

Mistry, J. & Berardi, A. 2005. Assessing fire potential in a Brazilian savanna nature reserve. **Biotropica**, 37(3): 439-451.

Mistry, J. 1998. Decision-making for fire use among farmers in savannas: an exploratory study in the Distrito Federal, central Brazil. **Journal of Environmental Management**, 54: 321-334.

Mistry, J.; Berardi, A.; Andrade, V.; Krahô, T.; Krahô, P. & Leonardos, O. 2005. Indigenous fire management in the *cerrado* of Brazil: the case of the Krahô of Tocantíns. **Human Ecology**, 33(3): 365-386.

Mutch , R.; Lee, B. & Perkins, J. 1999. Public policies affecting forest fires in the Americas and the Caribbean. P. 65-108. In **Proceedings of the FAO meeting on public policies affecting forest fires**. FAO Forestry Paper 138. FAO, Rome.

Nepstad, D.; Schwartzman, S.; Bamberger, B.; Santilli, M.; Ray, D.; Schlesinger, P.; Lefebvre, P.; Alencar, A.; Prinz, E.; Fiske, G. & Rolla, A. 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. **Conservation Biology**, 20: 65-73.

Parr, C.L. & Brockett, B.H. 1999. Patch-mosaic burning: a new paradigm for savanna fire management in protected areas? **Koedoe**, 42: 117-130.

Parr, C.L.; Woinarski, J.C.Z. & Pienaar, D.J. 2009. Cornerstones of biodiversity conservation? Comparing the management effectiveness of Kruger and Kakadu National Parks, two key savanna reserves. **Biodiversity and Conservation**, 18: 3643-3662.

Pickett, S.T.A.; Cadenasso, M.L. & Benning, T.L. 2003. Biotic and abiotic variability as key determinants of savanna heterogeneity at multiple spatiotemporal scales. p. 22-40. In du Toit, J.T.; Rogers, K.H. & Biggs, H.C. eds. **The Kruger experience. Ecology and management of savanna heterogeneity**. Island Press.

Pivello, V.R. 2006. Fire management for biological conservation in the Brazilian *cerrado*. p. 129-154. In Mistry, J. & Berardi, A. (eds.). **Savannas and dry forests: linking people with nature**. Ashgate Publications.

Pivello, V.R. 2011. The use of fire in the *cerrado* and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecology**, 7(1): 24-39.

Porro, R. 2005. Palms, pastures and swidden fields: the grounded political ecology of "agro-extractive/ shifting-cultivator peasants" in Maranhão, Brazil. **Human Ecology**, 33(1): 17-56.

Posey, D.A. 1985. Indigenous management of tropical forest ecosystems: the case of the Kayapó Indians of the Brazilian Amazon. **Agroforestry Systems**, 3: 139-158.

Pyne, S.J. 1997. **Vestal fire**. University of Washington Press.

Robbins, P. 2003. Beyound ground truth: GIS and the environmental knowledge of herders, professional foresters and other traditional communities. **Human Ecology**, 31(1): 233-253.

Rodriguez, I. 2007. Pemón perspectives of fire management in Canaima National Park, southeastern Venezuela. **Human Ecology**, 35: 331-343.

Russell-Smith, J.; Djoeroemans, S.; Maan, J. & Pandanga, P. 2007. Rural livelihoods and burning practices in savanna landscapes of Nusa Tenggara Timur, eastern Indonesia. **Human Ecology**, 35: 345-349.

Russell-Smith, J.; Lucas, D.; Gapindi, M.; Gunbunuka, B.; Kapirigi, N.; Namingum, G.; Lucas, K.; Giuliani, P. & Chaloupka, G. 1997. Aboriginal resource utilisation and fire management practice in western Arnhem Land, monsoonal northern Australia: notes for prehistory, lessons for the future. **Human Ecology**, 25(2): 159-195.

Schmerbeck, J. & Seeland, K. 2007. Fire supported forest utilisation of a degraded dry forest as a means of sustainable local forest management in Tamil Nadu, South India. **Land Use Policy**, 24: 62-71.

Simmons, C. S.; Walker, R. T.; Wood, C. H.; Arima, E. & Cochrane, M. 2004. Wildfires in Amazonia: a pilot study examining the role of farming systems, social capital, and fire contagion. **Journal of Latin American Geography**, 3: 81-95.

Sletto, B. 2008. The knowledge that counts: institutional identities, policy science and the conflict over fire management in the Gran Sabana, Venezuela. **World Development**, 36: 1938-1955.

Sorrensen, C. 2009. Potential hazards of land policy: conservation, rural development and fire use in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, 26: 782-791.

Uhl, C. & Buschbacher, R. 1985. A disturbing synergism between cattle ranching practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. **Biotropica**, 17: 265-268.

Van Wilgen, B.W. & Biggs, H.C. 2011. A critical assessment of adaptive ecosystem management in a large savanna protected area in South Africa. **Biological Conservation**, 144: 1179-1187.

Van Wilgen, B.W. 2009. The evolution of fire management practices in savanna protected areas in South Africa. **South African Journal of Science**, 105: 343-349.

Vigilante, T. & Bowman, D.M.J.S. 2004. Effects of individual fire events on the flower production of fruit-bearing tree species, with references to Aboriginal people's management and use, at Kalumburu, North Kimberley, Australia. **Australian Journal of Botany**, 52: 405-415.

Revisão sobre os Efeitos do Fogo em Eriocaulaceae como Subsídio para a sua Conservação

Ana Carolina de Oliveira Neves[1], *Lúcio Cadaval Bedê*[2] & *Rogério Parentoni Martins*[3]

Recebido em 14/4/2011 – Aceito em 1/8/2011

RESUMO – Eriocaulaceae é uma das famílias mais numerosas e ricas em endemismos do Cerrado. A beleza das suas inflorescências faz com que espécies conhecidas como sempre-vivas (plantas de diversas famílias que tem suas inflorescências pouco alteradas após serem colhidas e desidratadas), sejam cobiçadas pelo mercado nacional e internacional de plantas ornamentais secas. O declínio das populações de várias eriocauláceas tem sido atribuído a um aparente aumento da freqüência de queimadas realizadas no Cerrado para renovar pastagens, preparar o solo para a agricultura e devido ao manejo extrativista. Neste trabalho, revisamos a literatura científica que trata da ação do fogo em sete espécies de Eriocaulaceae que ocorrem no Cerrado. O fogo promoveu o aumento do número de indivíduos reprodutivos nas três espécies estudadas quanto a esse aspecto (*Actinocephalus polyanthus, Comanthera elegantula* e *Syngonanthus nitens*), de inflorescências por indivíduo em duas entre quatro espécies (*Comanthera elegantula* e *Leiothrix crassifolia*) e de sementes por capítulo na única espécie estudada nesse aspecto (*S. nitens*). O fogo estimulou ainda o recrutamento por plântulas devido à eliminação da vegetação competidora em três das quatro espécies estudadas (*A. polyanthus*, *C. elegantula* e *Leiothrix arrecta*, e por brotamentos em *S. nitens*). Em espécies policárpicas, o aumento do esforço reprodutivo pode impactar negativamente a produção de inflorescências nos anos seguintes à primeira estação reprodutiva após a queima (ex. *C. elegantula* e *S. nitens*), além do crescimento e sobrevivência de indivíduos em idade reprodutiva (ex. *C. elegantula*). Entretanto, a mortalidade e a redução do crescimento podem ser atenuados pela coleta de escapos antes que as sementes sejam produzidas, como foi observado em *C. elegantula*. Queimadas freqüentes podem levar populações ao declínio através da exaustão do banco de sementes, mortalidade (principalmente de plântulas) e estímulo à reprodução e morte precoce em espécies monocárpicas. Por outro lado, a exclusão de queimadas por longos períodos pode levar as populações ao envelhecimento e ao declínio devido à redução no recrutamento e aumento da mortalidade, causadas pelo aumento da vegetação competidora. Considerações sobre o manejo de espécies de Eriocaulaceae são feitas, considerando diferenças em suas histórias de vida.

Palavras-chave: cerrado; demografia; história de vida; queimadas; sempre-vivas.

ABSTRACT – Eriocaulaceae is one of the largest and most speciose botanical families of the Cerrado. Because of their beauty, species known as 'starflowers', 'dry flowers' or 'everlasting flowers' (plants of several families whose inflorescences maintain the living appearance after being extracted and dried) are coveted by the national and international markets for dried ornamental plants. The decline observed in populations of several Eriocaulaceae species has been attributed to an apparent increase in the frequency of fires, set with the aim to renovate pastures, to prepare the ground for the cultivation of crops and also as an extractive management practice. In this study, we reviewed scientific literature about the effects of fire on seven Eriocaulaceae species that occur in Cerrado. Fire promoted an increase in the number of reproductive individuals in all the studied species (*Actinocephalus polyanthus, Comanthera elegantula* and

[1] Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Geral, Laboratório de Ecologia e Conservação – Av. Antônio Carlos, 6627, Belo Horizonte, MG, Brasil. CEP 31270-901 / Instituto Biotrópicos. E-mail: ananeves@gmail.com

[2] Conservação Internacional (CI Brasil) – Av. Getúlio Vargas, 1300, 7º andar, Belo Horizonte, MG, Brasil. CEP 30112-021. E-mail: l.bede@conservacao.org

[3] Universidade Federal do Ceará (UFCE), Centro de Ciências, Departamento de Biologia – Av. da Universidade, 2853, Fortaleza, CE, Brasil. CEP 60020-181. E-mail: wasp@icb.ufmg.br

Syngonanthus nitens), inflorescence number per individual in half of the studied species (*C. elegantula* and *Leiothrix crassifolia*) and seeds per chapter in the single studied species (*S. nitens*). Fire stimulated recruitment of seedlings in three out of four species (*A. polyanthus, C. elegantula* and *Leiothrix arrecta*) and via rhizome sprouts in *S. nitens* due to the elimination of competing vegetation. In polycarpic species, the increased reproductive effort may negatively impact growth, survival (eg. *C. elegantula*) and the production of inflorescences in years following the first breeding season after burning (eg. *C. elegantula* and *S. nitens*). However, mortality and reduced growth could be mitigated by the harvesting of inflorescences before seeds are produced, as in *C. elegantula*. Frequent fires can lead to population decline through the exhaustion of seed bank and mortality (mainly seedlings), and stimulate reproduction and early death of adult individuals in monocarpic species. On the other hand, the exclusion of fire for long periods can lead to the aging and decline of populations due to reduced recruitment and competition with herbaceous vegetation. Considerations regarding the management of Eriocaulaceae species are made, considering differences in their life stories.

Key words: cerrado; demography; life history; star-flowers; wildfires.

RESUMEN – Eriocaulaceae es una de las familias más ricas en endemismos en el Cerrado. La belleza de sus inflorescencias hace con que especies conocidas como siempre vivas (plantas de diversas familias que tienen sus inflorescencias poco cambiadas tras su recolecta y deshidratación) las hacen codiciadas por el mercado nacional y internacional de plantas secas para fines ornamentales. El declinio poblacional de varias eriocauláceas viene siendo atribuído al supuesto incremento en la frecuencia de fuegos establecidos em el Cerrado, con el objetivo de revonar pastizales, preparar el suelo para la instalación de plantíos y por el manejo de extracción. En ese trabajo, revisamos la literatura científica sobre los efectos de la acción del fuego en sete especies de esa familia. El fuego causó el incremento del número de indivíduos reprodutivos en las tres especies estudiadas (*Actinocephalus polyanthus, Comanthera elegantula* y *Syngonanthus nitens*), de inflorescencias por indivíduo em mitad de las especies (*Comanthera elegantula* y *Leiothrix crassifolia*) y de semillas por capítulo en la única especie estudiada (*S. nitens*). El fuego esmituló aún el recrutamento por plântulas devido a la eliminación de la vegetación competidora en tres de las cuatro especies estudiadas (*A. polyanthus, C. elegantula* e *Leiothrix arrecta*) y por brotamientos en *S. nitens*. En especies policárpicas, el aumento del esfuerzo reproductivo puede impactar negativamente la producción de inflorescencias en los años que siguen la primera estación reproductiva tras la quema (e.g. *C. elegantula* y *S. nitens*), además del crecimiento y supervivencia de individuos en edad reproductiva (e.g. *C. elegantula*). Sin embargo, la mortalidad y la reducción del crecimiento pude ser minorado por la recolección de ramas antes que se produzcan las semillas, como observado en *C. elegantula*. Fuegos frecuentes conllevan al declinio poblacional por agotar en banco de semillas, mortalidad (principalmente de plántulas) y muerte precoz en especies monocárpicas. Sin embargo, la exclusión de los incendios por largos períodos puede llevar las poblaciones al envejecimiento y declinio debido a la reducción del recrutamento y muerte de los individuos a través del aumento de la vegetación competidora. Consideraciones sobre el manejo de las especies de Eriocaulaceae se hacen, considerando diferencias en sus historias de vida.

Palabras clave: cerrado; demografía; fuegos; historia de vida; siempre vivas.

A família Eriocaulaceae

Eriocaulaceae engloba cerca de 1200 espécies distribuídas principalmente nos trópicos, com maior número nas montanhas da América do Sul (Giulietti & Hensold 1990, Giulietti *et al*. 2005). No Brasil, essas plantas são comuns no Cerrado, principalmente nos campos rupestres, que ocorrem nesse bioma em altitudes acima de 900 m. Das 548 espécies brasileiras, 380 ocorrem nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço (estados de Minas Gerais e Bahia), onde Eriocaulaceae é uma das famílias com maior número de espécies (Giulietti *et al.* 1987, Giulietti *et al*. 2005). Cerca de 96% das eriocauláceas são endêmicas, muitas delas encontradas apenas em uma única localidade ou alto de serra (Costa *et al.* 2008). Em conseqüência desta distribuição restrita, 13,6% das espécies brasileiras são consideradas raras (Giulietti *et al.* 2009).

Sob a denominação de 'sempre-vivas' estão espécies de plantas dos campos e cerrados pertencentes às famílias Cyperaceae, Eriocaulaceae, Poaceae, Rapateaceae e Xyridaceae, cujas inflorescências permanecem inalteradas em sua forma e coloração após serem colhidas e secas (Instituto Terra Brasilis 1999, Scatena *et al.* 2004, Parra *et al.* 2010). Embora todas as espécies

com as características descritas acima sejam consideradas sempre-vivas, apenas algumas são de interesse comercial, sendo as Eriocauláceas, principalmente do gênero *Comanthera*, as sempre-vivas mais visadas pelo mercado nacional e internacional de plantas ornamentais secas (Parra *et al.* 2010). Seus escapos e capítulos são usados na decoração de ambientes, confecção de objetos de uso doméstico e coroas funerárias (obs. pess.). Atualmente, *Syngonanthus nitens*, conhecida como capim-dourado, tem sido muito visada pelo mercado. Essa espécie possui escapos florais dourados e maleáveis, utilizados na confecção de *souplats*, chapéus, bolsas e bijuterias (Schmidt *et al.* 2007, neste número). Recentemente constatou-se o uso das partes vegetativas de espécies do gênero *Leiothrix,* que produzem brotamentos nos capítulos e formam emaranhados devido ao crescimento exuberante dos escapos florais. Tais brotamentos são utilizados para decorar ambientes e a biomassa de escapos é utilizada para preenchimento de coroas funerárias (obs. pess.).

As queimadas no Cerrado

A biota do Cerrado não apenas evoluiu na presença de queimadas naturais e antropogênicas, recorrentes ou esporádicas, como depende delas para manter seus processos ecológicos em diversos níveis (Hardesty *et al*. 2005, Pivello 2011). O fogo é indicado como o principal responsável pela diversificação das espécies vegetais endêmicas do Cerrado, tendo suas linhagens se originado *in situ*, através da seleção de caracteres que lhes conferiam vantagens adaptativas frente às queimadas, e não pela dispersão de linhagens já adaptadas ao fogo (Simon *et al*. 2009). As espécies endêmicas começaram a surgir há cerca de 10 milhões de anos, a maioria há até 4 milhões de anos - período que coincide com a expansão das savanas e gramíneas C4 em todo o mundo (Simon *et al.* 2009). Essas formam uma cobertura de baixa umidade, aerada e altamente inflamável. A dominância de gramíneas, principalmente nas formações campestres, resulta no rápido acúmulo de biomassa e na alta razão entre biomassa morta/viva. Estas, somadas à ocorrência de uma estação seca prolongada, aumentam as chances de deflagração de queimadas (Kauffman *et al.* 1994).

Registros fósseis de pólen e carvão indicam que incêndios foram comuns no Cerrado antes da chegada do homem à América do Sul, há cerca de 12.000 anos, e foram intensificados no período pré-colonial, devido às práticas de manejo agro-florestal utilizadas pelos indígenas. Com a redução da densidade de suas populações após a chegada dos Europeus, a incidência de queimadas foi reduzida, mas parece estar aumentando desde 1750 (veja Pivello 2011). A partir do final da década de 1950, com a criação da atual capital brasileira, Brasília, a região do Cerrado entrou num intenso processo de desenvolvimento econômico e conversão de habitats e, a partir da década de 1980, entrou definitivamente para o cenário do *agro-business* com a produção de carne bovina para exportação e o cultivo de lavouras de algodão, pastagens e soja (Pivello 2006).

Nas savanas úmidas, a freqüência estimada de ocorrência natural de incêndios é de um a cada 3 ou 5 anos (Bond & van Wilgen 1996 citado em Miranda 2002, Frost & Robertson 1987). Ramos-Neto & Pivello (2000) observaram que, num período de 4 anos, 53,4% do Parque Nacional das Emas (cuja área total é de 132,133 ha) não queimou, 38,1% queimou uma vez, 8,4% duas vezes e apenas 0,1% três vezes, sendo que 98% dos incêndios foram deflagrados naturalmente. No Cerrado, raios no início da estação chuvosa são a principal fonte de ignição, mas as queimadas por eles produzidas são muitas vezes controladas rapidamente pelas chuvas e por isso atingem pequenas extensões (Ramos-Neto & Pivello 2000). Atualmente, entretanto, a maioria das queimadas no Cerrado tem origem antrópica, sendo o fogo ateado acidentalmente, criminosamente ou para promover a renovação dos pastos, eliminar a vegetação nativa para o plantio de lavouras ou queimar resíduos de cultivares (Pivello 2011). As queimadas ocorrem geralmente no auge da estação seca, quando a biomassa vegetal e o ar estão extremamente secos, os ventos são fortes e as chuvas ausentes (Menezes & Giulietti 2000, Ramos-Neto & Pivello 2000, Miranda 2002).

Em algumas regiões, queimadas realizadas por agricultores e pecuaristas correspondem aproximadamente à freqüência estimada de queimadas por causas naturais no Cerrado. No

Distrito Federal, por exemplo, a maioria dos proprietários de terras realiza queimadas anualmente, com rotação de áreas, e outros o fazem em intervalos de 2-4 anos (Mistry 1998). Na Serra do Roncador (MT), em áreas de ocupação Xavante, o intervalo mínimo de queima era de 3-5 anos (Eiten 1972). Entretanto, algumas áreas do Cerrado vêm sendo muito freqüentemente queimadas. Nas regiões onde há exploração de sempre-vivas, por exemplo, os campos são queimados após as primeiras chuvas (final de setembro a outubro), para estimular a floração em massa. Segundo Schmidt *et al.* (2007), no Jalapão (Tocantins), onde o fogo é usado para manejar populações de capim-dourado e para renovar pastagens, é raro encontrar áreas que não foram queimadas há mais de 3 anos. Nos campos rupestres da Serra do Cipó, porção sul da cadeia do Espinhaço, as taxas de acúmulo de biomassa podem sustentar queimadas a cada dois anos (Miranda 2002). Atualmente, a facilidade de deflagração de incêndios antrópicos no Cerrado é grande devido à crescente população humana (o número de habitantes aumentou mais de 10 vezes em 50 anos, chegando a 18 milhões em 2000), à grande área sob influência antrópica (55% da sua extensão original), à malha viária, que possibilita o acesso a regiões ermas, e à ampla difusão de fontes de ignição portáteis (Klink & Moreira 2002, Machado *et al.* 2004). Assim, é provável que os campos e cerrados venham sendo queimados com uma freqüência superior à natural, e o fator limitante à sua ocorrência não seria mais a ignição, mas o acúmulo de biomassa (Miranda 2002).

Já nas unidades de conservação (UCs), a situação oposta é observada. As queimadas são vistas como uma ameaça a ser combatida intensivamente, ainda que essa medida careça de fundamentação científica. Conseqüentemente, mesmo as queimadas naturais, que há milhares de anos são responsáveis pela ciclagem de nutrientes, estímulo à reprodução, rebrota e estruturação das comunidades biológicas, são eliminadas. Além disso, o acúmulo de biomassa faz com que o risco de incêndios devastadores seja aumentado (Ramos-Neto & Pivello 2000). A única exceção é dada pelo Parque Nacional das Emas, que desde 1995 permite que incêndios de origem natural se propaguem sob o controle de uma malha de 314 km de asseiros ao redor e dentro da UC, impedindo que o fogo se alastre para áreas maiores (Ramos-Neto & Pivello 2000). Uma apreciação do impacto da exclusão do fogo nesse ecossistema pode ser feita através da constatação de que, num período de apenas 4 anos, 40 incêndios de origem natural foram deflagrados (Ramos-Neto & Pivello 2000). O Parque Nacional das Emas, com sua elevada freqüência de queimadas naturais, representa uma situação peculiar no Cerrado, que deve ocorrer apenas em algumas áreas desse bioma com mais de 2 milhões de km^2. Entretanto, seu caso ilustra a importância de realizarem-se estudos científicos para embasar a tomada de decisões acerca do manejo do fogo de acordo as peculiaridades de cada região.

Declínio das populações de eriocauláceas

Nos últimos 40 anos, há indícios de que populações de sempre-vivas endêmicas declinaram e de que a área de distribuição de várias espécies diminuiu (Saturnino *et al.* 1977, Giulietti *et al.* 1988, Instituto Terra Brasilis 1999). Em 2000, entre as várias espécies adicionadas à *Lista Oficial de Espécies Ameaçadas do Estado de Minas Gerais*, havia um número expressivo de Eriocaulaceae, uma das famílias mais ameaçadas dos campos rupestres. Naquela época, 16 eriocauláceas foram consideradas provavelmente extintas. Das 15 espécies que tiveram seu status definido como 'criticamente em perigo', todas tiveram a coleta predatória relacionada como uma das causas ou o único motivo da sua ameaça. Cerca de dez anos depois, apenas nove espécies foram consideradas extintas, mas 54 foram enquadradas em algum nível de ameaça (Fundação Biodiversitas 2007). Na Lista da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção, publicada em 2008, 14 espécies de eriocauláceas se enquadravam em alguma categoria de ameaça e esta foi considerada a sétima família mais ameaçada de extinção.

Duas causas são relacionadas ao declínio das populações de sempre-vivas: a sobre-coleta e a queima indiscriminada (Saturnino *et al.* 1977, Giulietti *et al.* 1988). A primeira refere-se à coleta de grandes quantidades de escapos e capítulos antes mesmo que as sementes sejam dispersadas,

o que comprometeria o recrutamento, a dispersão e mataria indivíduos adultos por desenraizá-los ao terem os escapos florais arrancados (Instituto Terra Brasilis 1999). A segunda causa refere-se à queima dos campos, empregada no manejo extrativista para estimular a floração. Oitenta e cinco por cento dos coletores de sempre-vivas do município de Diamantina (Minas Gerais) afirmaram que utilizam o fogo com esse propósito (Instituto Terra Brasilis 1999). Os coletores de capim-dourado de Jalapão acreditam que um maior número de escapos é produzido quando a queima é feita em anos intercalados (Schmidt *et al.* 2007, neste número).

Entretanto, a coleta de sempre-vivas diminuiu progressivamente entre o seu auge, no final da década de 1970, até 1997, como mostram os valores relativos à exportação de 'flores secas para ornamentação', já que o principal destino da produção nesse período era o mercado exterior (Estados Unidos, Itália, Países Baixos, Alemanha e outros, Instituto Terra Brasilis 1999). Porém, a redução do volume exportado foi acompanhada pelo aumento do valor do produto, indicando que a redução no comércio não se deu pela diminuição da procura, mas sim da oferta (veja Instituto Terra Brasilis 1999). Se por um lado isso aponta para o declínio das populações nativas, por outro, com a contínua redução do comércio, a coleta de sempre-vivas atualmente deve representar uma fração do que foi nas últimas décadas. Assim, a pressão da sobre-coleta e das queimadas visando o manejo dessas plantas teriam diminuído, podendo ser a queima dos campos e cerrados para a renovação de pastagens para o gado bovino – que em muitos locais ocorre em todos os anos - uma ameaça mais relevante atualmente. A exceção é dada pelo capim dourado, cuja exploração vem crescendo desde o final da década de 1990 com o aumento do turismo e a propaganda do governo sobre o artesanato típico de Tocantins feito com escapos florais (Schmidt *et al.* 2007).

Pesquisadores e conservacionistas assumem que queimadas ameaçam as Eriocauláceas (Saturnino *et al.* 1977, Giulietti *et al.* 1988, Menezes & Giulietti 2000, Costa *et al.* 2008), ainda que estudos experimentais apontem para um cenário diferente, tanto no Cerrado (Figueira 1998, Bedê 2006, Figueiredo 2007, Neves, resultados não publicados), quanto em outro bioma (Watson *et al.* 1994). A idéia de que todo fogo é ruim e destrói a biodiversidade, mesmo quando ocorre em ambientes que evoluíram na presença do fogo, está presente em todo o mundo. Nos Estados Unidos essa crença surgiu em conseqüência dos grandes incêndios que assolaram o oeste do país no final do século XIX/início do século XX e culminaram com a adoção de uma política de total exclusão do fogo. Essa mentalidade foi divulgada, por exemplo, através do personagem Bambi de Walt Disney e do ícone Smokey Bear do U. S. Forest Service, que alcançaram enorme popularidade e contribuíram para a formação de opinião em vários países (Dellasala *et al.* 2004, Dombeck *et al.* 2004). Essa visão está presente também no Brasil, mesmo entre pesquisadores que atuam no Cerrado.

Ao rever a literatura científica sobre aspectos da história de vida de eriocauláceas e estudos experimentais sobre os efeitos do fogo em sete espécies, destacamos seus efeitos sobre a polinização, investimento reprodutivo, germinação/recrutamento, mortalidade e morfologia. Detalhes sobre os estudos e espécies abordados nessa revisão podem ser vistos na Tabela 1. O objetivo último é o de fornecer subsídios para a conservação e manejo adequados das espécies de eriocauláceas do Cerrado.

Influência do fogo sobre a biologia de Eriocaulaceae

As eriocauláceas ocorrem majoritariamente em formações campestres que, dentre as fitofisionomias do Cerrado, têm maior flamabilidade e são sujeitas aos efeitos mais extremos das queimadas, já que cerca de 91-94% da sua biomassa epigéia é de gramíneas, em comparação com 27% em campos cerrados e cerrados *sensu stricto* (Kauffman *et al.* 1994). Geralmente a queima é rápida, mas a linha de fogo tem grande intensidade e elevado percentual de combustão, consumindo quase a totalidade da biomassa epigéia campestre e causando maiores perdas de nutrientes com baixas temperaturas de volatilização (nitrogênio e carbono) e enxofre do que em qualquer outra fitofisionomia savânica (Kauffman *et al.* 1994, figura 1a).

Tabela 1 – Estudos experimentais sobre os efeitos do fogo em populações de Eriocaulaceae utilizados nesta revisão.

Table 1 – Experimental studies on the effects of fire in Eriocaulaceae populations used in this revision.

Espécie	História de vida e habitat	Estudo
Actinocephalus polyanthus	Monocárpica. Rosetas caulescentes com até 90 cm de altura. Ocorre no sul e sudeste do Brasil, em campos, cerrados e restingas.	Figueira (1998) estudou os efeitos do fogo na reprodução e demografia em populações queimadas e não queimadas em campos rupestres na Serra do Cipó, MG. Aproveitaram-se queimadas que ocorreram na região, de origem natural ou antrópica.
Comanthera elegantula	Policárpica. Rosetas basais com ~ 3 cm de altura, geralmente isoladas, eventualmente conectadas por rizomas. Ocorre na Cadeia do Espinhaço (MG), Serra do Cabral e algumas serras mais ao sul, em campos rupestres e regiões de transição entre cerrado e campos rupestres.	Bedê (2006) estudou os efeitos na demografia e alometria, em oito combinações de tratamentos envolvendo queima, coleta de capítulos, ausência de queima e ausência de coleta, durante dois anos, no planalto de Diamantina, MG. O fogo foi ateado em parcelas experimentais no final de setembro/início de outubro.
Leiothrix crassifolia	Policárpica. Rosetas basais de ~ 3-6 cm de diâmetro, muitas vezes conectadas a outras por rizomas. Ocorre nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço (MG).	Neves (dados não publicados) investigou os efeitos do fogo na produção de escapos florais e capítulos nas três espécies, em áreas adjacentes queimadas e não queimadas. A queima foi feita em agosto.
Leiothrix curvifolia	Policárpica. Rosetas basais de ~ 3 cm de diâmetro, geralmente conectadas por rizomas. Ocorre na Cadeia do Espinhaço (MG), de Ouro Preto a Diamantina.	
Leiothrix spiralis	Policárpica. Rosetas basais de ~ 3-6 cm de diâmetro, podendo formar touceiras de rametes conectados por rizomas. Ocorre na Serra do Cipó, MG (sul da Cadeia do Espinhaço).	
Leiothrix arrecta	Policárpica. Rosetas basais de ~1-3 cm de diâmetro. Forma clones com centenas de rametes que brotam nos capítulos. Ocorre nas serras de Minas Gerais, de Datas à Serra do Caraça.	Neves (dados não publicados) investigou os efeitos do fogo na demografia de populações com intervalos entre queimas de: >10 anos, ~1 ano, ~2,5 anos e ~1+ 2,5 anos.
Syngonanthus nitens	Policárpica. Rosetas basais com ~ 4 cm de diâmetro, podendo formar clones conectados pro rizomas. Ocorre em campos com umidade média a alta no bioma Cerrado.	Figueiredo (2007) estudou os efeitos do corte da vegetação herbácea, ausência de queima e queima em intervalos de 2 e 3 anos, sobre a demografia e reprodução em campos úmidos no Jalapão, TO. O fogo foi ateado em setembro.

Figura 1 – A) Queimada experimental em uma área de campo-rupestre (Cerrado) feita com o apoio da brigada contra incêndios do Parque Nacional da Serra do Cipó, para investigar os efeitos do fogo em populações de Eriocaulaceae. B) População de *Comanthera elegantula* (Eriocaulaceae) há cerca de 5 anos sem queimar. C) Touceira queimada de *Comanthera elegantula*. D) Espécies de Eriocaulaceae respondem de formas diferentes ao fogo. Toda a área fotografada era coberta por uma população de *Leiothrix arrecta*, que foi parcialmente eliminada pelo fogo, restando apenas o aglomerado à direita, onde podem-se ver escapos, capítulos e rosetas suspensas entremeados a gramíneas. As rosetas de *Leiothrix spiralis* (à esquerda) resistiram à passagem do fogo, mantendo a área central das rosetas verdes.

Figure 1 – A) Experimental burning in an rupestrian grassland (Cerrado) area set with support of the fire brigade of the National Park of Serra do Cipó to investigate the effects of fire on populations of Eriocaulaceae. B) A population of *Comanthera elegantula* (Eriocaulaceae) not burned for more than 5 years. C) A burned clump of *Comanthera elegantula*. D) Eriocaulaceae species respond differently to fire. The photographed area was completely covered by a population of *Leiothrix arrecta*, which was partially eliminated by fire, leaving only the cluster at right with scapes, flower-heads and suspended rosettes intertwined with grasses. *Leiothrix spiralis* rosettes (left) resisted to fire. Note green leaves in the middle of rosettes.

Adaptações ao fogo, história de vida e demografia de eriocauláceas

Polinização

Embora não se tenha registro da influência direta do fogo sobre a polinização de eriocauláceas, seus efeitos indiretos, por meio da morte que ocasionam aos polinizadores, devem ser considerados.

Rosa & Scatena (2007) demonstraram que as eriocauláceas da sub-família Paepalanthoideae, que inclui oito dos dez gêneros de Eriocaulaceae, têm pistilódios nectaríferos nas flores estaminadas e apêndices nectaríferos entremeados com os estigmas nas flores pistiladas. Estas estruturas estariam relacionadas à atração de polinizadores, o que foi confirmado em observações de campo (Ramos *et al.* 2005, Bedê 2006, Oriani *et al*. 2009, Neves, resultados não publicados). Na sub-família Eriocauloideae, as flores pistiladas não apresentam apêndices nectaríferos, mas, em ambos os sexos, as pétalas possuem glândulas secretoras de néctar (Rosa & Scatena 2003). *Eriocaulon parkeri* é a única espécie desse grupo cujo sistema reprodutivo foi estudado e apresenta a auto-polinização como principal forma de reprodução (Sawyer *et al*. 2005). Entretanto, não é possível fazer extrapolações para a sub-família a partir deste único estudo, já que a espécie habita estuários na costa leste dos Estados Unidos e teve as inflorescências freqüentemente submersas e recobertas por uma camada de perifíton, o que reduziu o acesso dos polinizadores às flores (Sawyer *et al*. 2005).

As espécies do Cerrado estudadas até o momento, todas pertencentes a Paepalanthoideae (*Comanthera mucugensis*, *Comanthera curralensis*, *Comanthera elegantula* e *Syngonanthus elegans)* são polinizadas por pequenos insetos generalistas de Diptera, Hymenoptera e Coleoptera, residentes nas adjacências das flores e incapazes de realizar longos deslocamentos (Ramos *et al.* 2005, Bedê 2006, Oriani *et al*. 2009). É possível que durante grandes incêndios tais insetos sejam eliminados e a recolonização após as queimadas seja lenta, o que poderia levar à diminuição da formação de sementes durante os meses seguintes. Para a melhor compreensão dos efeitos do fogo na polinização de Eriocaulaceae seria interessante comparar a riqueza e densidade de polinizadores, assim como a formação de sementes, em áreas naturais antes e após a queima. Os estudos deveriam ser preferencialmente realizados em áreas que tiveram grandes extensões queimadas, e não apenas em pequenas parcelas queimadas experimentalmente, onde a recolonização a partir de áreas vizinhas pode ser rápida.

Investimento reprodutivo

O fogo pode afetar a reprodução sexuada e vegetativa devido às alterações que provoca sobre a estrutura e densidade da vegetação, características do solo e fluxos de energia, nutrientes e água (Frost & Robertson 1987). Além disso, pode afetar as demandas conflitantes (*trade offs)* a que estão sujeitas as plantas, quanto à energia a ser investida em crescimento, sobrevivência e reprodução (Stearns 1989, Ohara *et al*. 2001, Obeso 2002).

Actinocephalus polyanthus é uma das eriocauláceas de maior porte, com rosetas caulescentes de até 90 cm de altura (Figueira 1998), que possibilitam sua ocorrência em campos com vegetação alta. Após a queima, o meristema apical dessa espécie monocárpica se diferencia em uma inflorescência e em seguida o indivíduo morre, um exemplo paradigmático de demanda conflitante provocado pela ação do fogo. Segundo Figueira (1998), a taxa de floração na ausência de queimadas estimada para uma população com muitos adultos é de 2%. Após a ocorrência do fogo, 100% dos adultos florescem. Isso significa que, na ausência do fogo, 98% dos indivíduos podem morrer sem sequer ter reproduzido durante seu período de vida, que pode durar até cerca de 30 anos. Por outro lado, regimes de fogo freqüentes têm efeitos negativos por estimular a reprodução e morte de indivíduos jovens, que produzem cerca de 25 vezes menos sementes que os mais velhos. Num período de 23 anos (1984-2007), a Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira (APA Morro da Pedreira), onde Figueira (1998) realizou sua pesquisa, não teve nenhuma área queimada mais que 10 vezes, 22,8% queimou entre 2 e 9 vezes, 25,7% queimou uma vez

e 51,5% da APA não queimou (França & Ribeiro 2008). Ainda que esses valores resultem da ocorrência de incêndios de origem natural e antrópica, e da política de combate ao fogo na UC, eles mostram que a paisagem é um mosaico onde algumas áreas devem queimar com freqüência superior a 30 anos, poucas queimam em períodos menores que 4 anos (~1%) e a maioria queima com freqüência intermediária.

Em espécies policárpicas o fogo também pode promover o aumento do investimento reprodutivo. Em um estudo experimental, parcelas de *Comanthera elegantula* produziram 14,3% mais inflorescências sob queimada bianual do que nas parcelas controle, onde não incidia queima nem coleta há pelo menos 5 anos (Bedê 2006, figuras 1b,c). Em populações se *S. nitens* sujeitas à queima houve um aumento do número de indivíduos reprodutivos e de sementes por capítulo na estação reprodutiva seguinte à aplicação do tratamento, sendo esse aumento maior em parcelas queimadas em intervalos de dois, três e quatro anos, em ordem decrescente. Porém, o número de indivíduos produzindo capítulos nos anos subseqüentes se comportou de forma inversa, ou seja, foi menor nas populações sujeitas a tratamentos que resultaram em maior investimento reprodutivo após a queima (Figueiredo 2007). Também foram observados indícios da ocorrência de demanda conflitante em *C. elegantula*, devido ao aumento do esforço reprodutivo. O crescimento das touceiras (relacionado ao aumento do número de rametes) foi reduzido em 43% e 21-53% no primeiro e segundo anos após a queima. A redução do crescimento foi menor (~10%) nos tratamentos em que houve coleta de capítulos na floração seguinte à queima, antes que sementes fossem produzidas. Neste caso, a coleta subseqüente ao fogo pode contribuir para equilibrar as demandas energéticas relacionadas ao crescimento vegetativo e a produção de inflorescências (Bedê 2006). Por isso a coleta de inflorescências e queima ao longo de dois anos foi a modalidade de manejo que se mostrou mais eficiente, provocando um incremento de 304% na produção de capítulos (Bedê 2006). Esse autor não encontrou diferenças na relação entre altura e peso das inflorescências decorrente dos tratamentos de queima, assim como no seu peso médio.

A.C.O. Neves (resultados não publicados) observou variação nas respostas de três espécies de *Leiothrix* relativas à produção de escapos florais e capítulos, em áreas queimadas e não queimadas. *Leiothrix crassifolia* produziu maior número de inflorescências na área queimada, embora essas tivessem escapos com menor comprimento e capítulos com tamanhos semelhantes aos da área não queimada. Já *Leiothrix curvifolia* produziu escapos florais mais longos em área queimada, mas na mesma quantidade e com capítulos do mesmo tamanho que na área não queimada. *Leiothrix spiralis* não apresentou diferenças entre tratamentos com relação à produção de escapos e capítulos.

O corte da cobertura vegetal rente ao solo produziu os mesmos efeitos que a queima em *S. nitens*, porém em menor intensidade, indicando que a ação do fogo vai além da eliminação de competidores (Figueiredo 2007).

Germinação e recrutamento

Quase todas as informações sobre a influência do fogo no recrutamento de eriocauláceas referem-se a seus efeitos ecológicos facilitadores devido à eliminação da cobertura vegetal competidora (Bedê 2006, A.C.O. Neves, resultados não publicados). É sabido que em outras espécies esses efeitos podem ser devidos, ainda, à promoção de alterações na temperatura, umidade, disponibilidade de nutrientes, intensidade e espectro de luz ao nível do solo, além do fogo eliminar barreiras para dispersão e destruir inibidores de germinação presentes no solo (Roy & Sonié 1992, Hawkes & Menges 1995).

Após a floração e morte de *A. polyanthus*, surgem sob os indivíduos parentais centenas de plântulas originadas dos capítulos da própria planta-mãe, cujos frutos não têm mecanismos de dispersão (Figueira 1998). O recrutamento é provavelmente favorecido pela eliminação da densa camada de gramíneas competidoras, e se relaciona à manutenção da prole em locais adequados à germinação e crescimento (Figueira 1998).

Embora seja policárpica, *Leiothrix arrecta* se comporta de forma semelhante a *A. polyanthus* com relação à germinação. *Leiothrix arrecta* forma touceiras densas em conseqüência do crescimento dos escapos florais e produção de várias gerações de rametes suspensos, que se formam a partir de células meristemáticas nos capítulos (Monteiro-Scanavaca *et al.* 1976). Ao contrário de *A. polyanthus*, que forma rosetas altas e robustas, os rametes de *L. arrecta* têm de um a três centímetros de diâmetro, mas estes se apóiam na vegetação competidora à medida que se multiplicam. Isso possibilita sua ocorrência em locais onde a cobertura vegetal é mais densa que onde suas congêneres ocorrem, ao custo de não haver locais propícios para a germinação (Coelho *et al.* 2007, 2008). Quando maior a densidade demográfica, maior é o acúmulo de biomassa seca e altamente inflamável e maior é o percentual de queima. Em populações muito densas, o fogo elimina todos os indivíduos (figura 1d), mas estes são substituídos por plântulas que germinam abundantemente nos meses seguintes (A.C.O. Neves, resultados não publicados). A germinação foi maior em uma área queimada após um intervalo de mais de dez anos, seguida por áreas que queimaram após intervalos de cerca de dois anos e meio e um ano sem queima. O menor número de recrutas foi observado numa área que queimou nestes dois períodos (há aproximadamente dois anos e meio e há um ano). Esses resultados indicam que queimadas repetidas podem exaurir o banco de sementes que, na população estudada, estimamos que leve aproximadamente sete anos para ser recomposto após um evento de germinação em massa (Neves, resultados não publicados). Queimadas recorrentes em curtos intervalos de tempo podem extinguir as populações, pela eliminação de indivíduos reprodutivos e exaustão do estoque de sementes. Embora a freqüência de ocorrência natural de queimadas na área onde esse estudo foi desenvolvido seja desconhecida (APA Morro da Pedreira), apenas 12% da UC queimou com freqüência superior a 7 anos nas últimas duas décadas (França & Ribeiro 2007).

Bedê (2006) também observou que a queima estimula a germinação de *C. elegantula*. Entretanto, sob queimadas freqüentes ocorre a redução da produção de capítulos ao longo dos anos, já que a intensidade do esforço reprodutivo num dado momento é função inversa do valor reprodutivo residual, alcançado ao longo do período de vida restante do indivíduo (Williams 1966). Além disso, com o estímulo ao recrutamento pela eliminação da vegetação competidora, poderia haver exaustão do banco de sementes. Como as queimadas eliminam plântulas e reduzem suas chances de transição para outras classes de tamanho (Bedê 2006), após repetidos eventos de germinação e morte de plântulas, as populações tenderiam a envelhecer e declinar. Efeito oposto foi observado em *S. nitens,* pois houve redução no recrutamento por sementes em áreas queimadas em intervalos de dois e três anos em uma das populações estudadas, em relação ao tratamento controle (Figueiredo 2007). Por outro lado, em duas das três populações estudadas o brotamento de rametes a partir de rizomas foi menor no tratamento com intervalo de queima de três anos, com relação ao controle e queima com intervalo de dois anos (Figueiredo 2007).

Pouco se sabe sobre a influência do fogo na fisiologia das sementes de eriocauláceas. Estudos realizados em espécies de *Comanthera* e *Syngonanthus* mostraram que estas independem do fogo para germinar, pois apresentaram germinação elevada (61 a 98%) em tratamentos com água, luz e temperaturas entre 15 e 35ºC (Garcia & Oliveira 2007, Schmidt *et al.* 2008). Tampouco se sabe se, para estas espécies, o fogo é prejudicial.

As sementes de eriocauláceas são diminutas, variando de 0,36 mm de comprimento e 0,21 mm de largura em *C. elegantula* a 0,87 mm e 0,32 mm em *S. elegans* (Garcia & Oliveira 2007, Schmidt *et al.* 2008). É possível que sejam revolvidas junto com o solo superficial por enxurradas, sendo esporadicamente enterradas e desenterradas. As espécies estudadas até o momento são primariamente fotoblásticas positivas (*C. elegantula*, *C. elegans*, *L. crassifolia, L. spiralis, S. venustus e S. nitens)*. Apenas *C. elegans* e *S. venustus* apresentaram germinação no escuro de 11,5% e 21%, respectivamente (Garcia & Oliveira 2007, Schmidt *et al.* 2008, Neves, resultados não publicados). Esses fatores contribuiriam para a formação de bancos de sementes persistentes, como foi observado para *C. elegantula*, *C. elegans* e *S. venustus* (Garcia & Oliveira 2007). Nessas espécies, a germinação após as sementes serem enterradas por 2 anos, variou de 10% a 40% do

potencial de germinação observado imediatamente após a coleta (Garcia & Oliveira 2007). Não é possível determinar se o fogo estimula a germinação das sementes, se estas são expostas a altas temperaturas ou se resistem à passagem do fogo enterradas e isoladas termicamente pelo solo, ou se os recrutas são originados de sementes produzidas após a queima (Valette *et al*. 1994).

Mortalidade

Em *A. polyanthus*, uma espécie monocárpica, os juvenis toleram o fogo sem se reproduzir, mas a totalidade de indivíduos maiores floresce e morre (Figueira 1998). Embora *L. arrecta* seja policárpica, essa espécie apresenta uma resposta demográfica ao fogo parecida com *A. polyanthus.* Suas populações são formadas por poucas coortes, e quanto mais antigas, maiores são os indivíduos, que podem sustentar mais de 200 rametes entrelaçados entre si e com a vegetação herbácea. Como a mortalidade causada pelo fogo é maior em populações com biomassa elevada, os indivíduos maiores são mais propensos à queima e à morte (Neves, resultados não publicados, figura 1d).

Na maioria das espécies de eriocauláceas, entretanto, a mortalidade deve ser maior entre os indivíduos pertencentes às menores classes de tamanho, devido à sua menor proporção superfície/volume, à ausência de órgãos subterrâneos que possibilitam a rebrota e à ausência de rosetas circundantes originadas por brotamentos de rizomas, que podem prover alguma proteção (Bedê 2006). Em *C. elegantula,* a mortalidade de rosetas observada após a queima foi de 42% da população. Entre as rosetas menores, a mortalidade pós-fogo foi 710% maior que na ausência de queima, e entre rosetas isoladas, foi 100% maior que em rosetas situadas em touceiras (Bedê 2006). A mortalidade é tanto maior quanto mais freqüentes são os episódios de queima, e como as plântulas são desproporcionalmente eliminadas, as populações envelhecem e declinam (Bedê 2006).

Morfologia

Warming (1973) foi quem primeiro chamou a atenção para a presença de órgãos subterrâneos em plantas do Cerrado, relacionando-os aos episódios freqüentes de queimadas que acometem esta vegetação. Os rizomas armazenam recursos nutritivos, protegem os meristemas contra a ação de queimadas, herbívoros, congelamento, seca e danos mecânicos (Smith 1913, Chapman & Crow 1981, Grace 1993). Segundo estes autores, uma estratégia adaptativa para sobreviver ao fogo deve incluir fatores como tendência à rebrota, profundidade dos meristemas e tendência para a germinação de sementes enterradas.

Em Eriocaulaceae, diferentes tipos de caule ocorrem dispersos entre os gêneros e subfamílias, incluindo várias espécies com rizomas bem desenvolvidos (Giulietti 1984, Lazzari 2000, Scatena *et al.* 2005) e com meristemas protegidos sob o solo, que podem contribuir para a rebrota pós-fogo. A fraca correlação entre as características anatômicas dos caules e grupos taxonômicos de eriocauláceas indica que estão sob forte pressão seletiva de fatores ambientais (Scatena *et al.* 2005). Um desses fatores é provavelmente o fogo.

Síntese

Não foi possível fazer uma análise quantitativa geral dos efeitos do fogo em Eriocaulaceae devido ao pequeno número de estudos experimentais existentes, ao fato destes investigarem questões distintas, com abordagens diversas, e de envolverem queimadas em épocas diferentes. Apesar disso e da complexidade das interações entre as variáveis de influência (e.g. filogenia, regimes de fogo, fisiografia), alguns padrões podem ser notados (Tabela 2).

O fogo provocou o aumento do número de indivíduos reprodutivos nas três espécies estudadas (*A. polyanthus, C. elegantula* e *S. nitens*), do número de inflorescências por indivíduo em metade das espécies estudadas (*C. elegantula* e *L. crassifolia*) e de sementes por capítulo na

única espécie estudada (*S. nitens*). O fogo estimulou ainda o recrutamento por plântulas, devido à eliminação da vegetação competidora em três das quatro espécies estudadas (*A. polyanthus*, *C. elegantula e L. arrecta)*, exceto em *S. nitens*. Porém, o recrutamento por brotamentos nessa espécie aumentou em áreas queimadas.

Tabela 2 – Efeitos da queima em populações de espécies de Eriocaulaceae com ocorrência no Cerrado.

Table 2 – Effects of fire in populations of Eriocaulaceae species that occur in Cerrado.

	Estação reprodutiva após a queima						**Anos subsequentes**	
Espécie	Número de indivíduos reprodutivos	Número de capítulos	Diâmetro dos capítulos	Tamanho dos escapos florais	Recrutamento	Mortalidade	**Crescimento**	**Investimento reprodutivo**
Actinocephalus polyanthus	Aumenta	-	-	-	Aumenta	Aumenta	**-**	**-**
Comanthera elegantula	Aumenta	Aumenta	-	Peso médio e relação altura x peso não variam	Aumenta	Aumenta	**Diminui**	**Diminui***
Leiothrix crassifolia	-	Aumenta	Não varia	Comprimento diminui	-	-	**-**	**-**
Leiothrix curvifolia	-	Não varia	Não varia	Comprimento aumenta	-	-	**-**	**-**
Leiothrix spiralis	-	Não varia	Não varia	Comprimento não varia	-	-	**-**	**-**
Leiothrix arrecta	-	-	-	-	Aumenta	-	**-**	**-**
Syngonanthus nitens	Aumenta	-	Aumenta o número de sementes por capítulo	-	Diminui recrutamento por sementes, aumenta por brotamentos	-	**-**	**Diminui****

* Referente a número de capítulos por touceira.

** Referente a número de indivíduos reprodutivos.

Se por um lado o fogo estimulou aspectos relacionados com a reprodução, por outro, queimadas recorrentes podem levar as populações ao declínio pela exaustão do banco de sementes, devido à contínua germinação e morte das plântulas pelo fogo, como foi observado em *C. elegantula e L. arrecta*. Além disso, na única espécie monocárpica estudada (*A. polyanthus*) a queima estimulou a reprodução de indivíduos jovens, que produzem menos capítulos e menos sementes que os indivíduos mais velhos, morrendo em seguida. Em espécies policárpicas o aumento do esforço reprodutivo impactou negativamente a produção de inflorescências nos anos seguintes à primeira estação reprodutiva após a queima (*C. elegantula e S. nitens*), além do crescimento e sobrevivência de indivíduos em idade reprodutiva (*C. elegantula*). Por outro lado, a exclusão do fogo por longos períodos possibilita que gramíneas e outras espécies competidoras se desenvolvam, comprometendo o recrutamento por plântulas (*A. polyanthus*, *C. elegantula e L. arrecta*) ou por brotamentos (*S. nitens*). Esse fator associado à diminuição do investimento reprodutivo, poderia levar as populações ao declínio.

Proposta de manejo do fogo visando à conservação de Eriocaulaceae

Eriocaulaceae é uma família botânica numerosa, com espécies que ocorrem em diversos tipos de habitat do Cerrado, nas quais o fogo pode ter efeitos diversos (figura 1d). Algumas devem experimentar baixas freqüências de queima natural, como espécies aquáticas ou de terrenos arenosos ou cascalhentos, com vegetação muito rala para sustentar incêndios. Outras devem queimar com freqüência superior, como as que ocorrem em formações campestres com vegetação

densa. O fogo parece ter um importante papel na manutenção das populações da maior parte das espécies aqui citadas. Isso contraria o senso comum de que todas as queimadas no Cerrado são prejudiciais para a biodiversidade, e que a queima por si só seria responsável pelo declínio das populações de eriocauláceas. Os resultados dessa revisão indicam que esse efeito pode ser esperado em áreas com elevada freqüência de queimadas, mas a exclusão do fogo por longos períodos também pode ser prejudicial a essas plantas.

Planos de manejo para Eriocaulaceae devem incluir a aplicação de queimadas periódicas, contemplando a diversidade de histórias de vida encontradas na família. Uma estratégia mais conservadora seria simular a ocorrência natural de incêndios em sua área de ocorrência. Outra seria elaborar um planejamento baseado em estudos experimentais sobre os efeitos do fogo em populações de cada espécie ou grupos de espécies.

Para algumas das espécies aqui citadas, propostas de manejo podem ser sugeridas. Para *C. elegantula* e *S. nitens* a queima poderia ser aplicada em intervalos regulares a cada dois ou três anos (Bedê 2006, Figueiredo 2007). Para espécies que apresentam mortalidade em massa induzida pelo fogo, sejam elas policárpicas (*L. arrecta*) ou monocárpicas (*A. polyanthus*), o manejo deveria prever a queima de algumas áreas em intervalos mais longos, superiores a dez anos, e manter outras áreas livres do fogo por longos períodos (~30 anos). Deste modo populações com indivíduos em diferentes estágios de desenvolvimento poderiam ser mantidas (Figueira 1998). Essa freqüência corresponde aproximadamente àquela observada na APA Morro da Pedreira (ainda que não represente a freqüência natural de incêndios), onde os estudos sobre as duas espécies citadas foram feitos (França & Ribeiro 2008). A época da queima deve corresponder à dos incêndios naturais causados por raios, ou seja, ao final da estação seca, com a chegada das primeiras chuvas (geralmente entre setembro e novembro). Nesse período, devido à maior umidade, o aumento de temperatura provocado pelo fogo na vegetação e no solo é moderado, e as queimadas são mais facilmente controladas (Valette *et al.* 1994). Além disso, deve-se considerar o contexto social, econômico e cultural das populações que vivem em cada região e sua necessidade de explorar os recursos naturais, além do contexto ecológico em que as populações vegetais se encontram, para que outras espécies não sejam prejudicadas.

Para a manutenção da vegetação do Cerrado, autores sugerem intervalos de queima conforme a fitofisionomia. Eiten & Goodland (1979 citado em Mistry 1998) estimaram que a queima a cada 3 anos possibilita a manutenção do cerrado *sensu stricto*. Coutinho (2000) recomenda a aplicação queimadas em intervalos de 3 a 4 anos. Sato (2003 citado em Figueiredo 2007) sugere a queima da vegetação a cada dois anos. Com relação aos campos sujos, Miranda (2002 citado em Figueiredo 2007) afirma que queimadas bianuais reduzem a diversidade de espécies, sendo que intervalos de quatro ou mais anos mantém a diversidade igual à de áreas com 28 anos sem queimadas. De acordo com essa previsão, o manejo sugerido para *C. elegantula* e *S. nitens*, com queimadas a cada 2-3 anos poderia ser prejudicial para a comunidade vegetal como um todo. O mesmo não aconteceria com a comunidade sob o manejo sugerido para *A. polyanthus* e *L. arrecta*, com queimadas em mosaico a cada 7-30 anos.

A ocorrência de fogo é um fenômeno natural extremamente variável, de múltiplas causas e comportamentos, relativos à sua intensidade, duração, freqüência e área atingida. Por isso, requer soluções ecológicas que considerem escalas espaciais e os contextos ecológico e social locais e regionais. Assim, cada tipo de vegetação está sujeito a diferentes regimes de fogo e deve ser manejado de forma específica (Dellasala *et al.* 2004, Bond & Keeley 2005). Como não é possível favorecer todos os grupos biológicos ao adotar-se uma estratégia de manejo de fogo, deve-se optar por conservar determinadas espécies raras, ameaçadas ou de interesse, considerando uma escala espacial restrita. Porém, em escalas mais abrangentes, deve-se adotar um mosaico de medidas de manejo que contemplem a totalidade ou a maior parte dos organismos e ecossistemas. Para isso, é necessário um planejamento consistente, que deve recorrer aos conhecimentos das populações tradicionais, mas deve ser embasado na ciência (Pivello 2011). Todavia, as decisões sobre o manejo do fogo em quaisquer regiões geográficas são tomadas, na

maioria das vezes, sem o devido embasamento científico, calcadas em percepções influenciadas cultural e historicamente. Os resultados são o estabelecimento de prioridades e tratamentos inadequados à resolução do problema (Dellasala *et al.* 2004).

Esperamos com esse trabalho contribuir para uma mudança na percepção do fogo como um elemento destruidor da biodiversidade do Cerrado e, sobretudo, de Eriocaulaceae. Se por um lado a alta freqüência de queima pode ser prejudicial a estas populações, o mesmo efeito pode decorrer da sua total eliminação, como ocorre em várias UCs. Dessa forma, o manejo do fogo deve ser adotado em áreas onde pretende-se conservar populações de eriocauláceas. Esperamos ainda alertar para a importância de se conhecer os efeitos do fogo nessa família botânica de forma contextualizada, sendo para isso necessários mais estudos experimentais que enfoquem diferentes espécies, ecossistemas, épocas e freqüências de queima.

Agradecimentos

Agradecemos a: dois revisores anônimos pelas sugestões para a melhoria do manuscrito; Fernando Brina e Luciana de Assis pela ajuda em campo; Kátia Torres Ribeiro e Edward Elias Jr. pelo apoio na Serra do Cipó,; Rafael Loyola pela versão em espanhol do resumo; Ana Maria Giulietti e Lívia Eschternacht pela identificação das plantas; Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento do projeto "Efeitos do fogo em espécies de *Leiothrix* (Eriocaulaceae) com diferentes estratégias de propagação, na Serra do Cipó, MG"; CNPq e CAPES pelas bolsas de doutorado e REUNI concedidas à primeira autora; e Instituto Chico Mendes de conservação da Biodiversidade (ICMBio) pelas licenças de coleta concedidas.

Referências bibliográficas

Bedê, L.C. 2006. **Alternativas para o uso sustentado de sempre-vivas: efeitos do manejo extrativista sobre *Syngonanthus elegantulus* Ruhland (Eriocaulaceae)**. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Visa Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais. 184p.

Bond, W.J. & Keeley, J.E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution** 20 (7): 387-394.

Chapman, R.R. & Crow, G.E. 1981. Application of Raunkiaer's life form system to plant species survival after fire. **Bulletin of the Torrey Botanical Club** 108 (4): 472-478.

Coelho, F.F.; Capelo, C.; Ribeiro, L.C. & Figueira, J.E.C. 2007. Reproductive modes in *Leiothrix* (Eriocaulaceae) in South-eastern Brazil: the role of microenvironmental heterogeneity. **Annals of Botany** 1-8.

Coelho, F.F.; Capelo, C.D. & Figueira, J.E.C. 2008. Seedlings and ramets recruitment in two rhizomatous species of Rupestrian grasslands: *Leiothrix curvifolia* var. lanuginosa and *Leiothrix crassifolia* (Eriocaulaceae). **Flora** 203(2): 152-161.

Costa, F.N.; Trovo, M. & Sano, P.T. 2008. Eriocaulaceae na Cadeia do Espinhaço: riqueza, endemismo e ameaças. **Megadiversidade** 4 (12): 89-97.

Coutinho, L.M. 2000. **Cerrado**. <http://eco.ib.usp.br/cerrado/>. (Acesso em 30/03/2011).

Dellasala, D.A.; Williams, J.E.; Williams, C.D. & Franklin, J.F. 2004. Beyond smoke and mirrors: a syntesis of fire policy and fire. **Conservation Biology** 18 (4): 976-986.

Dombeck, M.P.; Williams, J.E. & Wood, C.A. 2004. Wildfire policy and public lands: integrating scientific understanding with social concerns across landscapes. **Conservation Biology** 18(4): 883-889.

Eiten, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review** 38 (2): 201-341.

Figueira, J.E.C. 1998. Dinâmica de populações de ***Paepalanthus polyanthus*** (Eriocaulaceae) na Serra do Cipó, MG. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas. 112p.

Figueiredo, I.B. 2007. **Efeito do fogo em populações de capim dourado (*Syngonanthus nitens*, Eriocaulaceae) no Jalapão, TO.** Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 72p.

França, H. & Ribeiro, K.T. 2008. **Mapeamento de queimadas no parque Nacional da Serra do Cipó e na Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira, MG: 1984-2007**. Relatório Técnico. 75p.

Frost, P.G.H. & Robertson, F. 1987. The ecological effects of fire in savannas, p. 93-140. *In* Walker, B.H. (ed.) **Determinants of tropical savannas.** IRL Press.

Fundação Biodiversitas. 2007. **Revisão das listas das espécies da flora e da fauna ameaçadas de extinção do estado de Minas Gerais**. Relatório Técnico. 104p.

Garcia, Q.S. & Oliveira, P.G. 2007. Germination patterns and seed longevity of monocotyledons from the Brazilian Campos Rupestres. **Seed Science and Biotechnology** 1(2): 35-41.

Giulietti, A.M. & Hensold, N. 1990. Padrões de distribuição geográfica dos gêneros de Eriocaulaceae. **Acta Botanica Brasilica** 4 (1): 133-159.

Giulietti, A.M. 1984. **Os gêneros *Eriocaulon* L. e *Leiothrix* Ruhl. (Eriocaulaceae) na Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil**. Tese (Livre-docência). Universidade de São Paulo. 269p.

Giulietti, A.M.; Menezes, N.L.; Pirani, J.R.; Meguro, M. & Wanderley, M.G.L. 1987. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista das espécies. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo** 9: 1- 151.

Giulietti, N.; Giulietti, A.; Pirani, J. R. & Menezes, N.L. 1988. Estudos em sempre-vivas: importância econômica do extrativismo em Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 1(2): 179-193.

Giulietti, A.M.; Harley, R.M.; Queiroz, L.P.; Wanderley, M.G.L. & Van den Berg, C. 2005. Biodiversidade e conservação das plantas no Brasil. **Megadiversidade** 1 (1): 52-61.

Giulietti, A.M.; Rapini, A.; Andrade, M.J.G.; Queiroz, J.P. & Silva, L.M.C. 2009. **Plantas Raras do Brasil**. Conservação Internacional. 495p.

Grace, J.B. 1993. The adaptative significance of clonal reproduction in angiosperms: an aquatic perspective. **Aquatic Botany** 44: 159-180.

Hardesty, J.; Myers, R. & Fulks, W. 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. **The George Wright Forum** 22: 78-87.

Hawkes, C.V. & Menges, E.S. 1995. Density and seed production of a Florida Endemic, *Polygonella basiramia*, in relation to time since fire and open sand **American Midland Naturalist** 133 (1): 138-148.

Instituto Terra Brasilis. 1999. **Projeto sempre-vivas: subsídios para seu uso sustentado**. Relatório Técnico. 123p.

Kauffman, J.B.; Cummings, D.L. & Ward, D.E. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. **The Journal of Ecology** 82 (3): 519-531.

Klink, C.A. & Moreira, A.G. 2002. Past and current human occupation and land-use, p. 69-88. In: Oliveira, P.S.; Marquis, R.J. (org.). **The Cerrado of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna.** Columbia University Press. 424 p.

Lazzari, L.R.P. 2000. **Redelimitação e revisão de *Syngonanthus* sect. Eulepis (Bong. ex Koern.) Ruhland – Eriocaulaceae.** Tese (Doutorado em Botânica). Universidade de São Paulo. 201p.

Machado, R.B.; Ramos Neto, M.B.; Pereira, P.G.P.; Caldas, E.F.; Golçalves, D.A.; Santos, N.S.; Tabor, K. & Steininger, M. 2004. **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro**. Relatório Técnico. 23p.

Menezes, N.L. & Giulietti, A.M. 2000. Campos rupestres**,** p. 65-73. *In*: Mendonça, M.P. & Lins, L.V. (orgs.) **Lista Vermelha das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais.** Fundação Biodiversitas/Fundação Zoobotânica. 157p.

Miranda, C.A. 2002. **Dinânica de combustível vegetal na Serra do Cipó: *Paepalanthus polyanthus* como bioindicadora.** Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais. 110p.

Mistry, J. 1998. Decision-making for fire use among farmers in savannas: an exploratory study in the Distrito Federal, central Brazil. **Journal of Environmental Management** 54: 321–334.

Monteiro-Scanavacca, W. R.; Mazzoni, S. C. & Giulietti, A. M. 1976. Reprodução vegetativa a partir da inflorescência em Eriocaulaceae. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo** 4: 61-72.

Obeso, J.R. 2002. The costs of reproduction in plants. **New Phytologist** 155: 321–348.

Ohara, M.; Takada, T. & Kawano, S. 2001. Demography and reproductive strategies of a polycarpic perennial, *Trillium apetalon* (Trilliaceae). **Plant Species Biology** 16: 209–217.

Oriani, A.; Sano, P.T. & Scatena, V.L. 2009. Pollination biology of *Syngonanthus elegans*. **Australian Journal of Botany** 57, 94–105.

Parra, L.R.; Giulietti, A.M.; Andrade, M.J.G. & Berg, C. 2010. Reestablishment and new circumscription of *Comanthera* (Eriocaulaceae). **Taxon** 59 (4): 1135–1146.

Pivello, V.R. 2006. Fire management for biological conservation in the Brazilian Cerrado. In: J. Mistry; A. Berardi. (Org.). **Savannas and Dry Forests - Linking People with Nature**. 1 ed. Hants: Ashgate, v. 1, p. 129-154.

Pivello, V. 2011. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecology** 7 (1): 24-39.

Ramos, C.O.C.; Borba, E. & Funch, L. 2005. Pollination in Brazilian *Syngonanthus* species. **Annals of Botany** 96: 387–397.

Ramos-Neto, M.B. & Pivello, V.R. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environmental Management** 26: 675-684.

Rosa, M.M. & Scatena, V.L. 2003. Floral anatomy of *Eriocaulon elichrysoides* and *Syngonanthus caulescens* (Eriocaulaceae). **Flora** 198: 188–199.

Rosa, M.M. & Scatena, V.L. 2007. Floral anatomy of Paepalanthoideae (Eriocaulaceae, Poales) and their nectariferous structures. **Annals of Botany** 99: 131–139.

Roy, J. & Sonié, L. 1992. Germination and population dynamics of *Cistus* species in relation to fire. **The Journal of Applied Ecology** 29 (3): 647-655.

Saturnino, H.M.; Saturnino, M.A.C. & Brandão, M. 1977. Algumas considerações sobre exportação e importação de plantas ornamentais em Minas Gerais. *In*: XXIII Congresso Nacional de Botânica. **Anais da Sociedade de Botânica do Brasil**. Pp. 213-217.

Sawyer, N.W.; Mertins, D.S. & Schuster, L.A. 2005. Pollination biology of *Eriocaulon parkeri* in Connecticut. **Aquatic Botany** 82:113–120.

Scatena, V.L.; Vich, D.V. & Parra, L.R. 2004. Anatomia de escapos, folhas e brácteas de *Syngonanthus* sect. Eulepis (Bong. ex Koern.) Ruhland (Eriocaulaceae). **Acta Botanica Brasilica** 18(4): 825-837.

Scatena, V.L.; Giulietti, A.M.; Borba, E.L. & van den Berg, C. 2005. Anatomy of Brazilian Eriocaulaceae: correlation with taxonomy and habitat using multivariate analyses. **Plant Systematics and Evolution** 253: 1–22.

Schmidt, I.B.; Figueiredo, I.B. & Scariot, A. 2007. Ethnobotany and effects of harvesting on the population ecology of *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae), a NTFP from Jalapão Region, Central Brazil. **Economic Botany** 61(1): 73–85.

Schmidt, I.B.; Figueiredo, I.B., Borghetti, F. & Scariot, A. 2008. Produção e germinação de sementes de "capim dourado", *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae): implicações para o manejo. **Acta Botanica Brasilica** 22(1): 37-42.

Simon, M.F.; Grether, R.; Queiroz, L.P.; Skema, C.; Pennington, R.T. & Hughes, C.E. 2009. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **PNAS** 106 (48): 20359–20364.

Smith, W.G. 1913. Raunkiaer's "life-forms" and statistical methods. **The Journal of Ecology** 1 (1): 16-26.

Stearns, S.C. 1989. Trade-offs in life history evolution. **Functional Ecology** 3: 259-268.

Valette, J.C.; Gomendy, V.; Marechal, J.; Houssard, C. & Gillon, D. 1994. Heat-transfer in the soil during very low-intensity experimental fires - the role of duff and soil-moisture content **International Journal of Wildland Fire** 4(4): 225 – 237.

Warming, E. 1973. Lagoa Santa. Pp 9-284. *In*: Warming, E. & Ferri, M.G. **Lagoa Santa e Vegetação dos Cerrados Brasileiros**. Ed. Itatiaia. 362p.

Watson, L.E.; Uno, G.E.; McCarty, N.A. & Kornkven, A.B. 1994. Conservation biology of a rare plant species, *Eriocaulon kornickianum* (Eriocaulaceae). **American Journal of Botany** 81 (8): 980-986.

Williams, G.C. 1966. Natural selection, the costs of reproduction, and the refinement of Lack's principle. **American Naturalist** 100: 687–690.

Fogo e Artesanato de Capim-dourado no Jalapão – Usos Tradicionais e Consequências Ecológicas

Isabel Belloni Schmidt[1,2,3], Maurício Bonesso Sampaio[2,4], Isabel Benedetti Figueiredo[2,5] & Tamara Ticktin[3]

Recebido em 16/4/2011 – Aceito em 5/7/2011

RESUMO – O artesanato de hastes florais de capim-dourado (*Syngonanthus nitens*, Eriocaulaceae) costuradas com as fibras de folhas-jovens de buriti (*Mauritia flexuosa*, Arecaceae) tornou-se símbolo da região do Jalapão e mesmo de todo o estado de Tocantins na última década. Além do extrativismo vegetal, esta importante atividade econômica envolve o uso do fogo para o estímulo da floração do capim-dourado. Este artigo sintetiza resultados de estudos etno-ecológicos desenvolvidos em cooperação com comunidades rurais e gestores ambientais do Jalapão entre 2002 e 2011. Os estudos centraram-se nos efeitos do extrativismo de hastes de capim-dourado e folhas-jovens de buriti nas populações destas espécies, bem como nos efeitos do uso do fogo para o manejo dos campos úmidos de colheita de capim-dourado. Conforme relatado por extrativistas experientes, queimadas bienais estimulam a floração, ou seja, a produção de hastes do capim-dourado. Além disto, simulações numéricas indicam que queimadas bienais são ideais para o crescimento populacional de capim-dourado em longo prazo. Intervalos de queima mais longos, apesar de não estimularem a floração, não prejudicam as populações desta espécie. As populações de capim-dourado são muito resistentes a queimas, no entanto, apresentaram flutuações anuais significativas em resposta a variações também anuais na precipitação durante o período chuvoso. Estas características são provavelmente compartilhadas por outras dezenas de espécies vegetais dos campos úmidos. A colheita de hastes de capim-dourado após 20 de setembro, como determinado por legislação estadual em Tocantins, não tem efeitos negativos sobre os indivíduos tampouco sobre as populações de capim-dourado. A colheita de folhas-jovens de buriti para a obtenção das fibras utilizadas para costurar o capim-dourado não causam efeitos negativos em indivíduos e populações de buriti, na intensidade praticada no Jalapão. A legislação atual é adequada a todo o estado do Tocantins, pois previne a colheita precoce de capim-dourado, que é extremamente prejudicial à conservação da espécie. Ações para prevenção da colheita precoce devem envolver educação ambiental e fiscalização. Como forma de reduzir a incidência de incêndios de grande extensão na região deve-se capacitar os moradores locais para o uso controlado do fogo. Queimadas controladas nos campos úmidos devem ser feitas com extremo cuidado para evitar incêndios em fisionomias sensíveis ao fogo, como as áreas de ocorrência de buriti.

Palavras-chave: extrativismo; gestão de recursos naturais; produtos da biodiversidade; produtos florestais não-madeireiros; uso sustentável.

ABSTRACT – Over the past decade, the handicrafts produced from flower stalks of 'golden-grass' (*Syngonanthus nitens*, Eriocaulaceae) and young leaves of the buriti palm (*Mauritia flexuosa*, Arecaceae) became a trademark of Jalapão region, and the whole state of Tocantins. Fire is used as a management

[1] Ibama – Instituto Brasilieiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis – SCEN, Trecho 2, Ed. Sede, CEP 70818-900, Brasília, DF. E-mail: isabelbschmidt@gmail.com

[2] PEQUI – Pesquisa e Conservação do Cerrado – www.pequi.org.br. E-mail: isabel@ispn.org,br

[3] Botany Department, University of Hawai'i at Manoa, 3190 Maile Way, # 101, 96822, Honolulu, Hawai'i, EUA. E-mail: ticktin@hawaii.edu

[4] Departamento de Biologia Vegetal, Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, 13083-970, Campinas, SP, Brazil, E-mail: mauriciobonesso@gmail.com

[5] Instituto Sociedade População e Natureza – ISPN – SCLN 202, Bloco B, Salas 101 a 104, CEP 70832-525, Brasília, DF. www.ispn.org.br

tool to stimulate golden-grass flower production. In this paper, we synthetize results from ethnoecological studies carried out between 2002 and 2011 in cooperation with local communities and environmental managers. The studies focused on the effects of harvesting on both golden-grass and buriti palms, as well as on the effects of fire on golden-grass populations. Biennial fires stimulated golden-grass flowering, which is consistent with the knowledge of experienced harvesters. Stochastic simulations revealed that biennial fires also yield the highest long-term stochastic population growth rates. Longer fire return intervals were not shown to promote golden-grass flowering, but do not cause population declines. Golden-grass populations are highly resistant to fire. On the other hand, their demography varies greatly with inter-annual variation in rainfall. These features are likely shared with dozens of other vascular plant species in the wet grasslands of the Cerrado. Flower stalk harvesting after September 20th, as required by state legislation in Tocantins, had no negative effects on golden-grass individuals or populations. The harvesting intensity of buriti young-leaves as carried out in the Jalapão region had no negative effects on buriti individuals or populations. The regulations in place prevent early harvesting of golden-grass, which causes strong population declines, and is appropriate for the whole state of Tocantins. Preventing early harvesting must involve both spreading information as well as law enforcement activities. The use of controlled fires should be promoted as a strategy to decrease the occurrence of uncontrolled, extensive fires. This can only be achieved by involving and training local communities. The use of controlled fires in wet grasslands for golden-grass management should be performed with extreme care to avoid damaging fire sensitive physiognomies, especially buriti-dominated swampy forests.

Key-words: harvesting, natural resources management, non-timber forest products, sustainable use, wild products.

RESUMEN – Durante la última década, las artesanías hechas con los tallos de la flor del "capim-dourado" (*Syngonanthus nitens*, Eriocaulaceae) y con los cogoyos de la palma "buriti" (*Mauritia flexuosa*, Arecaceae), llegaron a ser un símbolo de la región de Jalapão y de todo el estado de Tocantins. La cosecha del capim-dourado involucra el uso del fuego como herramienta para estimular la producción de flores. En este artículo resumimos los resultados de estudios etno-ecológicos que se llevaron a cabo entre los años 2002 y 2011 con la cooperación de comunidades locales y gestores ambientales. Dichos estudios se enfocaron tanto en los efectos de la cosecha sobre las poblaciones de capim-dourado y palma buriti, como en los efectos del fuego sobre las poblaciones del primero. De acuerdo a lo reportado por los consechadores con mas experiencia, la floración del capim-dourado fue estimulada por incendios bi-anuales. Simulaciones estochasticas mostraron que los incendios bianuales son ideales para estimular el crecimiento poblacional de esta especie en el largo plazo. Intervalos de incendios mas largos no causan el decremento poblacional, pero tampoco promueven la floración del capim-dourado. Las poblaciones del capim-dourado son muy resistentes al fuego, sin embargo, fluctuan mucho con las variaciones inter-anuales de precipitación. Estas características son probablemente compartídas con docenas de otras plantas vasculares en los pastizales húmedos de la región del Cerrado. La cosecha del tallo de la flor de capim-dourado después del 20 de septiembre, como requirido por legislación estatal de Tocantins, no tuvo efectos negativos ni sobre los individuos ni sobre las poblaciones del mismo. La intensidad de cosecha de los cogoyos de buriti que se practica en la región de Jalapão no tuvo efectos negativos sobre los individuos o las poblaciones de buriti. Las regulaciones actuales en torno a la cosecha de capim-dourado parecen adecuadas para todo el estado de Tocantins al prevenir la cosecha precoz, lo cúal causa el decremento poblacional y perjudica la conservación de esta especie. Acciones para prevenir la cosecha precoz deben incluir la educación ambiental así como acciones de vigilancia y protección. Como forma de reducir la incidencia de incendios no controlados, se debe de capacitar a las comunidades locales en las técnicas de manejo de fuego. Se debe asimismo tener mucho cuidado al usar el fuego para el manejo de capim-dourado en los pastizales húmedos, para evitar daños a los habitáts sensitivos al fuego, como el de la palma buriti.

Palabras clave: cosecha, manejo de recursos naturales, productos forestales no maderables, uso sostenible, productos de la biodiversidad.

Introdução

O fogo influencia a distribuição de espécies e determina fisionomias vegetais em biomas definidos como *fire-prone*, ou seja, ambientes naturalmente propensos à ocorrência de queimadas (Bond & Keeley 2005, Whelan 1995). Tais biomas ocupam cerca de 40% da superfície terrestre,

sendo em sua maioria savanas (Bond *et al.* 2005). Além de ser um distúrbio natural, o fogo é também a principal e mais antiga ferramenta de manejo usada por comunidades humanas nestas regiões (Bond *et al.* 2005, Furley *et al.* 2008, Whelan 1995). Queimadas são usadas para "limpar" áreas para agricultura, estimular a rebrota de gramíneas para pastejo pelo gado, para caçar, afastar animais peçonhentos das casas, especialmente cobras, melhorar o acesso a áreas e recursos, entre outros objetivos (McGregor *et al.* 2010, Mistry 1998, Yibarbuk *et al.* 2001), incluindo a coleta e manejo de produtos florestais não-madeireiros (Anderson 1996, Bede 2006, Mistry 1998, Varghese & Ticktin 2008).

A coleta e venda de produtos da biodiversidade (entre os quais produtos florestais não madeireiros, PFNM) representa importante fonte de renda para comunidades rurais em todo o mundo. A obtenção de renda a partir de tais produtos pode ser uma forma eficiente de associar conservação da biodiversidade à melhoria de qualidade de vida (Belcher & Schreckenberg 2007) e de envolver comunidades rurais na conservação da biodiversidade (Pires & Santos 2000, Sawyer *et al.* 1999). Assim como qualquer atividade humana, a exploração comercial de produtos da biodiversidade causa impactos. Porém, os impactos do extrativismo de produtos da biodiversidade são relativamente pequenos (Arnold & Pérez 2001, Godoy & Bawa 1993, Nepstad & Schwartzman 1992, Redford & Padoch 1992), especialmente quando comparados a mudanças de uso da terra, tais como conversão para monoculturas e pasto.

Este artigo tem por objetivos (i) sintetizar resultados relevantes para o manejo do fogo e extrativismo para a confecção de artesanato usando escapos de capim-dourado (*Syngonanthus nitens*, Eriocaulaceae) costurados com a seda de buriti (*Mauritia flexuosa*, Arecaceae), obtidos em mais de oito anos de estudos etno-ecológicos; e (ii) discutir a importância de tais resultados para o uso do fogo no manejo de recursos naturais em áreas de Cerrado, dentro e fora de Unidades de Conservação (UCs).

Contexto e área de estudo

O Cerrado no contexto de outras savanas

O Cerrado, no Brasil central, é considerado um dos 25 hotspots mundiais de biodiversidade, por ser a savana com maior biodiversidade do planeta e, também, a mais ameaçada pela rápida destruição de hábitats (Myers 2003). O surgimento e a expansão deste bioma, bem como a diversificação de espécies do Cerrado, foram associados à ocorrência natural de fogo (Simon *et al.* 2009), sendo quenúmeras de suas espécies têm claras adaptações que levam à resistência ao fogo (Hoffmann 1999, Miranda *et al.* 2009).

Apesar disto, o Cerrado é uma das poucas savanas tropicais em que o fogo não é ativamente usado no manejo da maior parte das áreas protegidas (Pivello & Norton 1996, Ramos-Neto & Pivello 2000). Ao passo que o manejo de áreas protegidas envolve o uso de queimadas controladas e não o combate de queimadas naturais com objetivos de conservação da biodiversidade e manutenção de ecossistemas adaptados ao fogo em áreas protegidas na África do Sul (Wilgen *et al.* 2007), Austrália (Andersen *et al.* 1998), Estados Unidos (Schullery 1989), Zambia (Shea *et al.* 1996), Burkina Faso (Savadogo *et al.* 2007), entre outros países.

O artesanato de capim-dourado e buriti e características das espécies

Além da alta biodiversidade, o Cerrado é conhecido por sua alta sócio-diversidade (Barbosa *et al.* 1990, Barbosa & Schmitz 1998). Em todo o Brasil central comunidades usam produtos da biodiversidade do Cerrado para subsistência e/ou venda (ISPN 2010), sendo o artesanato de capim-dourado e buriti um exemplo destes produtos. Esta atividade tornou-se principal fonte de renda para centenas de famílias nos últimos 10 a 15 anos na região do Jalapão, TO, gerando entre meio e dois salários mínimos mensais por artesão (Schmidt *et al.* 2007).

O artesanato é feito com hastes (escapos) de capim-dourado, *Syngonanthus nitens* (Eriocaulaceae) costurados com "seda" da palmeira buriti, *Mauritia flexuosa* (Arecaceae). A seda ou fita de buriti é obtida por meio da retirada da fibra da folha-jovem, ou folha flecha, também conhecida popularmente como "olho" de buriti (Sampaio *et al.* 2008).

Apesar de o nome comum remeter a uma gramínea, o capim-dourado é uma sempre-viva, da família Eriocaulaceae, que ocorre em faixas intermediárias de umidade nos campos úmidos do Cerrado brasileiro. Os campos úmidos de colheita de capim-dourado são tradicionalmente manejados com fogo. A planta é formada por uma roseta basal de folhas que fica rente ao solo e mede cerca de 4cm de diâmetro quando adulta, podendo atingir tamanhos maiores (até 12cm de diâmetro). Cada roseta adulta pode produzir de 1 a 10 hastes uma vez por ano, na estação seca. A floração ocorre de julho a agosto e a produção de sementes entre agosto e o início de setembro. Cada inflorescência em forma de capítulo produz em média de 30 a 60 sementes, que são dispersas pelo vento a partir de outubro. A espécie também pode se reproduzir clonalmente pela rebrota de gemas laterais da roseta (Schmidt *et al.* 2007).

O buriti é uma palmeira com estipe solitário, dióica, de até 35m de altura, com folhas costa-palmadas durante todo o ciclo de vida, que podem alcançar mais de 3m de comprimento. A frutificação ocorre a cada dois anos no período de setembro a fevereiro. Esta espécie ocorre desde o noroeste da América do Sul, nos Andes, até o litoral brasileiro no Pará e Maranhão. O limite sul da sua distribuição são os estados de São Paulo e Mato Grosso do Sul. A Figura 1 ilustra ambas espécies estudadas, bem como seus ambientes e o artesanato produzido a partir delas.

Dados utilizados

Os resultados sintetizados aqui foram obtidos entre 2002 e 2011, por meio de: (i) entrevistas com artesãos, extrativistas e gestores ambientais; (ii) experimentos para avaliar impactos da colheita e do uso de fogo em populações de capim-dourado; (iii) experimentos para avaliar os impactos de colheita de folhas-jovens e frutos de buriti na estrutura e dinâmica de populações de buriti. Métodos de cada experimento podem ser encontrados em publicações específicas (Figueiredo 2007, Sampaio *et al.* 2008, Schmidt 2005, Schmidt 2011, Schmidt *et al.* 2007, Schmidt *et al.* 2008).

Síntese e discussão

A região do Jalapão

O Jalapão, uma região de mais de 53.000km^2 no leste do estado de Tocantins, concentra uma das maiores áreas remanescentes de Cerrado. Unidades de conservação contíguas, no Jalapão e no sul do Piauí, formam a maior área de Unidades de Conservação de proteção integral fora da Amazônia. O Parque Estadual do Jalapão (PEJ), com 154.000ha., foi criado em janeiro de 2001, e abrange as principais atrações ecoturísticas da região. A Estação Ecológica Serra Geral de Tocantins foi criada pelo governo federal em setembro de 2001, abrangendo 716.306ha. no Tocantins e oeste da Bahia; o Parque Nacional das Nascentes do Parnaíba, criado em julho de 2002, abrange 729.813ha. no Tocantins, Piauí, Maranhão e Bahia, e tem seus limites próximos ao PEJ (Figura 2).

A região se caracteriza por solos arenosos, muito propensos à erosão e vastas áreas de campo sujo e cerrado ralo. Ao longo dos diversos cursos d'água ocorrem as veredas que são compostas por brejos e campos limpos. Os brejos são um tipo de vegetação comprida e estreita, geralmente florestal, dominada por buritis, que se localiza no fundo do vale, onde o solo pode ser permanentemente inundado. Os campos limpos não possuem o componente arbóreo-arbustivo, ocorrem ao redor dos brejos, podendo ser permanentemente úmidos, onde ocorre o capim-dourado, ou secos, nas porções mais altas do relevo. Áreas de cerrado sentido restrito e cerradão também são relativamente comuns na região. Afloramentos rochosos caracterizam as encostas das serras (Seplam 2003a).

Figura 1 – Em sentido horário a partir do canto superior esquerdo: area de campo úmido de colheita de capim-dourado (flores brancas); mandala feita de capim-dourado e buriti; colheita de hastes (escapos) de capim-dourado com roseta arrancada em destaque; fêmea adulta de buriti com cachos de frutos; colheita do olho (folha jovem) de buriti; obtenção da seda ou fita de buriti; roseta de capim-dourado; plântula de capim-dourado sobre papel milimetrado e rosetas de capim-dourado minutos após a passagem do fogo.

Figure 1 – Clockwise from the top left corner: golden-grass harvesting area in a wet grassland (white dots are golden-grass flowerheads); basketry made from golden-grass with buriti palm strips; golden-grass flower stalks harvesting, with an uprooted rosette in detail; female buriti palm with fruit bunches; harvest of a buriti young-leaf; buriti strip extraction from a young-leaf; golden-grass rosette; golden-grass seedling on millimetric paper and golden-grass rosettes a few minutes after fire.

Figura 2 – Mapa do Brasil, com a região do Cerrado em cinza, o estado de Tocantins e a região do Jalapão (quadro acima) e localização das unidades de conservação de proteção integral na região do Jalapão (central).

Figure 2 – Brazilian territory, with Cerrado biome in grey, Tocantins state and core Jalapão region in black (top square). Protected areas within core Jalapão region (central map).

Uso do fogo por comunidades do Jalapão

A maior parte da economia da região está centrada em agricultura de subsistência e pecuária extensiva (Seplam 2003a,b) e, mais recentemente, artesanato de capim-dourado e turismo. Estas principais atividades econômicas dependem diretamente do Cerrado e, com exceção do turismo, todas envolvem o uso de fogo. Queimadas são usadas no Jalapão para "limpar" áreas de agricultura de subsistência, conhecidas como roças de toco, feitas principalmente dentro dos brejos. Numa extensão de área muito maior (em áreas de campo sujo, cerrado sentido restrito e campos limpos úmidos), o fogo é usado para estimular a rebrota da vegetação nativa para o pastejo do gado. O fogo também é utilizado para estimular a floração de capim-dourado no ano seguinte à queima. Há ainda relatos bastante comuns de uso do fogo por caçadores na região. Porém, devido à ilegalidade desta atividade, não há informações precisas sobre seu uso e extensão.

Os moradores locais consideram que queimadas bienais, ou seja, a cada dois anos, são ideais tanto para o gado quanto para o manejo do capim-dourado. Isto porque queimadas anuais são relacionadas à ocorrência de erosão e diminuição da cobertura vegetal. Por outro lado os moradores locais acreditam que intervalos de queima maiores que dois anos provocam acúmulo de biomassa e, portanto, queimadas mais intensas, extensas e prejudiciais.

Apesar de iniciadas intencionalmente, a maior parte das queimadas no Jalapão foge do controle e se estende por grandes áreas, atingindo, frequentemente fisionomias sensíveis ao fogo, como os brejos. Grandes incêndios se repetem a cada ano, por exemplo, no ano de 2007, 27% do Parque Estadual do Jalapão foi queimado na estação seca(Pereira 2009). A frequência de fogo varia entre áreas: áreas próximas a comunidades e/ou estradas têm maiores chances de queimar

anualmente, enquanto áreas mais isoladas podem permanecer de dois a três anos sem queimar. É raro encontrar no Jalapão campos úmidos, por exemplo, que não tenham sido queimados por quatro ou mais anos consecutivos.

Regulamentação da colheita de capim-dourado

O artesanato de capim-dourado e buriti é feito no Jalapão desde os anos 1930 (Schmidt *et al.* 2007), mas apenas a partir do final da década de 1990 sua venda atingiu escala comercial relevante e passou a atravessar as fronteiras regionais do Jalapão. Hoje é vendido em inúmeras cidades brasileiras, em feiras, lojas de shopping centers de luxo e, eventualmente, exportado.

Em 2004, em resposta a este aumento de pressão de colheita no Jalapão, o Naturatins (Instituto Natureza do Tocantins, autarquia ambiental do governo do estado) estabeleceu uma portaria normatizando a colheita de capim-dourado na região. Esta norma foi elaborada com base no conhecimento tradicional dos artesãos e coletores da comunidade da Mumbuca e em resultados de um ano de experimentos ecológicos, tendo sido estabelecida após negociações envolvendo comunidades do Jalapão e instituições envolvidas com o artesanato, como prefeituras e o Sebrae-TO. A Portaria Naturatins nº 055/2004 estabeleceu, entre outras coisas, que (i) as hastes de capim-dourado só podem ser coletadas após 20 de setembro, desde que estejam maduras; (ii) no momento da colheita, as flores de capim-dourado (tecnicamente infrutescências, popularmente conhecidas como "cabecinhas") devem ser cortadas e lançadas nos campos úmidos de colheita; (iii) apenas coletores ligados a uma associação de coletores e registrados junto ao Naturatins estão autorizados a coletar capim-dourado; (iv) proibição do comércio de capim-dourado *in natura* para fora do Jalapão. Estas duas últimas medidas visaram aumentar o controle social sobre a colheita, estabelecendo uma parceria com as associações locais de artesãos no cadastramento de coletores e visando agregar valor e geração de renda para comunidades do Jalapão.

A data de 20 de setembro foi baseada em dois fatores: conhecimento tradicional e num estudo de fenologia de produção e dispersão de sementes (Schmidt *et al.* 2007). Extrativistas experientes da comunidade da Mumbuca afirmam que a colheita de hastes de capim-dourado deve ser feita apenas após meio de setembro. Isto diminui a chance de desenraizar rosetas ("sapatas") de capim-dourado durante a colheita e, além disso, gera um artesanato mais brilhoso, de melhor qualidade, pois nesta época, as hastes já estão secas e maduras (Schmidt *et al.* 2007). Estudos fenológicos indicaram que as sementes de capim-dourado são produzidas de agosto ao início de setembro e dispersas apenas após o início da estação chuvosa, em outubro (Schmidt *et al.* 2007). Se a colheita das hastes fosse permitida somente após a dispersão das sementes, as hastes permaneceriam muito tempo no campo sujeitas às chuvas, antes de serem colhidas, o que reduziria seu brilho, e conseqüentemente, a qualidade do artesanato. Por isto, a Portaria do Naturatins, que permite a colheita de hastes antes da dispersão das sementes, estabeleceu a necessidade de corte das 'flores' (infrutescências) no momento da colheita, o que permite que as sementes permaneçam nos campos úmidos mesmo que a colheita das hastes seja feita antes de sua dispersão natural das sementes. Esta norma não prejudica a confecção do artesanato já que ele é geralmente feito com as hastes e não com as flores do capim-dourado. O potencial germinativo das sementes de capim-dourado é alto (>85%), sendo semelhante entre sementes coletadas em diversas épocas de agosto a outubro (Schmidt *et al.* 2007, Schmidt *et al.* 2008).

Em 2007, devido ao aumento da pressão de colheita de capim-dourado em outras áreas do Tocantins, o Naturatins aumentou a abrangência das normas de colheita para todo o Estado (Portaria Naturatins nº 362/2007). Nesta portaria, a data de 20 de setembro foi mantida para todo o estado do Tocantins. Apesar de alguns extrativistas acreditarem que a época de maturação varia entre regiões, os resultados de estudos fenológicos realizados em 2008, em nove municípios tocantinenses fora da área central do Jalapão além de em áreas no Jalapão, indicam que a data de início da colheita de capim-dourado estabelecida na portaria é adequada para todo o Estado (Schmidt 2011). É certo que as variações anuais (Figueiredo 2007, Schmidt *et al.* 2008, Schmidt

2011) e entre campos úmidos e regiões relatadas por coletores parecem existir, mas tais variações não afetam a aplicabilidade da regra geral de colher apenas após 20 de setembro.

Apesar da atividade econômica ter se expandido rapidamente, entrevistas feitas com artesãos de municípios tocantinenses fora do Jalapão indicam que há pouco conhecimento associado ao manejo de capim-dourado nestas áreas (Schmidt 2011). Além disto, extrativistas fora do Jalapão não têm conhecimento da legislação vigente sobre a colheita de capim-dourado, o que promove a colheita precoce – a partir de junho - das hastes de capim-dourado.

Consequências ecológicas da colheita precoce sobre o capim-dourado

A falta de conhecimento associado a colheita de capim-dourado, assim como a falta de informações sobre a norma regulatória e/ou a falta de fiscalização desta norma podem ter consequências muito sérias para a sustentabilidade e o impacto ambiental do artesanato. Em uma hora de coleta em agosto, antes do amadurecimento das hastes, um artesão experiente pode causar o desenraizamento de mais de 100 indivíduos, cerca de 15% do total de adultos floridos na área coletada (Schmidt 2011).

Experimentos em nove campos úmidos, durante três anos, com o monitoramento de mais de 7.700 plantas de capim-dourado, mostraram que a colheita após 20 de setembro não tem nenhum efeito significativo na taxa de crescimento populacional de longo prazo (λ), e que a colheita feita desta maneira é sustentável (Schmidt 2011). No entanto, resultados de simulações feitas com modelos matriciais (Caswell 2001) indicam que a colheita precoce muda este quadro drasticamente (Figura 3). Colheitas precoces com o desenraizamento de mais do que 5% das plantas floridas causam diminuições significativas nas populações de capim-dourado e tornam esta atividade insustentável a longo prazo (Figura 3) (Schmidt 2011).

A coleta precoce – antes de 20 de setembro – ocorre por dois motivos principais: (i) nas áreas em que a atividade é relativamente recente, há falta de conhecimento local sobre a biologia da planta e sobre as regras de colheita; (ii) nas regiões em que a atividade do artesanato é mais antiga, devido à competição por matéria-prima coletada em áreas de livre acesso.

Por isto recomendações relacionadas à colheita de capim-dourado são as seguintes: (i) divulgar as normas de colheita existentes para a espécie em todo o Tocantins e outras regiões onde a espécie é explorada; (ii) aumentar a fiscalização para evitar colheita precoce e insustentável. As fiscalizações devem ser realizadas de julho a 20 de setembro, concentradas em estradas de ligação entre regiões produtoras da matéria-prima (por exemplo, Jalapão e municípios vizinhos) para regiões consumidoras de matéria-prima para confecção do artesanato, como Palmas e Brasília.

Efeitos do fogo sobre o capim-dourado

Assim como diversas outras espécies do Cerrado, as plantas de capim-dourado são altamente resistentes ao fogo. Nossos resultados, considerando o monitoramento de mais de 10.700 plantas, por seis anos (2004-2010) (Figueiredo 2007, Schmidt 2011) em nove campos úmidos, indicaram que queimadas precoces (em junho) e tardias (em setembro) têm efeitos semelhantes e pequenos na dinâmica populacional de capim-dourado. A mortalidade de plantas nas populações queimadas experimentalmente foi pequena (8 a 34%) e semelhante à mortalidade encontrada nas áreas controle.

A ocorrência de queimadas aumentou significativamente a floração do capim-dourado um ano após a queima (Figura 4) (Figueiredo 2007, Schmidt 2011). Este aumento de floração está relacionado à redução da cobertura vegetal (Figueiredo 2007), mas há, provavelmente, também outros fatores que influenciam a floração desta espécie. Após a queima houve também um pequeno aumento na reprodução clonal de capim-dourado, em relação às áreas controle. A maior parte do recrutamento de novos indivíduos ocorreu via reprodução clonal.

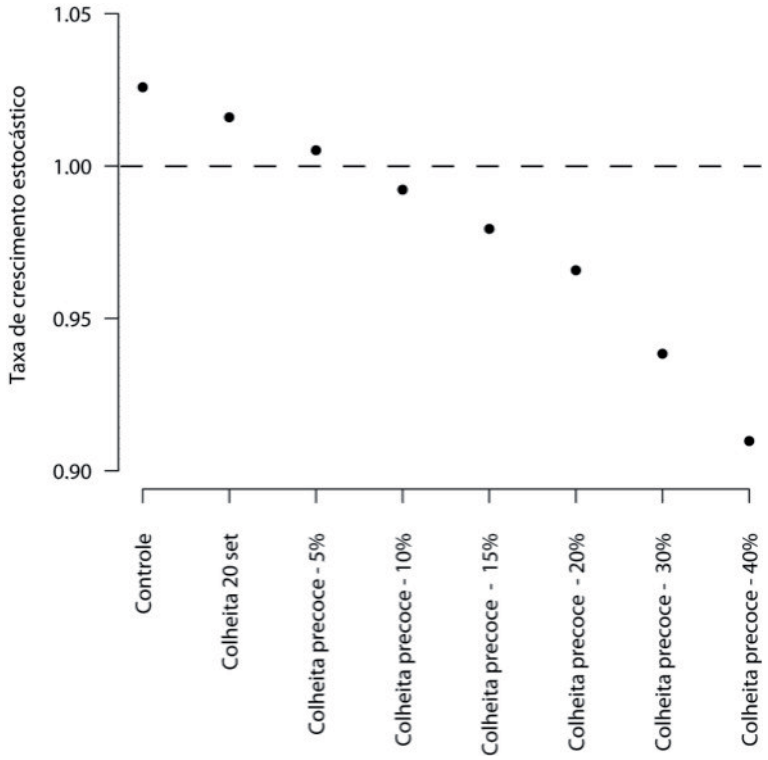

Figura 3 – Taxa de crescimento populacional estocástico de populações de capim-dourado, sob regime de queima bienial e protegidas de colheita (controle), submetidas à colheita de hastes conforme a legislação atual (colheita 20 set), e sob coletas precoces que simularam a mortalidade de 5 a 40% das plantas floridas devido a desenraizamento.

Figure 3 – Stochastic population growth rates (λs) for golden-grass populations subject to no harvest ('controle'), late harvest (according to traditional practices, after flower stalks are dry: 'colheita 20 set'), and early-harvest (before flower stalks are dry). Early-harvest is simulated by increasing rates of flowering adult mortality caused by flower stalks harvest ('colheita precoce – 5% to 40%'). All simulations assume a biennial fire return interval.

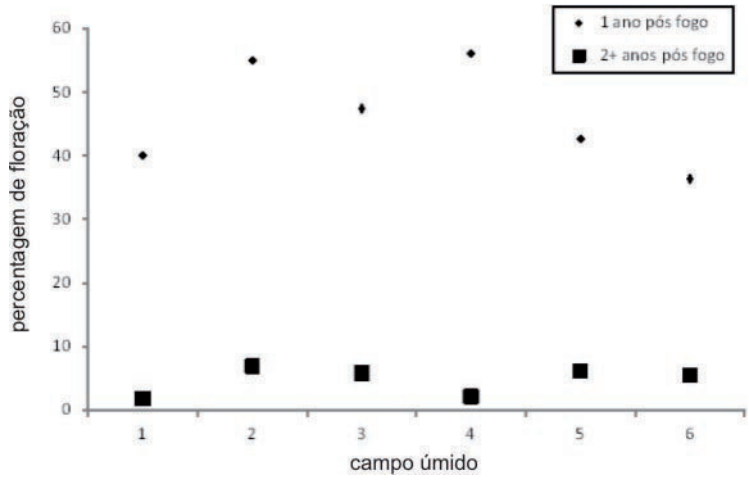

Figura 4 – Porcentagem média de plantas adultas de capim-dourado em floração em seis campos úmidos em relação ao tempo desde a última queima. Dados obtidos em 108 parcelas (0,5 x 0,5), entre 2006 e 2010.

Figure 4 – Flowering percentages of golden-grass adult plants from six wet grassland sites according to the time-since-fire (◆: 1 year-since-fire and ■ : 2 and more years-since-fire). Data obtained between 2006 and 2010, from 108 0.5x0.5m plots.

O recrutamento por sementes é raro (< 3 novas plantas recrutadas/m^2/ano – densidade populacional pode atingir mais de 400 plantas/m^2) e contribui pouco para o crescimento populacional de capim-dourado. Foram observadas variações anuais na taxa de recrutamento sexuado, no entanto estas variações não foram diretamente relacionadas à pluviosidade nem ao intervalo de queima (Schmidt 2011). Três fatores sugerem que as baixas taxas de recrutamento por sementes em capim-dourado não são devidas a limitação na disponibilidade de sementes: (i) aumento da floração um ano após fogo; (ii) aumento da produção de sementes por capítulo um ano após fogo, em relação a plantas em áreas não queimadas por dois ou mais anos (Figueiredo 2007); (iii) manutenção do alto potencial germinativo das sementes mesmo após meses enterradas (Schmidt 2011); em condições de hipóxia e acidez, comparáveis à condições encontradas nos campos úmidos (Schmidt *et al*. 2008) e após choques térmicos, de 150º C por 3 minutos e 200ºC por 1 minuto (B.S. Fichino e colaboradores, dados não publicados). Como encontrado para outras espécies herbáceas, fatores relacionados ao estabelecimento de plântulas são provavelmente determinantes para o baixo recrutamento sexuado em capim-dourado.

A estrutura e a disponibilidade de micro e macro nutrientes dos solos dos campos úmidos estudados não diferiu entre áreas controle (sem queima há 5 anos) e áreas queimadas há nove meses (Schmidt 2011).

Em seis anos de acompanhamento da dinâmica populacional de capim-dourado, muita variação na taxa de crescimento populacional foi encontrada. Em alguns anos, as populações de capim-dourado tiveram uma taxa de crescimento de longo prazo que indicaram um aumento populacional de até 40% ao ano (λ=1,4), enquanto que em outros anos as mesmas populações tiveram taxas de crescimento que projetaram reduções populacionais de até 40% ao ano (λ=0,6). A flutuação nas taxas de crescimento populacional foram, em grande maioria, independentes do regime de fogo ao qual as populações foram submetidas (Schmidt 2011).

Queimadas são usadas pelas comunidades do Jalapão há várias décadas para a criação de gado. Resultados de levantamentos florísticos e fitossociológicos realizados em campos úmidos queimados frequentemente indicam que estas áreas têm alta riqueza de espécies (136 espécies de plantas vasculares), riqueza comparável a outros campos úmidos no Brasil Central (Munhoz & Felfili 2006, 2007). A presença destas espécies em campos úmidos queimados frequentemente indica que, ao menos boa parte delas, pode ser resistente ao fogo, como é o caso do capim-dourado. No entanto, até o momento, não há estudos que possam comprovar esta hipótese.

Um resultado importante é que as populações de capim-dourado não diminuem em áreas não queimadas. O que se contrapõe à impressão dos artesãos e coletores de capim-dourado, de que as plantas de capim-dourado não sobrevivem em áreas não queimadas por mais de três ou quatro anos. A taxa de crescimento populacional de capim-dourado em áreas não queimadas por dois, três e quatro anos foi, em grande parte, semelhante à taxa de crescimento de populações recém-queimadas, apesar de não apresentarem floração abundante (Schmidt 2011). Isto indica que o estabelecimento de regimes de queima menos frequentes não comprometeriam as populações desta espécie.

É importante lembrar, no entanto, que a produção de hastes de capim-dourado diminui drasticamente em áreas não queimadas por mais de um ano. Portanto, para conciliar o extrativismo com objetivos de redução da frequência de queimas em cada campo úmido é necessário criar mosaicos de áreas com tempos diferentes desde a última queima.

Efeitos da variação de precipitação sobre a dinâmica populacional de capim-dourado

As flutuações observadas nas populações de capim-dourado foram diretamente relacionadas a variações na precipitação total durante a estação chuvosa. A precipitação média por estação chuvosa em Mateiros entre 1998 e 2010 foi de 1.680mm (Agência Nacional de Águas 2010). As

menores taxas de crescimento populacional de capim-dourado foram encontradas durante os dois anos mais secos do estudo (2004-2005 e 2007-2008, com precipitação total da estação chuvosa de setembro a maio menor do que 1.600mm). Reduções no crescimento populacional ocorreram principalmente devido a aumentos de mortalidade das plantas adultas. Os anos com precipitação acima de 1.800mm tiveram, em geral, taxas de crescimento populacional maiores, indicando que as populações se manteriam nos tamanhos atuais ou aumentariam, em longo prazo ($\lambda \geq 1$). Os efeitos de um ano mais seco sobre as taxas de crescimento populacional de capim-dourado se prolongam durante a estação seca subsequente (Schmidt 2011).

Efeitos de diferentes intervalos de queima e variação de precipitação

Para compreender os efeitos da frequência de queima e de variações inter-anuais de precipitação em populações de capim-dourado, foram realizadas simulações estocásticas de longo prazo (Caswell 2001, Stubben & Milligan 2007). A taxa de crescimento populacional de capim-dourado foi projetada considerando dez diferentes intervalos de queima e três cenários de precipitação, com 10, 20 e 50% de chance de ocorrência de anos secos (Schmidt 2011).

Nos três cenários de pluviosidade, a taxa de crescimento populacional foi maior para populações de capim-dourado em regime de queima bienal (Figura 5). Esta frequência de queima é a mais empregada pelas comunidades locais e provavelmente representa a frequência de queima à qual a maior parte dos campos úmidos de coleta de capim-dourado está submetida na região do Jalapão.

Comportamento e intensidade de queimadas nos campos úmidos

Em 2009 e 2010 foram caracterizadas a intensidade e o comportamento de 13 queimadas experimentais em cinco dos campos úmidos estudados. A biomassa (combustível) disponível para queima nos campos úmidos do Jalapão (0,4 a 1,3kg/m^2) foi semelhante à encontrada em outras áreas de campo sujo e cerrado sentido restrito no Cerrado (Miranda *et al.* 2010), bem como em campos nos lavrados de Roraima (Barbosa & Fearnside 2005) e fisionomias savânicas em outros países (Govender *et al.* 2006, Shea *et al.* 1996, Williams *et al.* 1998).

Apesar da similaridade na quantidade de combustível, a intensidade de queimadas nos campos úmidos (240 a 1.083 kJ s^{-1} m^{-1}) foi muito menor (em geral menos de 50%) do que a descrita para fisionomias secas de savanas (Schmidt 2011). Esta diferença é provavelmente resultado da maior disponibilidade de água nos solos dos campos úmidos de Cerrado (Cianciaruso & Batalha 2008). As temperaturas máximas alcançadas no ar durante queimadas experimentais (149 a 442^o C) também foram relativamente menores do que os valores obtidos em fisionomias secas de Cerrado, como campos sujos e cerrado sentido restrito (Pivello *et al.* 2010). As queimadas experimentais em campos úmidos foram relativamente rápidas 0,02 a 0,16 m/s e o tempo de residência de altas temperaturas (acima de 60^o C) foi em geral menor do que 3 minutos.

Durante queimadas experimentais, foram colocados 13 termômetros dentro de rosetas adultas de capim-dourado. A temperatura dentro de nove destas rosetas não passou de 60^o C durante a queima. A alta capacidade de isolamento térmico destas plantas está provavelmente associada ao alto conteúdo de água nas rosetas (61 ± 12% do peso fresco total), bem como à arquitetura da planta, com folhas sobrepostas em forma de roseta rentes ao solo.

Queimadas tardias, em setembro, foram em geral mais intensas, especialmente mais rápidas, do que as queimadas precoces, em junho. Por outro lado, a intensidade de queimadas tardias foi semelhante em áreas com intervalos sem queima de dois e de cinco anos. A quantidade de combustível (biomassa) nestas áreas também foi semelhante, o que indica que não houve acúmulo significativo de biomassa em dois ou mais anos após a última queima. Isto está de acordo com

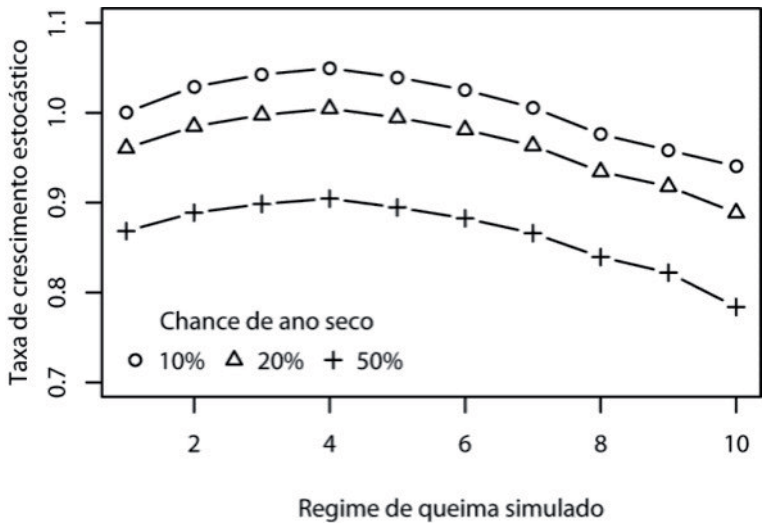

Figura 5 – Taxa de crescimento populacional de capim-dourado considerando-se 3 cenários de probabilidade de precipitação (10, 20 e 50% de chance de anos secos) e 10 intervalos de queima: 1- 50% de chance de queimadas bienais e 50% de chance de queimadas anuais; 2- Queimas bienais (75%)/anuais (25%); 3- queimas bienais (90%)/anuais (10%); 4- Queimas bienais; 5- Queimas bienais (90%)/ trienais (10%), sem chances de intervalos de queima mais longos; 6- Queimas bienais (75%)/ trienais (25%), sem intervalos de fogo mais longos; 7- Queimas bienais (50%)/ trienais (50%), sem intervalos de fogo mais longos; 8- Queimas bienais (50%)/ trienais (50%), com 10% de chances de intervalso de queimas mais longos; 9- Queimas bienais/trienais, com 50% de chances de intervalso de queimas mais longos; 10- Queimas bienais/trienais, com 90% de chances de intervalso de queimas mais longos.
Esta figura mostra o resultado obtido para um dos campos úmido estudados. Os padrões de resposta a variações no intervalo de queima foram semelhantes entre campos úmidos, apesar de variações nos valores de taxa de crescimento entre campos úmidos.

Figure 5 – Stochastic population growth rates for golden-grass under ten fire return intervals and three rainfall scenarios (with 10%, 20% and 50% chance of dry years). Fire return interval increase from left to right on the X axis: 1- 50% chances of biennial and 50% chances of annual fires; 2- Biennial (75%)/annual (25%) fires; 3- Biennial (90%)/annual (10%); 4- Always biennial fires; 5-Biennial (90%)/ triennial (10%), no longer fire return interval; 6- Biennial (75%)/ triennial (25%), no longer; 7-Biennial (50%)/ triennial (50%), no longer; 8- Biennial/triennial, with 10% chance of longer fire return interval; 9-Bienniel/triennial, with 50% chance of longer fire return interval; 10-Bienniel/triennial, with 90% longer fire return interval.
This figure shows the results from one of the six studied wet grasslands. Stochastic population growth rates varied across sites, however the pattern in the responses to changes in the fire frequency was the same across all study sites.

informações obtidas pelo Projeto Fogo, em Brasília, que indicam que a biomassa aérea total de áreas de campo sujo e cerrado sentido restrito se recupera após 18 meses da queimada (Miranda *et al.* 2009, Miranda *et al.* 2010).

Consequências para o manejo do capim-dourado no Jalapão

Os resultados reforçam o conhecimento local de que a floração do capim-dourado é maior um ano após a queima, sendo quase inexistente em áreas não queimadas por dois ou mais anos. Por outro lado, parte dos resultados contradiz impressões de moradores do Jalapão de que a intensidade de queimadas aumentaria com o aumento do intervalo de queima. Os resultados mostram que queimadas experimentais em áreas protegidas do fogo há cinco anos tiveram intensidade semelhante às queimadas realizadas em áreas com frequência bienal de fogo.

A caracterização da intensidade do fogo em campos úmidos tem importância direta para o planejamento do uso de fogo para o manejo destas áreas. A maior intensidade e velocidade de queima no final da estação seca em relação a queimadas precoces indicam que maiores cuidados devem ser tomados para o controle de tais queimas. Já a semelhança na intensidade de queimadas após dois e cinco anos de proteção contra o fogo indica que intervalos de queima maiores do que dois anos podem ser uma opção para o manejo de campos úmidos, sem necessariamente aumentar o risco de queimadas descontroladas.

Extrativismo da seda do buriti

A seda utilizada para costurar o artesanato de capim-dourado é retirada das folhas-jovens de buriti. No Jalapão, os extrativistas colhem folhas-jovens de buritis não-reprodutivos, com altura entre quatro e dez metros. Para a colheita, os extrativistas usam os talos, ou pecíolos, das folhas secas como uma escada para atingir o centro da copa da palmeira, de onde uma folha nova emerge por vez. Buritis mais altos com tronco acima do solo são difíceis de escalar e, portanto, não são utilizados; buritis menores possuem seda curta, inadequada para a costura. O extrativismo de folhas-jovens, da forma e intensidade que tem sido praticado pelos artesãos do Jalapão, não causa danos ao crescimento e à sobrevivência do buriti (Sampaio *et al.* 2008).

No início dos estudos, a maior parte dos artesãos do Jalapão acreditava que o buriti produz uma folha nova a cada lua nova, ou seja, uma vez por mês. No entanto, a taxa de produção de folhas verificada nos estudos de campo foi de uma a cinco folhas novas por ano. A discrepância entre a impressão dos extrativistas e a taxa de produção foliar dos buritis encontrada nos estudos pode levar à sobre-exploração deste recurso natural. Para evitar que isso ocorra, recomenda-se que os extrativistas não colham duas folhas novas seguidas de um mesmo buriti. Esta recomendação, que é consenso entre extrativistas mais experientes, pode ser facilmente seguida, já que as folhas-jovens são colhidas por meio de um corte transversal no talo da folha e a parte cortada permanece na planta por vários anos. Assim, ao selecionar um buriti para a colheita da folha jovem, os extrativistas identificam com facilidade se já houve ou não a produção de novas folhas após a colheita anterior. Essa forma de manejo sempre foi praticada, principalmente por extrativistas mais experientes e que se preocupam em não colher excessivamente as folhas de um único buriti, para que este possa manter a quantidade de folhas necessárias para seu crescimento e sobrevivência. Além disso, é recomendável que extrativistas colham folhas em locais distantes das comunidades, evitando concentrar as atividades de coleta em apenas algumas dezenas de indivíduos de buriti que podem ficar sobrecarregados (Sampaio *et al.* 2008).

Efeitos do fogo nas populações de buriti

O fogo é utilizado para a implantação de roças de toco em pequenas áreas no interior dos brejos. Porém, essa não é a principal causa de queimada em brejos no Jalapão. Geralmente, o fogo que atinge os brejos é aquele utilizado nos campos úmidos para o manejo do capim-dourado e para renovação das pastagens naturais para alimentar o gado. A frequência de queimada em alguns brejos chega a ser bienal, assim como nos campos úmidos adjacentes. Quando o fogo atinge os brejos, há um aumento na taxa de mortalidade de plântulas de buriti e também de adultos reprodutivos. Em brejos onde não há fogo, a taxa de mortalidade de reprodutivos é próxima a zero e aumenta para 5,7% com a ocorrência de queimadas. Os indivíduos jovens – de até 1m de altura, mas que ainda não possuem tronco – sofrem baixa mortalidade devido ao fogo, no entanto têm seu crescimento muito afetado pelo fogo, devido a queima de todas suas folhas. Geralmente, as folhas novas produzidas após a queimada são menores do que antes do fogo e, assim, as plantas diminuem de tamanho. Além disso, muitos cachos de frutos e flores em desenvolvimento acabam sendo queimados. Portanto, a produção de sementes e de novas plântulas passa a ser menor nas áreas recém queimadas do que nas áreas controle (M. B. Sampaio & F. A. M. dos Santos, dados

não publicados). Todos esses fatores contribuem bastante para reduzir a taxa de crescimento da população de buriti de $\lambda = 1{,}0196$ (Intervalo de Confiança [IC]=1,0078 – 1,0366) em brejos controle (não-queimados) para $\lambda = 0{,}9732$ (IC = 0,9190 - 1,0004) em brejos recém-queimados. Populações de buriti influenciadas pelo fogo podem levar até três anos para recuperar a mesma estrutura e densidade de indivíduos que tinham antes do fogo (M. B. Sampaio & F. A. M. dos Santos, dados não publicados). Portanto, queimadas bienais podem causar a redução no tamanho das populações de buriti, já que haverá dificuldade, pela falta de tempo, de as populações se recuperarem do último evento de fogo, o que afetará a disponibilidade de folhas-jovens para a obtenção da seda do buriti utilizada para costurar o artesanato de capim-dourado.

Manejo de capim-dourado, buriti e fogo no Jalapão

As áreas inseridas nas unidades de conservação do Jalapão, apesar de seu *status* legal de proteção integral, continuarão a conviver com o uso de recursos pelas comunidades locais que vivem em seu interior e entorno. Há diversos estudos sobre conhecimento tradicional e uso de recursos naturais por comunidades locais que indicam que grupos humanos raramente conservam recursos que não usam e recursos que serão explorados por outros – ou não explorados, nos casos de unidades de conservação (Berkes 2008). Situações em que o acesso a recursos naturais de importância econômica não são regulados por regras comunitárias ou legais e passam a ser disputados por extrativistas podem levar rapidamente ao uso insustentável de recursos comuns, e consequentemente à super-exploração. Tal situação pode ser evitada com o estabelecimento de acordos e regras pelos grupos sociais usuários ou por instituições de governo (Berkes 2009).

A exploração de capim-dourado e buriti tem um alto potencial de ser sustentável e gerar renda para as comunidades do Jalapão e outras regiões do Tocantins. Para isto, parece ser necessário um aumento do controle social sobre as práticas de colheita, que depende muito de um aumento do controle do poder público sobre a aplicação das regras de colheita existentes. Para garantir que não haja sobre-exploração do capim-dourado, é preciso que haja fiscalização do cumprimento da norma. São comuns as denúncias feitas por moradores do Jalapão sobre coletas precoces, não permitidas pela Portaria do Naturatins. Infelizmente, na maior parte das vezes estas denúncias não são investigadas e a fiscalização extremamente deficiente leva coletores que antes respeitavam as normas à irregularidade, em resposta à ausência de punição das irregularidades praticadas por outros.

Muito comumente a regulamentação do extrativismo de produtos da biodiversidade gera aumento de burocracia e impede que comunidades menos favorecidas acessem os recursos naturais que antes exploravam (Laird *et al.* 2010). Este não é o caso da norma existente para a colheita de capim-dourado, que é bastante simples de ser seguida e bem aceita entre coletores e artesãos. É necessário, neste caso, apenas aumentar a fiscalização para permitir que coletores responsáveis tenham acesso aos recursos na época em que a colheita pode ser feita sustentavelmente.

O uso indiscriminado do fogo e caça são provavelmente as atividades humanas mais prejudiciais para a integridade dos ecossistemas das UCs no Jalapão. Tanto o manejo do capim-dourado, quanto a pecuária extensiva, característica da região, envolvem o uso do fogo. Há um debate vigente sobre o impacto causado por estas atividades, dentro das UCs. Uma das tentativas para reduzir as áreas queimadas dentro das UCs foi o incentivo a moradores locais para o plantio de gramíneas exóticas, para formação de pasto. No entanto, pelo menos em alguns casos, isto provocou o desmatamento de áreas de cerradão e cerrado denso, que tem solos mais ricos em nutrientes e preferidos para a implementação destas pastagens. Além disto, a maior parte dos moradores que criam gado no Jalapão não tem recursos financeiros suficientes para manter seu gado confinado o ano todo e o gado continua sendo solto durante a seca, de forma que queimadas são necessárias para promover a rebrota nos campos. O outro problema é que o gado, quando solto após período confinado, pode ser agente dispersor de gramíneas invasoras que, até o momento, não são um problema nas áreas de campos naturais do Jalapão, ao contrário de boa parte dos remanescentes de Cerrado.

Neste contexto, a melhor alternativa parece ser o uso controlado do fogo para a pecuária extensiva e a colheita de capim-dourado, e não tentativas de reduzir ou eliminar o uso do fogo na região. Independente da extensão de área a ser queimada, da época e da frequência de fogo, é essencial que queimadas sejam evitadas nas fisionomias de Cerrado sensíveis ao fogo, tais como os brejos. Este cuidado no controle do fogo é ainda mais necessário nas queimas de campos úmidos, para o manejo de capim-dourado, já que estas áreas são adjacentes aos brejos, sensíveis ao fogo.

Ao se considerar o contexto maior de ameaças à conservação do Cerrado no Jalapão, nota-se que a colaboração com as comunidades locais pode ser estratégica para mantê-las na região, com a prática do uso sustentável dos recursos do Cerrado, atividade que tem permitido a manutenção da cobertura vegetal do Cerrado por muitas gerações no Jalapão. Em contraponto com esta perspectiva, diversas áreas da região central do Jalapão e seu entorno, inclusive dentro do município de Mateiros, e na divisa com a Estação Ecológica Serra Geral de Tocantins, há grandes fazendas de monocultura de soja e algodão. Ainda, o asfaltamento da estrada até o município de São Félix do Tocantins (Marinho 2011a) provavelmente aumentará a especulação imobiliária na região e incentivará a expansão de grandes monoculturas. Finalmente, a construção de PCHs na região, que estão em processo de licenciamento (Marinho 2011b) também pode causar impactos muito maiores do que o uso de recursos do Cerrado, especialmente se este for feito de forma racional e negociada.

Importância do envolvimento de comunidades para o uso controlado do fogo

No Jalapão, assim como em outras regiões onde comunidades rurais usam áreas naturais de Cerrado, estratégias de controle do fogo e uso de queimadas controladas devem necessariamente contar com o envolvimento ativo destas comunidades. Estabelecer parceria com comunidades locais é ainda mais essencial em áreas em que Unidades de Conservação de imensas dimensões contam com número reduzido de funcionários, como no Jalapão.

A parceria com comunidades exige negociação e muita dedicação por parte dos gestores de UCs. Uma possível estratégia para envolver e interessar comunidades pode ser o oferecimento de cursos de controle de fogo, focados em formas específicas de queima que sejam de interesse das comunidades. O sucesso desta estratégia depende, além do treinamento, do fornecimento de equipamentos de controle de fogo às comunidades. Para reduzir custos, por exemplo, abafadores podem ser confeccionados durante o curso, pelos próprios alunos, o que pode ajudar as comunidades a se apropriarem de técnicas de controle de queimadas mais facilmente.

Os estudos sobre fogo no Cerrado no contexto de outras savanas tropicais

O conhecimento científico acerca dos efeitos do fogo no Cerrado ainda é relativamente limitado. A maior parte dos estudos é feita em áreas de ocorrência de queimadas acidentais ou está concentrada na Reserva Ecológica do IBGE, em Brasília (Miranda *et al.* 2009). A maior parte destes estudos não visa diretamente responder questões aplicadas ao manejo de áreas protegidas, ou ao manejo sustentável de espécies de interesse econômico.

Outros países com savanas tropicais estão muito mais avançados que o Brasil na produção de conhecimento sobre o fogo e seus efeitos sobre a vegetação, fauna e processos ecosistêmicos. Apesar do foco de diversos estudos no manejo de UCs, pesquisadores de projetos de longo-prazo admitem que os resultados científicos alcançados não determinaram as decisões de manejo do fogo nas áreas protegidas em que foram realizados, tanto na África do Sul quanto na Austrália (Andersen *et al.* 2005, Govender *et al.* 2006, Wilgen *et al.* 2007). A falta de envolvimento de gestores na concepção e execução dos projetos experimentais é apontada por Russell-Smith *et al.* (2003) como a principal causa da falta de aplicação dos resultados de pesquisas no manejo do fogo na Austrália.

Desta forma, a necessidade de colaboração entre gestores ambientais, pesquisadores e comunidades para o estabelecimento de projetos de estudo com fogo fica muita clara. É essencial que projetos que visem investigar os efeitos do fogo no Cerrado e buscar informações sobre regimes ideais de queima para as diferentes fisionomias do Cerrado sejam executados com o envolvimento de atores diversos.

Conclusões e recomendações de manejo

Os principais resultados de mais de oito anos de estudos etno-ecológicos estão sintetizados abaixo:

1- queimadas bienais estimulam a floração do capim-dourado e são ideais para o crescimento populacional de longo prazo. Intervalos maiores de queima, apesar de não estimularem a floração, não prejudicam as populações desta espécie;

2- a colheita precoce, ou seja, antes de 20 de setembro, é muito prejudicial às populações de capim-dourado;

3- a legislação atual, que prevê a colheita de hastes de capim-dourado apenas após 20 de setembro, é adequada para manter a sustentabilidade das atividades de extrativismo de capim-dourado e é adequada para todo o estado do Tocantins;

4- evitar a colheita precoce é a principal forma de garantir a sustentabilidade da colheita de hastes de capim-dourado. Isto deve ser feito por meio de ações de educação ambiental, fiscalização e incentivos econômicos ao manejo adequado;

5- o manejo do capim-dourado com fogo deve ser realizado de forma planejada em escala de paisagem e com o uso de queimadas controladas. Para isso, é fundamental engajar as comunidades no uso de queimadas controladas, principalmente com treinamento e fornecimento de equipamentos;

6- é essencial que queimadas feitas nos campos úmidos sejam controladas para não atingir os brejos e matas de galeria, que são sensíveis ao fogo.

7- nunca devem ser colhidas duas folhas-jovens seguidas de um mesmo buriti. Buritis com mais folhas verdes produzem folhas-jovens que fornecem mais seda, de melhor qualidade que buritis com menos folhas, e portanto devem ser preferidos no momento da colheita. Da mesma forma, a colheita de folhas-jovens de buriti deve também ser feita em brejos distantes das comunidades, para reduzir a pressão de colheita próximos às comunidades.

Agradecimentos

Ao Instituto Natureza do Tocantins e ao Parque Estadual do Jalapão pelas autorizações para realização deste trabalho, pelo apoio logístico e divulgação dos resultados e à brigada de incêndio do PEJ de Mateiros de São Félix do Tocantins pela realização das queimadas experimentais. Às comunidades do Jalapão e outras regiões do Tocantins por dividir conosco suas experiências e conhecimento, especialmente às comunidades Mumbuca, Prata, Boa Esperança e Fazenda Nova pela colaboração em todas as etapas experimentais. Keiko F. Pellizzarro, Cecília P. Borges, Juarez Pereira, Nilton Barbosa, Alessandra Fidelis, Rebeca V. R. Viana, Beatriz Corrêa, Maurício Alexandre, Cassiana S. Moreira pela ajuda nos experimentos. Alexandre Sampaio pelas sugestões no texto e Gustavo de la Peña pela revisão do resumo em espanhol. Este trabalho foi realizado com apoio financeiro de: Ibama, Capes/Fubright, PPP-ECOS (GEF/PNUD), International Foundation for Science (IFS), University of Hawai'i, FAPESP e CNPq.

Referências bibliográficas

Appezzato-da-Glória, B. 2003. **Morfologia de sistemas subterrâneos: histórico e evolução do** Agência Nacional de Águas. 2010. **Hidroweb**. Disponível em: http://hidroweb.ana.gov.br/ (acessado em agosto de 2010).

Andersen, A.N., Braithwaite, R.W., Cook, G.D., Corbett, L.K., Williams, R.J., Douglas, M.M., Gill, A.M., Setterfield, S.A. & Muller, W.J. 1998. Fire research for conservation management in tropical savannas: introducing the Kapalga fire experiment. **Australian Journal of Ecology**, 23: 95-110.

Andersen, A.N., Cook, G.D., Corbett, L.K., Douglas, M.M., Eager, R.W., Russell-Smith, J., Setterfield, S.A., Williams, R.J. & Woinarski, J.C.Z. 2005. Fire frequency and biodiversity conservation in Australian tropical savannas: implications from the Kapalga fire experiment. **Austral Ecology**, 30: 155-167.

Anderson, M.K. 1996. The ethnobotany of deergrass, *Muhlenbergia rigens* (Poaceae): its uses and fire management by California Indian Tribes. **Economic Botany**, 50: 409-422.

Arnold, J.E.M. & Pérez, M.R. 2001. Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? **Ecological Economics**, 39: 437-447.

Barbosa, A.S., Ribeiro, M.B. & Schmitz, P.I. 1990. Cultura e ambiente em áreas do sudoeste de Goiás. *In*: M.N. Pinto (ed.). **Cerrado caracterização, ocupação e perspectivas**. pp. 67-100. Editora Universidade de Brasília.

Barbosa, A.S. & Schmitz, P.I. 1998. Ocupação indígena do Cerrado: esboço de uma história. pp. 3-42. *In*: S.M. Sano, S.P. Almeida (ed.) **Cerrado ambiente e flora**. Embrapa.

Barbosa, R.I. & Fearnside, P.M. 2005. Above-ground biomass and the fate of carbon after burning in the savannas of Roraima, Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, 216: 295-316.

Bede, L.C. 2006. **Alternativas para o uso sustentado de sempre-vivas: efeitos do manejo extrativista sobre *Syngonanthus elegantulus* Ruhland (Eriocaulaceae).** Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre. Universidade Federal de Minas Gerais. 184p.

Belcher, B. & Schreckenberg, K. 2007. Commercialisation of non-timber forest products: a reality check. **Decelopment Policy Review**, 25: 355-377.

Berkes, F. 2008. **Sacred ecology**, 2 ed. Routledge.

Berkes, F. 2009. Revising the commons paradigm. **Journal of Natural Resources Policy Research**, 1: 261-364.

Bond, W.J. & Keeley, J.E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**, 20: 387-394.

Bond, W.J., Woodward, F.I. & Midgley, G.F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **New Phytologist**, 165: 525-538.

Caswell, H. 2001. **Matrix population models – Construction, analysis, and interpretation**, 2nd edn. Sinauer, Sunderland. Sinauer Associates.

Cianciaruso, M.V. & Batalha, M.A. 2008. A year in a Cerrado wet grassland: a non-seasonal island in a seasonal savanna environment. **Brazilian Journal of Biology**, 68: 495-501.

Figueiredo, I.B. 2007. **Efeitos do fogo em populações de capim-dourado (*Syngonanthus nitens* Eriocaulaceae) no Jalapão, TO**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 73p.

Furley, P., Rees, R.M., Ryan, C.M. & Saiz, G. 2008. Savanna burning and the assessment of long-term fire experiments with particular reference to Zimbabwe. **Progress in Physical Geography**, 32: 611-634.

Godoy, R.A. & Bawa, K. 1993. The economic value and sustainable harvest of plants and animals from the tropical forest: assumptions, hypotheses and methods. **Economic Botany**, 47: 215-219.

Govender, N., Trollope, S.W. & Van Wilgen, B.W. 2006. The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. **Journal of Applied Ecology**, 43:748-758.

Hoffmann, W.A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: Matrix model projections. **Ecology**, 80: 1354-1369.

ISPN. 2010. **Cerrado que te quero Vivo! Produtos e Meios de vida sustentáveis apoiados pelo PPP- ECOS**, http://www.ispn.org.br/arquivos/catalogo-final-baixa-completocom-capa.pdf edn. Instituto Centro de Vida, Brasília DF. http://www.ispn.org.br/arquivos/catalogo-final-baixa-completocom-capa.pdf.

Laird, S.A., McLain, R.J., Wynberg, R.P. (eds.). 2010. **Wild product governance: finding policies that work for non-timber forest products**. Earthscan.

Marinho, L. 2011a. **O asfalto está chegando ao Jalapão**, In O Eco. http://www.oeco.com.br/salada-verde/24875-o-asfalto-esta-chegando-no-jalapao.

Marinho, L. 2011b. **PCHs são planejadas no Jalapão**, In O Eco. http://www.oeco.com.br/salada-verde/24821-pchs-sao-planejadas-no-jalapao.

McGregor, S., Lawson, V., Christophersen, P., Kennet, R., Boyden, J., Bayliss, P., Liedloff, A., McKaige, B. & Andersen, A.N. 2010. Indigenous wetland burning: conserving natural and cultural resources in Australia's World Heritage-listed Kakadu National Park. **Human Ecology**, 38: 721-729.

Miranda, H.S., Neto, W.N. & Neves, B.M.C. 2010. Caracterização das queimadas de Cerrado. p. 23-34. *In*: H.S. Miranda (ed.) **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: resultados do Projeto Fogo**. Ibama.

Miranda, H.S., Sato, M.N., Neto, W.N. & Aires, F.S. 2009. Fires in the Cerrado, the Brazilian savanna. p. 427-450. *In:* M.A. Cochrane (ed.). **Tropical fire ecology**. Praxis, Chischester, UK.

Mistry, J. 1998. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. **Progress in Physical Geography**, 22: 425-448.

Munhoz, C.B.R. & Felfili, J.M. 2006. Floristic of the herbaceous and subshrub layer of a moist grassland in the Cerrado Biosphere Reserve (Alto Paraíso de Goias), Brazil. **Edinbugh Journal of Botany**, 63: 343-354.

Munhoz, C.B.R. & Felfili, J.M. 2007. Florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um campo limpo úmido em Brasília, Brasil. **Biota Neotropica**, 7: 205-215.

Myers, N. 2003. Biodiversity Hotspots Revisited. **BioScience**, 53:916-917.

Nepstad, D. & Schwartzman, S. 1992. **Non-timber products from tropical forests: evaluation of a conservation and development strategy**. Advances in Economic Botany 9, The New York Botanical Garden Press.

Pereira, A. 2009. **Sazonalidade das queimadas no Parque Estadual do Jalapão, TO, no bioma Cerrado.** pp. 2897-2903. *In*: Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. INPE.

Pires, M.O. & Santos, I.M. eds. 2000. **Construindo o Cerrado sustentável: experiências e contribuições das ONGs**. Rede Cerrado de Organizações Não Governamentais, Brasília.

Pivello, V.R. & Norton, G.A. 1996. FIRETOOL: an expert system for the use of prescribed fire in Brazilian savannas. **Journal of Applied Ecology**, 33: 348-356.

Pivello, V.R., Oliveras, I., Miranda, H.S., Haridasan, M., Sato, M.N. & Meirelles, S.T. 2010. Effect of fires on soil nutrient availability in an open savanna in Central Brazil. **Plant Soil**. 337:111-123.

Ramos-Neto, M.B. & Pivello, V.R. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, 26: 675-684.

Redford, K.H. & Padoch, C. (eds.) 1992. **Conservation of neotropical forests**. Columbia University Press.

Russell-Smith, J., Whitehead, P.J., Cook, G.D. & Hoare, J.L. 2003. Response of *Eucalyptus*-dominated savanna to frequent fires: lessons from Munmarlary, 1973-1996. **Ecological Monographs**, 73: 349-375.

Sampaio, M.B., Schmidt, I.B. & Figueiredo, I.B. 2008. Harvesting effects and population ecology of the buriti palm (*Mauritia flexuosa* L. f.; Arecaceae) in the Jalapão region, Central Brazil. **Economic Botany**, 62: 171-181.

Savadogo, P., Zida, D., Sawadogo, L., Tiveau, D., Tigabu, M. & Odén, P.C. 2007. Fuel and fire characteristics in savanna–woodland ofWest Africa in relation to grazing and dominant grass type. **International Journal of Wildland Fire**, 16:531-539.

Sawyer, D., Scardua, F. & Pinheiro, L. 1999. **Extrativismo vegetal no Cerrado: análise de dados de produção 1980-1993**. ISPN.

Schmidt, I.B. 2005. **Etnobotânica e ecologia populacional de *Syngonanthus nitens*: "sempre-viva" utilizada para artesanato no Jalapão, TO**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 91p.

Schmidt, I.B. 2011. **Effects of local ecological knowledge, harvest and fire on golden-grass (*Syngonanthus nitens*, Eriocaulaceae), a non-timber forest product (NTFP) species from the Brazilian savanna**. *Tese* (Doutorado em Botânica, Ecologia, Evolução e Biologia da Conservação). University of Hawai'i at Manoa. 186p.

Schmidt, I.B., Figueiredo, I.B., Borghetti, F. & Scariot, A.O. 2008. Produção e germinação de sementes de "capim dourado", *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae): implicações para o manejo. **Acta Botanica Brasilica**, 22: 37-42.

Schmidt, I.B., Figueiredo, I.B. & Scariot, A.O. 2007. Ethnobotany and effects of harvesting on the population ecology of *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae), a NTFP from Jalapão Region, Central Brazil. **Economic Botany**, 61: 73-85.

Schullery, P. 1989. The fires and fire policy. **BioScience**, 39: 686-694.

Seplam. 2003a. **Plano de manejo do Parque Estadual do Jalapão**, 131p.

Seplam. 2003b. **Zoneamento Ecológico Econômico de Tocantins**, www.seplan.to.gov.br.

Shea, R.W., Shea, B.W. & Kauffman, J.B. 1996. Fuel biomass and combustion factors associated with fires in savanna ecosystems of South Africa and Zambia. **Journal of Geophysical Research**, 101: 23551-23568.

Simon, M.F., Grether, R., Luciano P. de Queiroz, Skema, C., R. Toby Pennington & Hughes, C.E. 2009. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **PNAS**, 106: 20359-20364.

Stubben, C. & Milligan, B. 2007. Estimating and analyzing demographic models using the *popbio* package in R. **Journal of Statistical Software**, 22: http://www.jstatsoft.org/.

Varghese, A. & Ticktin, T. 2008. Regional variation in non-timber forest product harvest strategies, trade, and ecological impacts: the case of Black Dammar (*Canarium strictum* Roxb.) use and conservation in the Nilgiri Biosphere Reserve, India. **Ecology and Society**, 13: 11.

Whelan, R.J. 1995. **The ecology of fire**. Cambridge University Press.

Wilgen, B.W.v., Govender, N. & Biggs, H.C. 2007. The contribution of fire research to fire management: a critical review of a long-term experiment in the Kruger National Park, South Africa. **International Journal of Wildland Fire**, 16: 519-530.

Williams, R.J., Gill, A.M. & Moore, P.H.R. 1998. Seasonal changes in fire behavior in a tropical savanna in Northern Australia. **International Journal of Wildland Fire**, 8: 227-239.

Yibarbuk, D., Whitehead, P.J., Russell-Smith, J., Jackson, D., Godjuwa, C., Fisher, A., Cooke, P., Choquenot, D. & Bowman, D.M.J.S. 2001. Fire ecology and aboriginal land management in Central Arnhem Land, Northern Australia: a tradition of ecosystem management. **Journal of Biogeograhy**, 28: 325-343.

Resgate do Manejo Tradicional do Cerrado com Fogo para Proteção das Terras Indígenas do Oeste do Mato Grosso: um Estudo de Caso

Rodrigo de Moraes Falleiro[1]

Recebido em 07/2/2011 – Aceito em 25/7/2011

RESUMO – Este estudo de caso teve por objetivo descrever o manejo tradicional do Cerrado com fogo, proposto pelas comunidades indígenas do oeste do Mato Grosso, como parte das estratégias utilizadas na prevenção aos incêndios florestais. No período de 2007 a 2010 foi implementado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA e pela Fundação Nacional do Índio – FUNAI um programa de prevenção e combate aos incêndios florestais nas Terras Indígenas Irantxe, Myky, Paresi, Tirecatinga e Utiariti. Durante a etapa de elaboração dos planos operativos, o manejo tradicional do Cerrado com fogo foi resgatado, por meio do levantamento do conhecimento dos índios sobre os efeitos diretos e indiretos das queimadas na flora e na fauna da região. O resultado foi uma proposta de manejo direcionada às fitofisionomias mais abertas, em talhões de 1.500 a 30.000 hectares, no período de fevereiro a junho e com a frequência trienal. Este regime de queima proposto e as avaliações dos efeitos esperados podem fornecer informações importantes a respeito da ecologia do fogo no Cerrado, especialmente sobre as plantas zoocórias e os animais de médio e grande porte.

Palavras-chave: cerrado; comunidades indígenas; incêndios florestais, queimadas de manejo.

ABSTRACT – This case study aims to describe the traditional management of the Cerrado (brazilian Savanna) with fire proposed by the indigenous communities of western portion of Mato Grosso state, as part of the strategies used to prevent forest fires. From 2007 to 2010 a program to prevent and combat forest fires on the indigenous lands Irantxe, Myky, Paresi, Tirecatinga and Utiariti was implemented by the Institute of Environment – IBAMA and the National Indian Foundation – FUNAI. During the preparation of Operational Plans, the traditional management of the savanna was rescued, through the survey of traditional knowledge about the direct and indirect effects of fire on flora and fauna. The result was a proposal towards the management of open vegetation types, with plots sizes varying from 1,500 to 30,000 hectares, from February to June and with an interval of three years. The implementation of this burning regime will provide important information about the ecology of fire in the Cerrado, specially its effects on zoochorous plants and medium and large animals.

Keywords: cerrado, indigenous communities, fire management, wildfire.

[1] Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis/IBAMA. Superintendência de Sergipe. Av. Coelho e Campos nº 521, Centro, Aracaju-SE, Brasil, CEP: 49010-720. E-mail: Rodrigo.Falleiro@ibama.gov.br

Introdução

O Cerrado brasileiro é um bioma fortemente influenciado pelo fogo. Suas diferentes fitofisionomias apresentam graus variados de adaptação a este fenômeno, dependendo da freqüência e da época em que ocorrem (Walter & Ribeiro 2010). França *et al.* (2007) e Ramos-Neto & Pivello (2000) supõem um regime natural concentrado nos meses chuvosos e com recorrência de 1 a 9 anos para o Parque Nacional das Emas. Com a chegada dos primeiros humanos, o regime natural de queima foi alterado em toda a região do Cerrado. Esta modificação foi iniciada pelas comunidades indígenas e, posteriormente, intensificada pelos ciclos de agricultura e pecuária das fazendas (Miranda *et al.* 2010).

Os índios utilizavam o fogo no Cerrado para a caça, agricultura, manejo do combustível florestal e da vegetação. As queimadas de manejo eram baseadas nos conhecimentos sobre a ecologia do fogo e utilizadas para controlar a ocorrência de incêndios florestais de grande magnitude, modificar a paisagem e potencializar a utilização dos recursos naturais. Entretanto, mudanças culturais fizeram surgir outras prioridades e o manejo do Cerrado com fogo deixou de ser realizado criteriosamente pela maior parte das comunidades abordadas neste estudo (Baldini *et al.* 2007).

Em 2007, mais de 1.500.000 hectares de áreas de Cerrado preservado no oeste do Mato Grosso, habitados pelas etnias Irantxe, Myky, Paresi e Nambikwara estavam submetidos a um regime de queima sem nenhum controle sobre a intensidade, freqüência, período e tamanho das áreas, provocando degradação ambiental, prejuízos econômicos e problemas de saúde pública (Falleiro *et al.* 2011). Para tentar tratar este problema, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA e a Fundação Nacional do Índio – FUNAI implementaram, a partir de 2007, um programa de controle do fogo, composto de várias atividades.

Durante a etapa de elaboração dos Planos Operativos de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais (Velez 2005, IBAMA 2009), o manejo tradicional do Cerrado com fogo foi considerado uma ferramenta fundamental, sendo resgatado junto a estas comunidades. Este estudo de caso teve como objetivo descrever este manejo proposto e as possíveis aplicações deste regime de fogo nas estratégias de prevenção e controle dos incêndios florestais em outras áreas protegidas.

Materiais e métodos

O trabalho foi pautado no levantamento do uso tradicional do fogo no Cerrado por meio de oficinas participativas e atividades de campo, prevalecendo uma análise qualitativa dos resultados.

As informações acerca das terras indígenas abordadas pelo trabalho estão listadas na Tabela 1 e na Figura 1.

Tabela 1 – Características gerais das terras indígenas abordadas no trabalho.

Table 1 – Brief characterization of studied indigenous lands.

Terra Indígena	Etnia	População	Área (ha)	Vegetação predominante (% da TI)
Paresi	Paresi	1.350	558.000,0	Campo 23,5 e Cerrado 76,5
Utiariti	Paresi	249	412.304,0	Cerrado 64,1 e Floresta 35,9
Tirecatinga	Nambikwara	165	186.000,0	Cerrado 57,7 e Floresta 42,3
Irantxe	Manoki	385	45.074,0	Cerrado 90,0 e Floresta 10,0
Myky	Myky	108	47.094,0	Floresta 100,0

Fonte: FUNAI (2010).

O clima predominante na região é Aw-Koeppen: tropical com invernos secos (abril a setembro) e verões úmidos (outubro a março). A topografia é predominantemente plana, com solos profundos e bem drenados. A vegetação nativa (tabela 1) persiste apenas dentro das TIs, sendo que no entorno predominam monoculturas de soja, milho, algodão, sorgo e girassol.

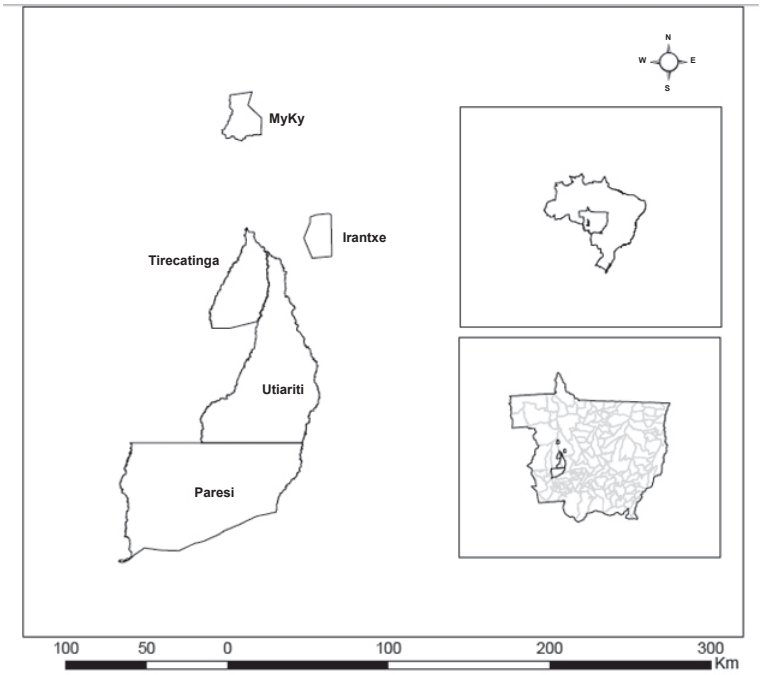

Figura 1 – Localização das Terras Indígenas.

Figure 1 – Location of the Indigenous Lands.

O programa de prevenção e combate aos incêndios florestais desenvolvido nas Terras Indígenas do oeste do Mato Grosso

O programa foi desenvolvido em várias etapas: Oficinas Participativas, Cursos de Brigadistas, Planejamento (Planos Operativos de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais), Implementação das Brigadas e Avaliação dos Resultados.

Ao todo foram realizadas cinco oficinas, com média de 40 integrantes por oficina e a presença de todas as pessoas da comunidade, indiscriminadamente. Nesta fase, os anciãos repassaram seus conhecimentos sobre a relação das plantas e animais com o fogo e relataram problemas causados pelo acúmulo de capim seco no Cerrado.

A etapa seguinte foi a realização dos cursos de brigadistas e elaboração dos Planos Operativos (IBAMA 2009). No total foram cinco cursos direcionados a 137 indígenas (entre 18 e 45 anos), sendo que na etapa de elaboração dos planos houve a participação ativa dos anciãos, indicando períodos do ano e freqüência com que devem ser aplicadas as queimadas de manejo. O resultado foi um Plano Operativo para cada TI, que conjugava as técnicas consagradas de prevenção e combate (Velez 2005, IBAMA 2010), com o manejo tradicional do Cerrado com fogo proposto por cada comunidade.

A implementação das brigadas (comunitárias e contratadas) e a avaliação dos resultados do programa foram realizadas posteriormente e abordadas em Falleiro *et al.* (2011).

Elaboração dos planos de manejo do Cerrado com fogo nas Terras Indígenas

Os planos de manejo com fogo foram elaborados pelas próprias comunidades, com o auxílio dos técnicos do PREVFOGO/IBAMA. Os parâmetros básicos para a sua aplicação foram: objetivos do uso do fogo, escolha das áreas, divisão dos talhões, definição da época e da freqüência de aplicação das queimadas.

Os objetivos do uso do fogo foram relatados pelas comunidades ao longo de todo o trabalho, em especial durante as etapas de Diagnóstico do Fogo e Planejamento. Estes relatos foram sendo anotados e discutidos ao longo de todo o trabalho.

A definição das áreas a serem manejadas e a divisão dos talhões foram realizadas por meio de imagens de satélite das Terras Indígenas. Nestas imagens era possível visualizar a vegetação, os limites, a rede hidrográfica, o entorno e os focos de calor captados via satélite. Assim, as comunidades podiam identificar, dividir e setorizar as áreas de manejo ou exclusão do fogo. Realizada por diferentes técnicos do IBAMA, esta etapa utilizou diversos programas de geoprocessamento e até mesmo cartolina e lápis de cor, quando ocorria algum problema para utilizar os computadores, aparentemente, sem maiores prejuízos para o resultado final. Visivelmente, os índios reconheciam muito bem toda a extensão da área e não tiveram dificuldade para separar os talhões utilizando a rede hidrográfica e viária, seja na imagem de satélite ou desenhando em cartolina.

Após definidas as áreas a serem manejadas e divididos os talhões, as comunidades indicavam a freqüência de queima a ser aplicada em cada talhão. Esta freqüência era discutida e as argumentações utilizadas também foram anotadas.

A definição do período do ano para a realização das queimadas exigiu uma abordagem mais complexa, uma vez que os diferentes objetivos de uso do fogo resultaram em períodos de aplicação conflituosos. Desta forma, constatado que o principal objetivo do manejo era evitar o comportamento extremo dos incêndios e seus efeitos negativos sobre os recursos naturais considerados importantes, foi elaborado um quadro de impactos. Foram listados os animais e as plantas considerados importantes na horizontal e os meses do ano na vertical (Figura 2). A partir deste quadro, foram definidos os meses em que estes recursos sofrem os maiores impactos negativos pela ação do fogo (períodos reprodutivos como floração, frutificação, parto, nidificação

Figura 2 – Momento de construção participativa do quadro de impacto dos incêndios na fauna e flora (Terra Indígena Paresi).

Figure 2 – A moment of collective construction of a schedule about fire impacts upon fauna and flora (Indigenous land Paresi).

e amamentação). Assim, foi possível identificar as épocas de maior fragilidade destas espécies à passagem do fogo, quando deveriam ser evitadas as queimadas de manejo. Definidos estes períodos de exclusão, foi possível determinar as épocas ideais para a aplicação das queimadas de manejo nestas áreas.

Resultados e discussão

Objetivos do manejo do fogo no Cerrado

A maioria das comunidades rejeitou um programa de prevenção e combate aos incêndios florestais baseado na exclusão total do fogo nas suas áreas (exceto pelos Myky). A aplicação de queimas periódicas em determinadas áreas, além de auxiliar na prevenção, apresentava resultados positivos no manejo da paisagem e dos recursos naturais importantes para estas comunidades.

Os principais objetivos do manejo do Cerrado com fogo relatados foram: diminuir o capim seco acumulado ao longo dos anos (crueiro), manutenção das fitofisionomias mais abertas (campos e cerrados), atração de caça (emas e veados) nas áreas de capim rebrotando (cevas) e aumento da frutificação e o rebrote de algumas plantas. Objetivos semelhantes foram descritos por Melo (2007) para os índios Krahô, exceto, no presente caso, as grandes caçadas com utilização de queimas circulares, que parecem não ser mais realizadas pelas etnias tratadas neste trabalho.

Dentre os objetivos apresentados, a diminuição do "crueiro" foi a mais importante. Este material (capim seco acumulado ao longo dos anos sem queima) constitui-se no principal combustível florestal do Cerrado e seu consumo antecipado pelo fogo está intimamente ligado à prevenção dos incêndios florestais de grande intensidade e magnitude. O acúmulo de combustível florestal altamente inflamável, associado às condições atmosféricas presentes no final da estação seca, podem levar ao comportamento extremo do incêndio florestal ou da queimada, com alto potencial de danos à vegetação, fauna e seres humanos. A relação entre a quantidade de combustível disponível e o comportamento do fogo é abordada em IBAMA (2010). Embora Miranda *et al*. (2010) mencionem que: "até o momento não foi reportada nenhuma relação entre a intensidade da frente de fogo e os danos à vegetação", os índios afirmaram que esta relação existe e depende da quantidade de combustível e da época do ano em que o fogo ocorre, podendo causar danos severos tanto na vegetação como na fauna.

A manutenção dos campos e cerrados por meio do uso do fogo traz diversos benefícios para as comunidades indígenas. Convivendo há milhares de anos neste bioma, estas etnias preferem áreas abertas às áreas florestadas. Segundo eles, a exclusão do fogo deixa o Cerrado sujo, isto é, aumenta a proporção de plantas lenhosas, dificultando a caça, os deslocamentos e modificando a composição florística, eliminando diversas espécies consideradas importantes para seu cotidiano. Sato *et al.* (2010) relataram que o fogo provoca danos variados na vegetação arbórea do Cerrado, alterando a sua estrutura. Segundo Walter & Ribeiro (2010) o fogo influencia a distribuição, a riqueza e a composição biótica, podendo ser um fator fundamental para a manutenção de diversas áreas de savanas no mundo.

A caça por meio de "cevas" de capim rebrotando é importante fonte de proteínas e também foi elencada como um dos principais objetivos do uso do fogo. Cabe ressaltar que, apesar da perda de alguns indivíduos pela caça, estas áreas podem ser importantes fontes de alimentação para a fauna durante os meses de seca, uma vez que a pastagem que rebrota após a passagem do fogo apresenta qualidade nutricional muito superior à anterior. Em unidades de conservação de Cerrado protegidas do fogo por muitos anos, existem diversos relatos sobre a incursão de veados campeiros (*Ozotocerus bezoarticus*) para fora destas áreas protegidas, em busca do capim que rebrota após a queima nas fazendas e beiras de estradas (comunicação pessoal: Marcos Cantuário Salim - Parque Nacional Chapada dos Veadeiros e Augusto Avelino de Araujo Lima - Parque Nacional das Emas). O aumento da produção de alguns frutos também foi citado como um dos motivos das queimadas de manejo. As plantas frutíferas nativas do Cerrado alimentam as comunidades indígenas e os animais

mais importantes da sua dieta (aves e mamíferos de médio e grande porte). Na aplicação do fogo para o manejo do combustível florestal, os índios costumam observar a presença destas árvores e escolhem as épocas onde ocorrem menos danos ou até mesmo benefícios para estas espécies.

Durante os trabalhos de campo nas terras indígenas Paresi e Tirecatinga, realizados em outubro de 2007 com objetivo de verificar os efeitos dos incêndios acidentais ocorridos em agosto daquele ano e dos incêndios naturais na estação chuvosa, foi constatada uma frutificação abundante de jabuticaba do campo (*Mouriria pusa*) em uma área queimada no mês de janeiro e de pequizeiros (*Caryocar brasiliensis*) em área queimada em abril. Alguns trabalhos, como Sato *et al.* (2010), reportam a rápida e intensa floração de algumas espécies após a passagem do fogo, mas poucas das espécies ali reportadas são utilizadas como alimento pelo ser humano ou pela fauna de médio e grande porte. Os efeitos a longo prazo e a relação entre o fogo e a frutificação de muitas plantas do Cerrado ainda é pouco conhecida pela ciência, conforme cita Sato *et al.* (2010).

Tamanho das áreas

O tamanho proposto dos talhões de queima variou conforme os aceiros naturais (rios e córregos) e artificiais (estradas atuais e abandonadas) que os delimitavam. Portanto, o desenho das parcelas foi definido em função das facilidades práticas para a realização e o controle das queimadas. Em geral, os talhões variavam muito, dependendo da infra-estrutura existente em cada Terra Indígena, e ficaram entre 1.500 e 30.000 hectares aproximadamente, aproveitando os cursos d'água e estradas como aceiros. De acordo com Henriques (2010), o tamanho das áreas a serem queimadas deve ser baseado nas queimadas naturais, para evitar danos maiores à fauna e supondo o seu ajustamento adaptativo, ficando entre 1.000 e 10.000 hectares.

Áreas escolhidas para o manejo com fogo

As comunidades optaram por não aplicar o manejo do Cerrado com fogo em toda a extensão das Terras Indígenas. As áreas foram escolhidas conforme a vegetação e houve uma Terra Indígena (Myky) onde se optou por não aplicar o fogo como ferramenta de manejo da vegetação ou do combustível florestal, por ser recoberta predominantemente por Mata Seca Sempre-Verde ou Floresta Estacional.

As fitofisionomias escolhidas para o manejo compreenderam apenas formações savânicas, como o cerrado sentido restrito; e campestres, como o campo limpo e o campo sujo conforme a classificação de Ribeiro & Walter (2008). A maior parte das parcelas de manejo eram áreas de interflúvio, cercadas por matas ciliares, veredas e buritizais. Em alguns casos, foi proposta pelos índios a proteção destas vegetações arbóreas com aceiros negros, contra fogos ou aceiros mecânicos (IBAMA 2010). Entretanto, na maioria dos casos, os índios argumentaram que o fogo aplicado nas épocas definidas para manejo não causariam danos a estas vegetações e não seria necessário protegê-las. Walter & Ribeiro (2010) afirmam que as fitofisionomias florestais do bioma Cerrado estão menos sujeitas aos incêndios florestais do que as savanas e campos e, dentre as formações florestais e campestres, a vereda, os buritizais e campos úmidos também são menos sujeitas aos grandes incêndios que ocorrem sobre as demais.

O manejo com fogo proposto nestas fitofisionomias (cerrado sentido restrito; campo limpo e campo sujo) pode ajudar na manutenção da sua biodiversidade. Munhoz & Amaral (2010) afirmam que diversas espécies do estrato herbáceo-arbustivo do Cerrado dependem do fogo para sobreviver. Segundo Walter & Ribeiro (2010), o fogo é um elemento natural com que o bioma Cerrado convive ou evolui há milhares de anos e não pode ser simplesmente eliminado nas ações de manejo de suas paisagens.

O uso do fogo nas formações florestais (matas e cerradão) e nas veredas foi amplamente rejeitado pelas comunidades. Segundo relatado, estas áreas queimam somente no final da estação

seca e os efeitos sobre a vegetação são extremamente prejudiciais, com a morte de árvores importantes para a sua subsistência, por fornecer frutas, fibras e madeira. Além disso, muitas vezes causam danos à fauna, como a queima dos ninhos com filhotes de papagaios e araras. De acordo com Walter & Ribeiro (2010), as formações florestais do bioma Cerrado e as veredas são pouco adaptadas à ocorrência deste fenômeno, podendo sofrer danos severos após a passagem do fogo.

A freqüência das queimadas

As comunidades optaram por um regime de queima a cada três anos, com apenas algumas aldeias incluindo regimes de quatro anos. Os índios afirmaram que, a partir do segundo ano de exclusão do fogo, "o cerrado já queima bem e o fogo não se extingue naturalmente por falta de combustível". No terceiro ano, apesar do aumento do combustível disponível, os danos causados ainda são baixos, atingindo predominantemente as plantas menores. Entretanto, a partir do quarto ano de acúmulo, a quantidade de combustível disponível já seria suficiente para causar danos às plantas adultas, como o pequizeiro (*Caryocar brasiliensis*). Sato *et al.* (2010) demonstram que os danos sofridos pela vegetação lenhosa do Cerrado variam de acordo com a freqüência e a época de queima, com a espécie e com o estágio de desenvolvimento. Talvez os danos severos reportados pelos índios em árvores adultas estejam mais relacionados com a freqüência e a época do ano.

Foi reportado pelos índios que o recente aumento na freqüência de incêndios (praticamente anual) vem causando danos severos ao Cerrado. De acordo com Sato *et al.* (2010) os danos ao estrato arbustivo/arbóreo aumentam com a freqüência de queima podendo resultar em mudanças significativas na estrutura e composição florística da vegetação e regimes de queima com intervalos maiores do que quatro anos podem ser aconselháveis. Segundo Andrade & Miranda (2010), a manutenção de áreas com históricos distintos de freqüência de queima pode ser interessante em relação à conservação da biodiversidade e persistência da comunidade como um todo no banco de sementes.

O período das queimadas

Milhares de anos de observação do fogo no Cerrado proporcionaram grande acúmulo de conhecimento sobre os seus efeitos, principalmente nas espécies utilizadas intensivamente pelas comunidades. A floração e frutificação das plantas comestíveis e os ciclos dos animais de médio e grande porte são importantes e foram cuidadosamente incorporados aos princípios que regem o uso do fogo. Parte deste conhecimento pode ser visualizada na Tabela 2, onde estão representados os períodos de maior fragilidade ao fenômeno do fogo (florescimento, frutificação, nidificação, parto e amamentação) das espécies mais utilizadas por estas comunidades.

De acordo com a Tabela 2, o período recomendado para a realização das queimadas de manejo ficou entre fevereiro e junho. A partir de julho começam os períodos de floração e frutificação das plantas importantes. A passagem do fogo nesta época pode causar o aborto destas estruturas, interrompendo o ciclo reprodutivo e forçando a brotação vegetativa. O ditado indígena diz que "quando a flor de pequi aparece, não é mais época de atear fogo no Cerrado" (Narciso Paresi 2007, Terra Indígena Paresi – comunicação pessoal).

Em relação à fauna, foi relatado que a taxa de mortalidade é muito maior nas queimadas modais e tardias (no meio e final da estação seca), devido à maior intensidade e velocidade das frentes de fogo. Além disso, o nascimento dos filhotes geralmente ocorre no final do período seco e começo das chuvas (Tabela 2). Estes filhotes possuem limitações de deslocamento e não conseguem fugir ou se proteger adequadamente das chamas. Silveira *et al.* (1999, citado por Henriques 2010) relata alta mortalidade de animais de grande porte pela ação direta do fogo em alguns incêndios, principalmente no Parque Nacional das Emas, Unidade de Conservação que possui vegetação bastante semelhante à Terra Indígena Paresi, em particular.

Tabela 2 – Espécies mais utilizadas pelas comunidades e susceptibilidade (x) ao fenômeno do fogo conforme os meses do ano.

Table 2 – More commonly used species and their susceptibility to fire according to the months of the year.

Meses do ano	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Períodos de floração/frutificação das plantas												
Jatobá (*Himenaea stigonocarpa*)								X	X			
Cumbarú (*Dipteryx odorata*)								X	X	X		
Marmelada (*Alibertia* spp.)								X	X	X	X	
Fruta de veado (*Pouteria ramiflora*)									X	X	X	
Jabuticaba do campo (*Mouriria pusa*)									X	X	X	
Mangaba (*Hancornia speciosa*)									X	X	X	
Pitomba (*Talisia esculenta*)									X	X	X	
Pequi (*Caryocar basiliense*)	X								X	X	X	X
Araticum (*Annona crassilflora*)	X	X	X	X					X	X	X	X
Períodos de nidificação/parto/amamentação da fauna												
Lobo (*Chrysocyon brachyurus*)							X	X	X			
Seriema (*Cariama cristata*)								X	X	X	X	X
Cateto (*Tayassu tajacu*)	X							X	X	X	X	X
Arara (*Ara ararauna*)	X							X	X	X	X	X
Ema (*Rhea americana*)	X							X	X	X	X	X
Tamanduá (*Myrmecophaga tridactyla*)	X	X						X	X	X	X	X
Veado (*Ozotocerus bezoarticus*)									X	X	X	
Onça (*Panthera onca*)									X	X	X	
Anta (*Tapirus terrestris*)									X	X	X	X
Perdiz (*Rhynchotus rufensis*)	X								X	X	X	X
Papagaio (*Amazona aestiva*)	X	X	X						X	X	X	X

Analisando os resultados apresentados na Tabela 2, construídos a partir das informações coletadas durante a elaboração do quadro de impactos, parece haver uma tendência do ciclo reprodutivo da fauna acompanhar o ciclo da vegetação, garantindo alimentação farta (como frutos zoocóricos) nos períodos de nascimento, crescimento e amamentação dos filhotes. Obviamente, este período coincide com grandes necessidades nutricionais, tanto para os filhotes quanto para os pais, que precisam se recuperar do parto/amamentação/cuidado parietal. Desta forma, a interrupção do ciclo reprodutivo de plantas importantes para a fauna, como marmeladas, pequi, jabuticaba do campo, cumbarú, jatobá, fruta de veado, etc., deve causar a diminuição da taxa de crescimento das crias e de recuperação dos pais, podendo ter efeitos muito além do período em que ocorre o fogo, pois as fêmeas precisam recuperar a condição corporal para entrarem em um novo no ciclo reprodutivo.

Estas conclusões vão de encontro a Henriques (2010) que afirma que a queimada precoce (início da estação seca) tem um impacto maior sobre a fauna e recomenda queimadas tardias (início das chuvas), quando a disponibilidade de alimentação seria maior.

Além disso, os incêndios florestais que ocorrem no meio e no final da estação seca são dificilmente controlados. O fogo atravessa as matas e veredas, onde poderia extinguir naturalmente em outras épocas do ano, atingindo vegetações sensíveis e levando a um aumento no tamanho das áreas atingidas. Walter & Ribeiro (2010) afirmam que na época de seca e em função do acúmulo de combustível, o fogo pode penetrar nas florestas, atingindo matas de galerias, ciliares, matas secas e cerradões, local de ocorrência de muitas das espécies importantes para as comunidades e em geral mais sensíveis ao fogo do que as das formações savânicas.

Além dos efeitos deletérios sobre as plantas e animais, os índios também relataram efeitos benéficos da passagem do fogo em algumas das plantas constantes na Tabela 2. Quando aplicado após a queda dos frutos, o fogo foi relatado como sendo um fator de aumento da produtividade no ano seguinte. Coutinho (1990, citado em Andrade & Miranda 2010) afirma que o fogo transfere nutrientes da camada lenhosa para o estrato herbáceo, pois este possui sistema radicular mais

superficial e absorve melhor os nutrientes. Entretanto, muitos nutrientes são absorvidos por fluxo de massa e a perda de área foliar do estrato herbáceo pode diminuir este fluxo, proporcionando maior infiltração e beneficiando as plantas com raízes mais profundas, como as árvores.

Aplicação do manejo tradicional em outras áreas protegidas

O manejo tradicional proposto pelas comunidades, além da prevenção de incêndios florestais, tem como objetivo potencializar a produção de recursos naturais importantes. Portanto, pode ser mais recomendado para a produção destes recursos, como o pequi, do que para a conservação da biodiversidade. Entretanto, pode fornecer alguns subsídios importantes para o manejo do fogo nas áreas protegidas de cerrado.

Nas unidades de conservação (UC) do Brasil, diferentemente do que ocorre em outros países de mesma latitude como a África do Sul (van Wilgen 2004, 2007), não são aplicadas queimadas de manejo, mesmo nas fitofisionomias comprovadamente dependentes deste fenômeno (Bond & Keeley 2005, Walter & Ribeiro 2010). Este modelo de proteção baseado na exclusão do fogo, prontamente rejeitado pelas comunidades indígenas alvo deste estudo, não conseguiu atingir seus objetivos apesar do elevado aporte de recursos aplicados.

Condições atmosféricas críticas, associadas ao acúmulo de combustível disponível, resultaram em incêndios de grande intensidade e magnitude em diversas UCs, particularmente nos biomas Cerrado e Pantanal. Estes eventos representam justamente aquilo que as comunidades consideraram o pior cenário de fogo para o Cerrado: incêndios com comportamento extremo (alta intensidade e velocidade de propagação), resultando em extensas áreas queimadas (incluindo veredas, buritizais, cerradões e matas) e atingindo as plantas e animais importantes nas épocas do ano em que estão mais suscetíveis aos seus efeitos negativos diretos e indiretos. Além de todos estes problemas, a simples exclusão do fogo destes ecossistemas pode levar à própria diminuição da sua biodiversidade (Walter & Ribeiro 2010), principal objetivo da criação das Unidades de Conservação.

A utilização do fogo no manejo do Cerrado poderia ser a melhor alternativa para a prevenção aos incêndios florestais e seus efeitos deletérios em algumas UCs. A proposta das comunidades indígenas pode indicar alguns princípios a serem investigados, sobretudo em relação à frutificação das espécies zoocórias e os animais de médio/grande porte, áreas em que o conhecimento científico acerca dos efeitos do fogo ainda são pouco conhecidos (Henriques 2010, Sato *et al.* 2010). Entretanto, os resultados apresentados ainda carecem de validação científica e da complementação de estudos para vários grupos da fauna e flora que não foram levados em conta pelas comunidades na sua elaboração.

Ressalta-se que, ao longo de todo o trabalho, foi observada resistência no repasse de informações aos técnicos e os dados apresentados certamente representaram apenas uma pequena amostra do conhecimento acumulado por estas comunidades.

Conclusões

Os objetivos do uso do fogo no Cerrado no plano elaborado em conjunto com as comunidades indígenas foram: evitar a ocorrência de grandes incêndios, manejar a paisagem e potencializar o uso dos recursos naturais.

As áreas escolhidas para o manejo com fogo compreenderam os campos limpos, campos sujos e cerrado sentido restrito.

O uso do fogo foi rejeitado nas formações florestais e veredas.

O tamanho dos talhões a serem manejados variou entre 1.500 a 30.000 hectares.

A freqüência predominante de aplicação das queimadas foi de 3 anos.

O período do ano indicado para a realização das queimadas compreendeu os meses de fevereiro a junho.

O regime de fogo escolhido precisa ser testado cientificamente antes de ser proposto para áreas cujo principal objetivo é a conservação da biodiversidade, como as Unidades de Conservação da Natureza.

Referências bibliográficas

Andrade, L.A.Z. & Miranda, H.S. 2010. O fator fogo no banco de sementes. *In*: Miranda, H.S. (org.). **Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo.** Brasília-IBAMA.

Baldini, M.; M.V.; Falleiro, R.M.; Horie, C.A.C.; Toledo, Correa, M.A.; Gonçalves, L.G. & Tozzi, J. G. 2007. **Curso de controle do fogo nas Terras Indígenas Irantxe, Myky, Paresi e Tirecatinga.** Relatório Técnico. IBAMA. 44p.

Bond, W.J. & Keeley, J.E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**, 20(7): 387-394.

Falleiro, R.M.; Horie, C.A.C.; Toledo, M.; Baldini, M.V.; Correa, M.A.; Gonçalves, L.G. & Tozzi, J. G. 2011. Control of forest fires in indigenous lands of cerrado: a case of Tangará da Serra-Mato Grosso, Brazil. *In*: International Wildland Fire Conference. **Proceedings of the *5th*....** Sun City - South Africa.

França, H.; Ramos-Neto, M. B. & Setzer, A.. 2007. **O fogo no Parque Nacional das Emas.** MMA/ BRASIL.

FUNAI - **Fundação Nacional do Índio.** <http://www.funai.gov.br>. (Acesso em 15/07/2010).

Henriques, R.P.B. 2010. Efeito do fogo na fauna de mamíferos do Cerrado. *In*: Miranda, H.S. (org.). **Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo.** Brasília-IBAMA.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. MMA. 2009. **Roteiro Metodológico para Elaboração de Planos Operativos de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais.** CNIA/Brasília.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2010. **Manual do Brigadista**/Brasília: IBAMA. 51 p.

Melo, M.M. 2007. **A confluência entre a ecologia do fogo e o conhecimento Xavante sobre o manejo do fogo no Cerrado.** Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável). Universidade de Brasília. 127p.

Miranda, H.S.; Neto, W.N. & Neves, B.M.C. 2010. Caracterização das queimadas de Cerrado. *In:* Miranda, H.S. (org.). **Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo.** Brasília-IBAMA.

Munhoz, C.B.R. & Amaral, A.G. 2010. Efeito do fogo no estrato herbáceo-subarbustivo do Cerrado. *In:* Miranda, H.S. (org.). **Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo.** Brasília-IBAMA.

Ramos-Neto, M.B. & Pivello, V.R. 2000. Lightining fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management satrategies. **Environmental Management**, v. 26, p. 675-684.

Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. *In*: Sano, S.M.; Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. (Ed.). p. 151-212. **Cerrado**: **Ecologia e Flora**. Vol. 1. Brasília: Embrapa Cerrados/ Embrapa Informação Tecnológica.

Sato, M.N., Miranda, H.S. & Maia, J.M.F. 2010. O fogo e o estrato arbóreo do Cerrado: efeitos imediatos e de longo prazo. *In*: Miranda, H.S. (org.). **Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo.** Brasília-IBAMA.

Van Wilgen, B.W.; Govender, N.; Biggs, H.C.; Ntsala, D. & Funda, X.N. 2004. Response of savanna fire regimes to changing fire-management policies in a large african national park. **Conservation Biology.** 18(6): 1533-1540.

Van Wilgen, B.W.; Govender, N. & Biggs, H.C. 2007. The contribution of fire research to fire management: a critical review of a long-term experiment in the Kruger National Park, South Africa. **International Journal of Wildland Fire**. 16: 519-530.

Velez, R. 2005. **La defensa contra incêndios forestales: fundamentos y experiências**. MC Graw Hill. 800p.

Walter, B.M.T. & Ribeiro, J.F. 2010. Diversidade fitofisionômica e o papel do fogo no bioma Cerrado. P. 59-76. *In*: Miranda, H.S. (org.). **Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo.** Brasília-IBAMA.

Regime de Queima das Caçadas com Uso do Fogo Realizadas pelos Xavante no Cerrado

Mônica Martins de Melo[1], Carlos Hiroo Saito[2]

Recebido em 1/4/2011 – Aceito em 3/10/2011

RESUMO – A literatura tem subestimado a questão das queimadas aplicadas aos ecossistemas silvestres com propósitos culturais. Apesar disso, há indicações de que o fogo foi largamente utilizado como ferramenta de manejo pelos povos indígenas em diversos tipos de ecossistemas. No Brasil, os indígenas utilizaram e ainda hoje usam o fogo como ferramenta de manejo. O objetivo deste artigo é investigar e caracterizar os aspectos que integram o regime de queima adotado nas caçadas com fogo realizadas pelos Xavante, e oferecer subsídios para o manejo sustentável do fogo no Cerrado. Na primeira etapa de campo, foram realizadas entrevistas estruturadas que tiveram como base um roteiro contendo questões que têm sido formuladas pelas pesquisas atuais em ecologia do fogo. Na segunda etapa, considerando os resultados da primeira fase e o entendimento das concepções ambientais dos pesquisados, foram realizadas entrevistas parcialmente estruturadas. As caçadas com fogo são realizadas no período da seca, entre os meses de junho e setembro. A periodicidade de queima e a mudança de localização vão depender do tipo de fitofisionomia. Os Xavante realizam uma queima prévia, que ocorre depois do período de chuva, como uma das formas de controle, assim como fazem o planejamento das áreas a serem queimadas. A definição do período de repouso das áreas após a queima depende de avaliação dos anciões. A atividade de caçada com uso do fogo apresenta resultados semelhantes ao padrão tradicional de queima indígena relatado pela literatura.

Palavras-chave: caçada com fogo; Mato Grosso; ecologia do fogo; regime de queima; xavante.

ABSTRACT – Science literature has underestimated the fire management with cultural purposes. Nevertheless, there are evidences that fire was broadly used as a management tool by indigenous people in different types of ecosystems. In Brazil, the indigenous have been using fire as a management tool. The objective of this article is to investigate and characterize the aspects which integrate the fire regimen adopted within hunting with fire by Xavante, and offer subsides to a sustainable management of fire in Cerrado. In the first phase of research, it was done structured interviews based on a list of main themes proposed by researches in ecology of fire. In the second phase, considering the results of the previous phase and the understandings about the indigenous environmental concepts, partially structured interviews were done. The huntings with fire were done in the dry season, between June and September. The periodicity of the burnings and the changes in the location of fire are dependent of the phytophysiognomy. The Xavante do previous burnings, just after the end of the rainy season, as part of strategy to control fire, jointly with the planning of the burning sites. The definition of the resting period of the sites depends on the evaluation by older people. The activity of hunting with fire presents similar results to the traditional patters of burning by indigenous societies according to the scientific literature.

Keywords: hunting with fire; Mato Grosso State; ecology of fire; fire regimen; xavante.

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, EQS 103/104, Bloco A, Complexo Administrativo Sudoeste, Brasília-DF, Brasil, 70.670-350. E-mail: monica.icmbio@gmail.com

[2] Universidade de Brasília (UnB), Departamento de Pós-Graduação em Ecologia, Brasília-DF, Brasil, Caixa Postal. E-mail: carlos.h.saito@hotmail.com

Introdução

As especificidades do Cerrado e as possíveis correlações com o fator fogo

O Cerrado é considerado um complexo de formações, que vão desde o campo limpo até o cerradão, incluindo as fitofisionomias intermediárias (campo sujo, campo cerrado e cerrado *sensu stricto*), que representam suas formas savânicas (Coutinho 1978). As fisionomias naturais do Cerrado podem ser modificadas pelo fogo periódico, que altera a proporção entre herbáceas e lenhosas, tornando a camada lenhosa menos densa e baixa (Coutinho 1990, Eiten 1994). Entretanto, "se o fogo ocorre somente duas vezes por década em média ou menos, a fisionomia básica do cerrado não se altera" (Eiten 1994:27). Quanto mais aberta a estrutura da savana, maior a susceptibilidade a queimadas. Os mosaicos de florestas não são propensos a queimas e somente queimam quando o fogo é muito intenso (Pivello & Ramos-Neto 2000). A distribuição das fisionomias é uma informação importante para se estabelecer um manejo do fogo adequado para determinada área do Cerrado (Ramos-Neto 1997).

O fogo no Cerrado é um fator que afeta desde a composição florística das comunidades até o fluxo de energia. O ciclo dos nutrientes minerais é um dos aspectos influenciados pelas queimadas, que aceleram a velocidade de remineralização da biomassa e da transferência de nutrientes minerais (Coutinho 1979). A passagem do fogo estimula a floração de muitas espécies herbáceas e subarbustivas, sincronizando a produção de flores e permitindo a polinização cruzada. As espécies que dispersam suas sementes pelo vento também são favorecidas pelos efeitos do fogo, que limpa o solo e favorece o deslocamento das sementes (Coutinho 1990). Em ecossistema de campo cerrado, foi observado que o fogo promove a abertura de frutos e favorece a dispersão de sementes de algumas espécies[1] (Coutinho 1977). A diversidade de adaptações ao fogo, principalmente das espécies herbáceas, algumas consideradas dependentes do fogo, sugere que este é um componente antigo do Cerrado (Coutinho 1982). Determinadas características típicas da vegetação desse bioma, como a tortuosidade e o estímulo ao rebrotamento e à floração da camada herbáceo-subarbustiva, foram relacionadas com a ocorrência de queimadas (Warming 1908).

O fogo influencia a diversidade e a dinâmica dos ecossistemas, não podendo, entretanto, ser considerado como um evento isolado, pois depende das condições de combustível e do clima, que, por sua vez, variam no tempo e no espaço. Dentre as causas de sua variabilidade, relacionam-se a fertilidade do solo, a precipitação, os níveis de herbivoria e as condições climáticas durante a realização da queima (van Wilgen *et al*. 2003).

O clima tropical úmido da região do Cerrado, com inverno seco (estação seca) e verão chuvoso (estação chuvosa), impõe uma forte sazonalidade à vegetação, principalmente para as gramíneas que secam no inverno (Pivello & Ramos-Neto 2000). A estação da seca (maio/setembro) apresenta alta incidência de queimadas, que ocorrem principalmente por meio da queima do estrato herbáceo (Andrade 1998). Observa-se que a maior parte das queimadas em savanas acontece durante a estação da seca e tende a ser de superfície, uma vez que se queima principalmente a vegetação herbácea (Trollope 1984). O fenômeno é caracterizado por um sincronismo, ou seja, o acúmulo de biomassa (produzida na estação chuvosa) e a ocorrência de incêndios (resultante do ressecamento dessa biomassa na estação seca). Entretanto, as queimadas naturais, no período chuvoso, provocadas por raios, podem minimizar as consequências desse sincronismo.

[1] *Anemopaegma arvensis, Gomphrena macrocephala, Jacaranda decurrens* e *Nautonia nummularia* (Coutinho 1977).

As queimas naturais são consideradas frequentes e importantes para a dinâmica do Parque Nacional das Emas, no estado do Goiás (Ramos-Neto & Pinheiro-Machado 1996, Ramos-Neto 1997, 2000, Pivello & Ramos-Neto 2000).

> "Estas queimadas naturais servem para criar mosaicos de áreas com diferentes quantidades de biomassa combustível, servindo assim como barreiras naturais ao deslocamento do fogo. Considerar que a supressão do fogo no cerrado é uma conduta de não interferência é o mesmo que impedir que ocorram geadas numa região onde a ocorrência de geada é ocasional. Por maiores danos aparentes que uma geada possa provocar na vegetação, ela deve ser vista como um evento natural, importante na dinâmica das populações da área" (Ramos-Neto 2000:19).

A caracterização do regime de queima para o manejo do fogo e as práticas tradicionais de queima

Atualmente, o regime de queima tem sido utilizado para avaliar os efeitos do fogo na vegetação do Cerrado (Sato 1996, 2003, Silva 1999, Medeiros 2002, Miranda 2002, Ramos 2004). O regime de queima é determinado por um conjunto de características históricas das queimadas. Para sua definição são utilizados os seguintes parâmetros: frequência de queima, intensidade, tamanho da área, tipo de fogo e época do ano de ocorrência das queimadas. O manejo do fogo deve ser estabelecido a partir da compreensão do regime de queima ideal para determinada área. Nessa perspectiva, o conceito de regime de queima é importante para evitar o tratamento da queimada como um evento isolado (Whelan 1997).

Apesar das indicações sobre a necessidade de se encontrar um regime de queima adequado para o Cerrado, a fim de evitar incêndios acidentais de grandes proporções (Coutinho 1990, Ramos 1990, Sato *et al.* 1998, Pivello & Ramos-Neto 2000), observa-se que a ecologia do fogo ainda não chegou a um consenso sobre a frequência ideal, que pudesse, ao mesmo tempo, manter a densidade e a diversidade da vegetação arbustiva e lenhosa nas diferentes fitofisionomias que integram esse bioma.

Considera-se que a compreensão das práticas de fogo tradicionais pode fornecer subsídios na solução de questões atuais, relacionadas ao manejo do fogo (Russell-Smith *et al*. 1997a,b, Preece 2002, Laris 2002, Mistry *et al*. 2005). Apesar disso, há poucos estudos com enfoque no conhecimento sobre as práticas de uso do fogo realizadas pelos povos indígenas. A literatura tem subestimado a questão das queimadas aplicadas aos ecossistemas silvestres com propósitos culturais. Entretanto, há indicações de que o fogo foi largamente utilizado como ferramenta de manejo pelos povos indígenas em diversos tipos de ecossistemas (Anderson 1999). A queima para o cultivo de grãos era uma das estratégias de manejo da vegetação difundida entre os povos *Gitksan* e *Wet"suwet'en*, do nordeste da British Columbia, Canadá (Gottesfeld 1994). O fogo, associado à poda, foi utilizado por povos indígenas da Califórnia como técnica de manejo para modelar a estrutura do ecossistema, reduzir a ocorrência de insetos e doenças, e para induzir determinados aspectos morfológicos e fisiológicos da vegetação, a fim de obter materiais para confecção de cestarias. Essas práticas destinavam-se também a criar mosaicos de estágios diferenciados de crescimento, contribuindo para aumentar a diversidade estrutural e de espécies da vegetação (Anderson 1999). Grupos de caçadores-coletores da América do Norte e da Austrália, vivendo em ambientes marginais ou apenas visitando habitats menos produtivos, construíram estratégias de manejo do fogo semelhantes, para administrar a abundância relativa e a distribuição de plantas e animais (Lewis & Ferguson 1988).

Este trabalho tem como objetivo investigar e caracterizar os aspectos que integram o regime de queima adotado nas caçadas com fogo realizadas pelos Xavante das Terras Indígenas Areões e Pimentel Barbosa, no Estado do Mato Grosso, e representa uma parte do trabalho de doutoramento de Melo (2007).

Procedimentos Metodológicos

Foram realizadas duas etapas de trabalho de campo. A primeira ocorreu em abril de 2001, quando foram visitados os Xavante da Terra Indígena Pimentel Barbosa. A segunda, realizada entre os meses de julho e agosto de 2002, focalizou os Xavante das Terras Indígenas Pimentel Barbosa e de Areões. No total, foram gravadas dezessete horas de entrevistas.

Inicialmente, com base em pesquisa bibliográfica, foi elaborado um roteiro contendo questões relativas ao manejo do fogo, que têm sido discutidas atualmente na área de ecologia do fogo. Esse roteiro foi utilizado para subsidiar as entrevistas estruturadas da primeira viagem de campo. Após a primeira fase de campo, foi possível obter noções sobre as concepções ambientais e culturais relativas ao manejo do fogo praticado pelos pesquisados. A partir desses resultados, formatou-se a entrevista "parcialmente estruturada", segundo classificação de Viertler (2002), utilizada na segunda fase de trabalho de campo, com o objetivo de buscar informações específicas sobre os diversos aspectos que integram a prática de caçada com fogo dos Xavante.

Utilizou-se a metodologia de Análise de Conteúdo, sob a perspectiva de Bardin (1977), para analisar os resultados das entrevistas. A partir da transcrição das fitas gravadas e da análise dos registros de campo (fotos e anotações manuscritas), procurou-se estabelecer uma avaliação das atividades intelectuais e práticas dos Xavante em relação ao uso do fogo, tentando identificar padrões de manejo que pudessem ser comparados com os resultados das pesquisas científicas em ecologia do fogo. Buscou-se por fim compreender a conexão existente entre os aspectos simbólicos, conceituais e de percepção da natureza (o corpus) e a prática de uso do fogo.

As entrevistas foram gravadas com a anuência dos Xavante entrevistados e do Conselho Xavante, que indicou os membros do grupo para essa finalidade. O projeto contou ainda com autorização formal da Fundação Nacional do Índio (FUNAI).

Resultados e discussão

Regime de queima e as fitofisionomias identificadas pelos Xavante

As caçadas com fogo são realizadas no período da seca, entre os meses de junho e setembro. Não são feitas na mesma área. A periodicidade de queima e a mudança de localização vão depender do tipo de fitofisionomia. Na definição do padrão de queima das diversas fitofisionomias, os Xavante consideram os seguintes fatores: a intensidade e a velocidade de propagação do fogo; a periodicidade de queima; o tempo de recuperação de cada fitofisionomia e das espécies da fauna mais encontradas em cada uma delas.

Com base nas análises e sistematizações das informações das entrevistas sobre o processo de decisão, observa-se que, entre os Xavante, a periodicidade de queima varia em conformidade com as características de cada fitofisionomia. Identificam que o *ape* (campo de murundus[2]) recupera-se mais rápido do que o *ambhu* (cerrado *sensu stricto*). Informam que, no *ape*, o capim cresce e seca mais rapidamente, indicando a periodicidade de 1 a 2 (anos) para queima. Dependendo da dificuldade de recuperação da vegetação, a frequência pode passar de anual para bienal. Tendo em vista as características do *ape*, os Xavante informam que a época de queima deve ocorrer entre os meses de junho e julho. Consideram muito perigoso queimar o *ape* depois de julho, quando o vento já está muito forte. Para o *ropthudu* (campo sujo) indicam a periodicidade de 1 a 2 (anos), mas com época de queima em julho. No caso do *ambhu* (cerrado *sensu stricto*), indicam a periodicidade de 3 a 4 (anos), com época de queima entre os meses de agosto e setembro.

[2] Murundus são microrrelevos, que variam entre 0,1 a 1,5 metros de altura e a 0,2 a mais de 20 metros de diâmetro, e estão presentes em algumas formações savânicas do Cerrado (Ribeiro & Walter 1998).

Dependendo da extensão da área de ocorrência das fitofisionomias, poderá haver uma ou mais caçadas com fogo no mesmo ano, mas em locais diferentes de cada uma delas. Ou seja, se ainda restar uma extensão passível de queima, os Xavante poderão realizar aí outra caçada com fogo no mesmo período da mesma estação seca. E, dependendo da dificuldade de recuperação da vegetação, a frequência pode passar de anual para bienal, nos casos das fitofisionomias campo de murundus (*ape*) e *ropthudu* (campo sujo), ou de trienal para quadrienal, no caso do *ambhu* (cerrado *sensu stricto*), pois o sucesso da caçada está diretamente relacionado às condições e especificidades de cada fitofisionomia.

Supressão total de queima no Cerrado

Alguns dos Xavante entrevistados informaram que seria necessário esperar até quatro anos para queimar o Cerrado. Ao falar sobre o uso do fogo feito pelos Xavante em suas caçadas, o missionário Bartolomeu Giaccaria (comunicação pessoal[3]), que convive com esse povo desde a década de 1950, afirma que, naquela época, em suas tradicionais caçadas com fogo, esses indígenas nunca queimavam uma mesma área dois anos seguidos. Eles mantinham um intervalo de queima que variava de quatro a seis anos. Observa, entretanto, que o repouso por um período maior, de oito a dez anos, por exemplo, traria grandes prejuízos à flora, devido ao acúmulo excessivo de material inflamável. O uso do fogo, nestas circunstâncias, "provocaria queimas tão intensas que nem a planta do cerrado resistiria".

No estudo realizado por Ramos (1990), constatou-se que "O impacto do fogo sobre as plantas lenhosas estabelecidas, protegidas contra o fogo por treze anos, foi maior do que sobre as plantas que queimam bienalmente" (1990:55). De acordo com a autora, os dados obtidos em seu trabalho "não dão suporte à supressão total de queima por longos períodos" (1990:55), por considerar que esse procedimento implicaria em acúmulo de combustível, "proporcionando um aumento da intensidade do fogo e consequentemente, maior dano para a vegetação lenhosa" (1990:55).

> "Queimadas em rodízio, em parcelas pequenas e com regimes adequados, reduziriam os riscos de grandes queimadas acidentais, permitiriam às plantas completar seus ciclos biológicos, acelerariam a ciclagem dos nutrientes minerais e aumentariam a produtividade dos ecossistemas, além de suprir os animais com alimentos, durante os difíceis meses de seca" (Coutinho 1990:29).
>
> "As altas taxas de mortalidade obtidas após um longo período de proteção contra o fogo e o pequeno número de espécies comuns às três áreas que não sofreram redução no número de indivíduos demonstram que é necessário estabelecer um regime de queimadas adequado para a vegetação do cerrado, de tal forma que seja possível remover o acúmulo de combustível sem alterar de forma significativa a estrutura e composição da vegetação" (Sato & Miranda 1996:109).

Ramos-Neto & Pinheiro-Machado (1996) identificaram a correlação entre a frequência de grandes incêndios, ocorridos no Parque Nacional das Emas (GO), e o processo fenológico da espécie capim-flecha (*Tristachya leiostachya*). O acúmulo de biomassa dessa espécie, a partir do segundo ano após a queima, está relacionado com a periodicidade dos grandes incêndios. Esses autores sugerem uma revisão das condutas de manejo do fogo nessa unidade de conservação. E, conforme Pivello & Ramos-Neto (2000), a estratégia de supressão total do fogo é inadequada para os objetivos de conservação do bioma Cerrado. Queimadas extensivas e mais quentes tenderão a

[3] Entrevista realizada em outubro de 2005, Nova Xavantina (MT).

ocorrer periodicamente, quando houver acúmulo de material combustível, demandando grandes esforços e custos para serem controladas.

Essas proposições assemelham-se às informações dos Xavante sobre a necessidade de realizar uma queima prévia, após o período das chuvas, como uma das estratégias de controle do fogo. Essa concepção está presente também entre os índios Krahó, que realizam uma queima prévia em abril, "sapecar", como eles dizem, com a finalidade de evitar a ocorrência de grandes incêndios nos meses subsequentes (grupo Krahó, comunicação pessoal, 2000).

Avaliando os efeitos de queimadas acidentais em fitofisionomias de cerrado *sensu stricto*, cerrado denso e cerradão, Ramos (1990) observou que a queima não causa mortalidade significativa, a curto prazo, em plantas lenhosas já estabelecidas. Identificou impactos diferenciados do fogo sobre a vegetação, em função dos parâmetros altura e diâmetro da vegetação, que resultaram em diminuição da densidade arbórea e redução do porte. Em termos de manejo, para fins conservacionistas, a supressão total do fogo por um período longo não foi indicada.

Resultados da ecologia do fogo a partir de experimentos com queimadas prescritas

Atualmente, estudos experimentais, com queimadas prescritas, demonstram que queimas frequentes causam efeitos adversos de grande impacto na vegetação lenhosa do Cerrado. Especificamente em relação ao cerrado *sensu stricto*, para vegetação submetida à queima após 18 e 2 anos de proteção, Sato (1996) identificou redução na taxa de mortalidade de 13% para 6,4%. Sato & Miranda (1996), em queimas prescritas após 18 anos de proteção, verificaram taxas de mortalidade semelhantes: 15,6% (junho), 13,0% (agosto) e 13,5% (setembro), que também sugerem impacto na estrutura do estrato arbóreo-arbustivo. Testando regimes de queimas bienais (agosto e setembro), Sato *et al.* (1998) identificaram taxas mais elevadas de mortalidade da vegetação no regime tardio (setembro). Sugerem que os regimes bienais modificam a estrutura da vegetação para uma forma mais aberta. Por sua vez, Sato (2003), avaliando regimes de queima bienal (precoce, modal e tardio), observou um aumento cumulativo nas taxas de mortalidade da vegetação. Comparativamente, os regimes modal (agosto) e tardio (setembro) apresentaram maiores taxas de mortalidade. Em termos de manejo, identificou que o início da estação seca (precoce) é a época mais adequada para se realizar queimadas com frequência bienal.

Estudos em área de campo sujo, com queimadas prescritas, realizadas no mês de agosto, com regimes de 18 meses e 2 anos de proteção, Silva *et al.* (1996) identificaram taxas de mortalidade de 7,2% e 19,1%, respectivamente, caracterizando impactos desses regimes na estrutura da vegetação lenhosa. Avaliando o regime anual, em área protegida do fogo por 23 anos, Medeiros & Miranda (2005) registraram altas taxas de mortalidade de lenhosas, nas classes de menor diâmetro (2 e 3 cm). Consideraram que a frequência anual não assegurou um intervalo de tempo suficiente para o espessamento da casca nas rebrotas e também para o crescimento além da zona de chamas.

Estabelecendo um paralelo entre os dados desta pesquisa, sobre a atividade de caça com uso do fogo realizada pelos Xavante, com os resultados da ecologia do fogo, reportados acima, é possível fazer as seguintes considerações: a) a frequência de queima realizada pelos Xavante em campo sujo tem sido elevada; apesar de realizarem a queima no mês de julho, e não em agosto, o fazem anual ou bienalmente. Regimes de queima anual e bienal, realizados em agosto (modal), têm causado impactos sobre a vegetação lenhosa de campo sujo (Silva *et al.* 1996, Medeiros & Miranda 2005); b) a queima praticada pelos Xavante no cerrado *sensu stricto* pode ser considerada de frequência moderada, mas é feita no mês de agosto (modal). Observa-se que, de acordo com Sato (2003), em termos de manejo, o início da estação seca (precoce) é a época mais adequada para se realizar queimadas com frequência bienal, em cerrado *sensu stricto*.

Contudo, em relação ao exposto, devem ser consideradas algumas características das queimadas realizadas segundo a tradição Xavante. As queimas tendem a variar em função das

condições ambientais das áreas dentro das terras indígenas (combustível acumulado, vento, topografia, barreiras naturais, extensão da área, tipo de vegetação, presença de grandes herbívoros). Destaca-se também o fato de as queimadas serem realizadas nas diversas fitofisionomias em períodos distintos de uma mesma estação da seca, criando mosaicos de áreas em estágios diferenciados de queima. Configura-se, portanto, um contexto mais complexo, no qual se conjugam algumas variáveis que necessitam de uma avaliação experimental adequada, com utilização dos instrumentais da ecologia do fogo.

Possibilidades de integrar o conhecimento indígena na construção de estratégias de manejo do fogo

Evidencia-se que o padrão de queima da atividade de caça com uso de fogo, realizada pelos Xavante, conjuga diferentes regimes. Queimadas precoce, modal e tardia são realizadas ao longo da estação da seca, variando espacial e temporalmente, em função das características fitofisionômicas, da disponibilidade de fauna associada a essas formações, e de questões culturais. Esses regimes resultam em um mosaico de áreas em estágios diferenciados de queima, e também em locais não submetidos a queima. Neste caso, aponta-se para a valorização justamente da diversidade da matriz de paisagem, não apenas do ponto de vista da diversidade fitofisionômica, como geralmente é evidenciado, mas também da diversidade de estágios e padrões de queima.

Segundo a literatura, o regime de queima utilizado por povos indígenas não é aleatório, estando correlacionado com os objetivos de manejo que estes pretendem alcançar. Conforme Lewis & Ferguson (1988), vários grupos de caçadores-coletores culturalmente distintos, ocupando áreas ambientalmente diversas, desenvolveram padrões de queima semelhantes, como uma estratégia comum para aumentar o rendimento de áreas marginais, caracterizadas por baixa produtividade primária. Práticas de queimadas realizadas no norte do Canadá (Alberta), na América do Norte e na Austrália, foram consideradas estratégias funcionalmente paralelas, sobretudo quanto à manutenção dos *jardins de queima* – "fire yards[4]" e dos *corredores de queima* – "fire corridors[5]".

Anderson (1999) observou que o padrão de queima e de poda, no caso do uso do fogo para obtenção de materiais para confecção de cestarias, era muito frequente, anual, com queimadas de baixa intensidade. De acordo com Hallam (1985), os padrões de queima indígena, na Austrália Ocidental, não variavam aleatoriamente, pelo contrário, dependiam diretamente das condições ambientais em termos de micro-habitats, zonas de vegetação e abundância relativa de recursos. Quanto ao padrão de queima para o cultivo de grãos, praticado pelos povos *Gitksan* e *Wet"suwet'en*, do nordeste da British Columbia, Gottesfeld (1994) identificou que as espécies utilizadas eram submetidas a queimadas a cada quatro anos para manter a produtividade. Essas queimadas foram caracterizadas como de superfície, por não consumir o limite orgânico do solo.

Anderson & Posey (1985) observaram que os Kayapó não queimam determinadas áreas simultaneamente. Para proteger locais específicos, antes de realizar a queima, criam barreiras ao redor, com a retirada de arbustos e gramíneas secas. Por outro lado, não impedem a queima de outras áreas, com o objetivo de estimular o crescimento e a produção de algumas espécies de frutas.

Mistry *et al*. (2005), pesquisando o uso tradicional do fogo, observaram que os Krahó utilizam o fogo como ferramenta de manejo ao longo da seca. O fogo é utilizado desde o início da estação seca, em abril, até setembro, na seca tardia. Algumas áreas são deixadas sem queimar por alguns

[4] Jardins de queima – "*fire yards*" são caracterizados como clareiras feitas em áreas arborizadas, mantidas por queimadas, com a finalidade de obter maior abundância de recursos vegetais e animais, aumentando a previsibilidade de caça (Lewis & Ferguson 1988).

[5] Corredores de queima – "*fire corridors*" são caracterizados como trilhas feitas ao longo de rios, brejos e cordilheiras, mantidas por queimadas, com a finalidade de obter maior abundância de recursos vegetais e animais, aumentando a probabilidade de sucesso na caça (Lewis & Ferguson 1988).

anos, dependendo do recurso a ser manejado e também do significado cultural e espiritual que determinados espaços representam nesse território. Conforme os autores, esse processo resulta em um mosaico de áreas queimadas e não-queimadas que tem favorecido a manutenção da biodiversidade dentro da Terra Indígena. Defendem o uso dessa estratégia de mosaicos de queima como um mecanismo de promoção da biodiversidade da fauna e flora do Cerrado.

A necessidade de pousio para recuperação do ambiente, de acordo com as especificidades de cada fitofisionomia, também é considerada no processo de decisão dos Xavante sobre a periodicidade de queima. Para alguns, o tempo de recuperação equivale ao período necessário para ter combustível suficiente para produzir uma queimada adequada. Outros citam a necessidade de repouso para recuperação ambiental, e há aqueles que se referem aos dois fatores conjuntamente. Ressalte-se, porém, que o tempo de recuperação de cada ambiente é definido, entre os Xavante, pelo conhecimento dos mais velhos no *Warã*[6].

No entanto, esse tempo de recuperação pode ser gradativamente diminuído, à medida que os Xavante aumentam a frequência de queimadas, ainda que praticando o fogo em mosaico. Esse aumento de frequência tem sido relatado por Leeuwenberg *et al.* (2000) ao dizerem que isto causa declínio da população de animais silvestres objeto de caça pelos Xavante. Na verdade, o que se conjectura é que a lógica deva ser invertida, ou seja, é a diminuição da fauna que estaria ocasionando maior esforço de caça com o uso de fogo, e a diminuição da fauna estaria associada à transformação da paisagem nas cercanias da Terra Indígena (TI). As imagens de satélite e a verificação em campo têm mostrado que o entorno das TIs está se convertendo totalmente em monocultura de soja, restando apenas as próprias TIs como ilhas de vegetação nativa preservadas, onde essa fauna se refugia. Porém, as dimensões restritas das TIs seriam insuficientes para manter grande contingente populacional de fauna silvestre, e com menos avistagem e taxa de captura de animais nas caçadas, a frequência de caçadas de fogo pode aumentar, alterando o equilíbrio estabelecido com o manejo do fogo tradicional. Assim, corre-se um duplo risco: de deixar de praticar o manejo tradicional do fogo e, portanto, introduzir perturbação no manejo do Cerrado, e de perder esse conhecimento, à medida que o tempo passa e a prática deixa de ser seguida.

Por sinal, a própria alteração da paisagem no entorno das TIs, com uma crescente homogeneização, considerando-se o predomínio das monoculturas, pode levar à perda da heterogeneidade fitofisionômica da paisagem que, por sua vez, prejudicaria a manutenção da heterogeneidade da matriz de paisagem, tendo como um de seus elementos a diversidade de estágios e padrões de queima a que essa mesma fitofisionomia estaria submetida.

Segundo Preece (2002), para se manejar as savanas da atualidade, não basta entender os processos contemporâneos. É necessário também conhecer como elas foram manejadas no passado e sob que condições de regimes de fogo. Yibarbuk *et al.* (2001) reconhecem que os objetivos de manejo do fogo, formulados pelos guardiões aborígenes, são coerentes com aqueles difundidos para conservação e manejo de ecossistemas.

Conforme Russell-Smith *et al.* (1997a), o manejo do fogo realizado pelos aborígenes que vivem na região ocidental do Arnhem Land, norte da Austrália, oferece um modelo de conservação aplicável aos ambientes de savana propensos à queima. As práticas de queimas aborígenes iniciam-se na estação seca precoce e são realizadas sistematicamente ao longo dessa estação. Apesar de identificarem ocorrência de impactos em comunidades vegetais sensíveis ao fogo, os autores consideram que o efeito da progressiva queima sistemática, especialmente no início e no meio da

[6] O *Warã* representa o conselho formado pelos homens adultos, que se reúnem diariamente ao amanhecer e ao final da tarde. Os Xavantes, sentados ou deitados, distribuem-se hierarquicamente em um círculo, cujo centro é ocupado somente pelos velhos. Nessas ocasiões, eles discutem as pendências do dia, relatam as atividades políticas e sociais e planejam as caçadas e pescarias. As decisões são tomadas após pausadas falas (Leeuwenberg & Salimon 1999).

estação da seca, foi e ainda é uma prática conservativa. Entendem que a interrupção de práticas tradicionais, verificada em passado recente, causou maior impacto às comunidades sensíveis, pelo fato de ter aumentado a ocorrência de queimadas mais intensas e extensas na estação seca tardia ("late dry season burns").

No Kakadu National Park, norte da Austrália, a partir de meados de 1980, com o manejo do fogo realizado pela agência de conservação do parque, juntamente com os aborígenes, foi possível alterar o regime de queima tardio ("late dry season burns") para um regime de queima de baixa intensidade ("early dry season burns"), tendo ainda restringido a ocorrência de grandes incêndios no local (Russell-Smith *et al.* 1997b).

No Kruger National Park, África do Sul, o manejo do fogo tem sido utilizado há décadas (van Wilgen *et al.* 2003). Fazendo um levantamento histórico desse manejo, esses autores mostram a dinâmica das tendências ao longo do tempo. No primeiro momento, buscou-se a supressão do fogo. Posteriormente, quando o fogo passou a ser considerado fator integrante daquele ecossistema, foram estabelecidas queimas prescritas por um período de trinta e seis anos. Entretanto, no final da década de 1980, essa política passou a ser questionada devido ao fortalecimento do debate sobre os resultados de queimadas naturais, que poderiam produzir maior variedade de regimes de queima. A partir de 1992, adotou-se a política de queimas naturais, "called lightning-ignited fires to burn freely", com o propósito de prevenir, suprimir e/ou conter qualquer outra queima que não fosse natural. Atualmente, utiliza-se uma abordagem integrada que combina a ocorrência de queimadas naturais com a estratégia de "patch mosaic burning"[7]. Na discussão dessas proposições, esses autores consideram também as medidas implementadas no Yellowstone National Park, no Serengeti National Park e no Kakadu National Park.

Yibarbuk *et al.* (2001) mostram que a integridade ecológica das áreas adjacentes ao Kakadu National Park resulta da manutenção de práticas tradicionais de manejo do fogo adotadas pelos aborígenes que ocupam a região. Argumentam que a manutenção da diversidade das savanas depende da realização de um manejo especializado, que poderá ser alcançado com o desenvolvimento de programas cooperativos com as comunidades indígenas locais.

Quanto ao Brasil, apesar de não ter sido instituído oficialmente o manejo do fogo para as Unidades de Conservação da Natureza, as queimadas naturais têm sido consideradas importantes para a dinâmica dos mesmos, podendo-se citar como exemplo o Parque Nacional das Emas (PNE). Afirma-se que "essas queimadas naturais servem para criar mosaicos de áreas com diferentes quantidades de biomassa combustível, servindo assim como barreiras naturais ao deslocamento do fogo" (Ramos-Neto 2000:19). Como estratégia de manejo para o PNE, sugere-se integrar as queimadas naturais com a "queima em mosaico", em áreas delimitadas por aceiros (Ramos-Neto 1997:678).

Conclusões

A atividade de caçada com uso do fogo, praticada pelos Xavante, integra um conjunto de conhecimentos e apresenta resultados que se assemelham ao padrão tradicional de queima indígena que tem sido relatado pela literatura. Dentre outros, destaca-se os seguintes aspectos: a) queima no início da estação seca, como forma de evitar queimadas mais intensas e de grandes extensões subsequentes; b) algumas queimas são realizadas na estação modal e tardia; c) há manutenção de

[7] "Patch mosaic burning - application should result in a heterogeneous vegetation structure at a fine scale and thereby maximize biodiversity" (Brockett, Biggs, van Wilgen 2001, citado em van Wilgen *et al.* 2003).

determinadas áreas sem queima. Esses aspectos, por sua vez, apresentam elementos comuns ao conceito de mosaico de queima que tem sido proposto como estratégia de manejo do fogo para algumas áreas mundiais de conservação.

O manejo do fogo estabelecido em algumas áreas de conservação mundiais tem sido realizado com grande suporte de pesquisas em ecologia do fogo, como nos casos Yellowstone National Park e Kruger National Park, e também com estudos relativos ao conhecimento aborígene sobre o uso do fogo, como, por exemplo, o caso Kakadu National Park. No Brasil, ainda se faz necessário grande avanço nos dois sentidos, ou seja, maior número de pesquisas sobre ecologia do fogo, com enfoque no manejo de grandes áreas, e também sobre o conhecimento indígena relativo ao uso do fogo.

A construção de uma base de conhecimentos integrados, entre a ecologia do fogo e os saberes tradicionais sobre o uso do fogo, poderá definir diretrizes orientadoras de manejo do fogo para o Cerrado e contribuir para o estabelecimento de manejo do fogo em Terras Indígenas, assim como em outras áreas protegidas.

A manutenção da diversidade da matriz da paisagem, incluindo-se a diversidade de estágios e padrões de queimada, parece constituir um princípio norteador da prática de manejo do fogo no Cerrado pelos Xavante.

Agradecimentos

Agradecemos aos Xavante pela acolhida em suas Terras Indígenas para realização da pesquisa e, especialmente, a Tsereburã, Tsuptó Brupewé Wairi, Pedro Tserenhibru Tsuruiá, Alexandre Öratse, Francisco Tstomowê, Edson Tomotsu e Tsipatsé, que contribuíram para o entendimento do universo Xavante e possibilitaram a realização do diálogo proposto nesta pesquisa.

Referências bibliográficas

Anderson, A. B.& Posey, D. A. Manejo de cerrado pelos índios Kayapó. 1985. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. Série Botânica, 2 (1): 77-98.

Anderson, M. K. 1999. The fire, pruning, and coppice management of temperate ecosystems for basketry material by California indian tribes. **Human Ecology**, 27 (1): 79-113.

Andrade, S. M. A. 1998. **Dinâmica do combustível fino e produção primária do estrato rasteiro de áreas de campo sujo de Cerrado submetidas a diferentes regimes de queimas**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília, Brasília. 43p.

Bardin, L. 1977. **Análise de Conteúdo**. Lisboa: Edições 70 Ltda. 281p.

Borges, L. C. 2006. Evolução do registro do tempo. **Scientific American Brazil**, edição especial Etnoastronomia, São Paulo, (14): 39-45.

Coutinho, L. M. 1977. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. II - As queimadas e a dispersão de sementes de algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo-subarbustivo. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, 5: 57-64.

Coutinho, L. M. 1978. O Conceito de Cerrado. **Revista Brasileira de Botânica,** 1: 17-23.

Coutinho, L. M. 1979. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. III - A precipitação atmosférica de nutrientes minerais. **Revista Brasileira de Botânica**, 2: 97-101.

Coutinho, L. M. 1982. Ecological effects of fire in brazilian Cerrado. p.273-291. *In*: B. J. Huntley & B. H. Walker (eds.). **Ecological of Tropical Savannas**. Springer Verlag, Berlin.

Coutinho, L. M. 1990. O Cerrado e a ecologia do fogo. **Ciência Hoje**, p.25-30.

Eiten, G. Vegetação do Cerrado. 1994. p. 17-73. *In*: Pinto, M.N. (ed.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. 2ed. Universidade de Brasília. 681p.

Gottesfeld, L. M. J. 1994. Aboriginal burning for vegetation management in northwest British Columbia. **Human Ecology**, 22 (2): 171-187.

Hallam, S.J. 1985. The history of aboriginal firing. p. 7-20. *In* Ford, J.R.(ed.). **Fire ecology and management in western australian ecosystems**. WAIT Environmental Studies Group Report No.14, Western Australian Institute of Technology, Perth, W.A.

Lachnitt, G.. 1987. **Dicionário Xavante = Português**. Romnhitsi'Ubumro. A'uwê Mreme = Waradzu Mreme. Campo Grande (MS): Faculdade Unidas Católicas de Mato Grosso. 123p.

Laris, P. 2002. Burning the seasonal mosaic: preventative burning strategies in the wooded savanna of southern Mali. **Human Ecology**, 30 (2): 155-186.

Leeuwenberg, F. & Salimon, M. 1999. **Para sempre A'uwê.** Os Xavante na balança das civilizações. Rio de Janeiro: Museu do Índio. 64p.

Leeuwenberg, F.; Villalobos, M. P.; Fragoso, J. M.; Silvius, K. M.; Butler, J. & Sá, R. L. 2000. **Manejo de fauna na reserva Xavante rio das Mortes, MT**. Cultura Indígena e Método Científico Integrados Para a Conservação. Série Técnica, Volume IV. Brasília: World Wildlife Fund For Nature (WWF). 62p.

Lévi-Strauss, C. 1957. **Tristes Trópicos**. São Paulo: Editora Anhembi Ltda. 444p.

Lewis, H. T. & Ferguson, T. A. 1988. Yards, corridors, and mosaics: how to burn a boreal forest. **Human Ecology**, 16 (1): 57-77.

Medeiros, M. B. 2002. **Efeitos do fogo nos padrões de rebrotamento em plantas lenhosas, em campo sujo**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. 120p.

Medeiros, M. B. & M., H. S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Bot. Bras.,** 19 (3): 493-500.

Melo, M. M. 2007. **A Confluência entre a ecologia do fogo e o conhecimento Xavante sobre o manejo do fogo no Cerrado**. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável). Universidade de Brasília. 127p.

Miranda, M. I. 2002. **Efeitos de diferentes regimes de queima sobre a comunidade de gramíneas do Cerrado**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. 107p.

Mistry, J.; Berardi, A.; Aandrade, V.; Krahô, T.; Krahô, P. & Leonardos, O. 2005. Indigenous fire management in the Cerrado of Brazil: the case of the Krahô of Tocantins. **Human Ecology**, 33 (3): 365-386.

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*: Miranda, H. S.; Saito, C. H. & Dias, B. F. (eds.). **Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga**. Brasília: UnB, ECL. 187p.

Moreira, A. G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography**, 27 (4): 1021-1029.

Mourão, R. R. F.. 2003. **Que dia é hoje?** Coleção Aldus 14. São Leopoldo: Editora da Universidade do Vale do Rio dos Sinos. 95p.

Pivello, V. R. & Ramos-Neto, M. B. 2000. Lightning fires in a brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, 26 (6): 675-684.

Posey, D. A. 1987. Manejo da Floresta Secundária, Capoeiras, Campos e Cerrados (Kayapó). p. 174-185. *In*: Ribeiro, B. (ed.). **Suma Etnológica Brasileira.** Edição atualizada do Handbook of South American Indians. Volume 1. Etnobiologia. Petrópolis: Vozes. 302p.

Preece, N. 2002. Aboriginal fires in monsoonal Australia from historical accounts. **Journal of Biogeography**, 29: 321-336.

Ramos, A. E.1990. **Efeitos da queima sobre a vegetação lenhosa do cerrado**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 142p.

Ramos, A. E. 2004. **Efeito do fogo bienal e quadrienal na estrutura populacional e reprodução de quatro espécies vegetais do Cerrado *sensu stricto***. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. 158p.

Ramos-Neto, M. B. & Pinheiro-Machado C. 1996. O Capim-flexa (Tristachya leiostachya Ness.) e sua importância na dinâmica do fogo no Parque Nacional das Emas. p. 68-75. *In*: Miranda, H. S.; Saito, C. H. & Dias, B. F. (eds.). **Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga**. Brasília: UnB, ECL. 187p.

Ramos-Neto, M. B.. 1997. Avaliação do manejo do fogo no Parque Nacional das Emas. *In*: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. 1: 1997: Curitiba. **Anais do I Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**. Curitiba: IAP:UNILIVRE: Rede Nacional Pro-Unidade de Conservação, 2V.

Rarmos-Neto, M. B. 2000. **O Parque Nacional das Emas (GO) e o fogo: implicações para a conservação biológica**. Tese (Doutorado em Ciências, na área de Ecologia). Universidade de São Paulo. 159p.

Ribeiro, J. F. & Walter, B. M. T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. p. 89-152. *In*: Sano, S. M. & Almeida, S. P. (eds). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa-CPAC. 556p.

Russell-Smith, J.; Lucas, D.; Gapindi, M.; Gunbunuka, B.; Kapirigi, N.; Namingum, G.; Lucas, K.; Giuliani, P. & Chaloupka, G.1997a. Aboriginal resource utilization and fire management practice in western Arnhem Land, monsoonal northern Australia: Notes for Prehistory, Lessons for the Future. **Human Ecology**, 25 (2): 159-195.

Russell-Smith J.; Ryan, P. G. & Durieu, R.1997b. A Landsat MSS-derived fire history of Kakadu National Park, monsoonal northern Austrália, 1980-94: seasonal extent, frequency and patchiness. **Journal of Applied Ecology**, 34: 748-766.

Sato, M. N.1996. **Mortalidade de plantas lenhosas do Cerrado submetidas a diferentes regimes de queima**. Tese (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 46p.

Sato, M. N. & Miranda, H. S. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado sensu stricto submetidas a diferentes regimes de queima. p. 102-111. *In*: Miranda, H. S.; Saito, C. H. & Dias, B. F. (eds.). **Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga**. Brasília: UnB, ECL. 187p.

Sato, M. N.; Garda, A.A. & Miarnda, H. S. 1998. Effects of fire on the mortality of woody vegetation in central Brazil. p. 1777-1784. *In*: D.X. Viegas (ed.). **Proceedings of 3rd International Conference on Forest Fires Research**. Coimbra.

Sato, M. N.. 2003. **Efeito a longo prazo de queimadas prescritas na estrutura da comunidade de lenhosas da vegetação do cerrado *sensu stricto***. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. 84p.

Silva, E. P. R.. 1999. **Efeito do regime de queima na taxa de mortalidade e estrutura da vegetação lenhosa de campo sujo de Cerrado**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 58p.

Silva, G.T.; Sato, M. N. & Miranda, H. S. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas em campo sujo de Cerrado submetido a queimadas prescritas. p. 93-101. *In*: Miranda, H. S.; Saito, C. H. & Dias, B. F. (eds.). **Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga**. Brasília: UnB, ECL. 187p.

Trollope, W. S. W. 1984. Fire behaviour. p.200-217. *In*: Peter de V. Booysen & Neil M. Tainton (eds.). **Ecological Effects of Fire in South African Ecossystems**. Springer-Verlag, Berlin.

Van Wilgen, Brian W.; Trollope, Winston S.W.; Biggs, Harry C.; Potgieter, André L.F. & Brockett, B. 2003. Fire as a driver of ecosystem variability. *In*: Toit, J. T. Du; Rogers, K. H. & Biggs H. G. **The Kruger Experience**. Ecology and Management of Savanna Heterogeneity. Editora: Island Press.

Viertler, R. B. 2002. Métodos Antropológicos como Ferramenta para Estudos em Etnobiologia e Etnoecologia. p.11-29. *In*: Amorozo, M. C. M.; Ming, L.C. & Silva, S.M.P. (eds.). **Métodos de Coleta e Análise de Dados em Etnobiologia, Etnoecologia e Disciplinas Correlatas**. Rio Claro (SP): UNESP/CNPq. 204p.

Warming, E. 1908. Lagoa Santa - Contribuição para a Geografia Phytobiologica. Belo Horizonte. 284p. *In*: Warming, E. & Ferri, M. G.s. **Lagoa Santa e a Vegetação de Cerrados Brasileiros**. Belo Horizonte: Itatiaia, São Paulo: EDUSP. 1973. 386p.

Whelan, R. J.1997. **The Ecology of Fire**. United Kingdom. Cambridge University Press. 346p.

Yibarbuk, D.; Whitehead, P.J.; Russel-Smith, J.; Jackson D.; Godjuwa C.; Fisher, A.; Cooke, P.; Choquenot, D. & Bowman, D.M.J.S. 2001. Fire ecology and aboriginal land management in central Arnhem Land, northen Australia: a tradition of ecosystem management. **Journal of Biogeography**, 28 (3): 325-343.

Aves Associadas ao Manejo com Fogo em Áreas de Campo na Porção Sul do Bioma Mata Atlântica

Maria Virginia Petry[1], Roberta da Cruz Piuco[1] & Jaqueline Brummelhaus[1]

Recebido em 15/2/2011 – Aceito em 10/6/2011

RESUMO – Ambientes de campo natural estão se tornando cada vez mais ameaçados na região do Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul, Brasil, em parte devido à ação do fogo e à presença do gado. Nos meses de agosto de 2005 e agosto de 2006, foram realizadas expedições a campo, no município de Cambará do Sul, com o objetivo de comparar a riqueza, abundância e discutir as variações da composição da avifauna quanto aos efeitos do fogo em áreas de campo com manejo de fogo controlado e em áreas de campo controle sem ação do fogo. Foram determinados dois tratamentos, fogo e controle, cada um com quatro réplicas com tamanho de quatro hectares cada. Em cada réplica foram traçadas duas transecções paralelas de 100m de extensão. Foram identificadas e quantificadas todas as aves que estavam na transecção e a uma distância marginal de até 50m. Foram registrados 790 indivíduos de 32 espécies de aves. Verificou-se maior riqueza no tratamento fogo e maior abundância nos períodos de amostragem após a queimada. Os resultados demonstraram que áreas de campos queimados podem auxiliar na conservação de uma fração da avifauna. A utilização de práticas de manejo como a pecuária e as queimadas em campos nativos pode auxiliar a evitar a conversão de áreas campestres em áreas de silvicultura. Dessa forma, as práticas de manejo controlado aqui propostas contribuem para a conservação de áreas campestres não inseridas em Unidades de Conservação de Proteção Integral.

Palavras-chaves: aves campestres; fogo; Parque Nacional dos Aparados da Serra; Planalto das Araucárias.

ABSTRACT – Native grasslands environments are becoming threatened in the Araucaria Plateau, Rio Grande do Sul, Brazil, partly due to fire action and the presence of cattle. Research expeditions in the municipality of Cambará do Sul were undertaken in August 2005 and August 2006 to evaluate richness, abundance and discuss the variations in the composition of the avifauna of the effects of fire in areas of the grasslands with and without fire controlled management. Two treatments were determined, fire and control, with four replicas of four hectares in size each. At each replica two parallel transects of 100 meters of extension were established. All birds in the transections and within a lateral distance of 50 meters were identified and quantified. We recorded 790 individuals from 32 bird species. Higher richness and abundance were registered in the fire treatment, in sampling periods after burning. The results showed that the use of fire could assist in the conservation of a fraction of bird community. The use of management practices such as cattle raising and burning of grasslands could help reducing the conversion of grassland into silviculture areas. Thus, controlled management practices, as proposed here, can contribute to the conservation of grassland areas not included in no take protected areas.

Keywords: Aparados da Serra National Park; Araucaria Highlands; fire; grassland birds.

[1] Universidade do Vale do Rio dos Sinos/UNISINOS, Laboratório de Ornitologia e Animais Marinhos/Programa de Pós Graduação em Biologia, Av. Unisinos, 950, São Leopoldo, RS, Brasil, 93022-000. Tel.: (51) 35911122 ramal: 1220.

E-mails: vpetry@unisinos.br, ropiuco@gmail.com, jaquebrummelhaus@gmail.com

Introdução

Áreas de campo são os ambientes predominantes no território gaúcho e abrigam fauna e flora características, extremamente ricas e ainda pouco conhecidas (Fontana *et al*. 2003). O campo é fonte de alimento para a fauna silvestre, conservação dos recursos naturais como água e solo e ainda apresenta uma importância social e econômica para o turismo rural e ecoturismo (Jacques *et al.* 2003). Os campos do Planalto das Araucárias recebem o nome fisiográfico de Campos de Cima da Serra no nordeste do Rio Grande do Sul e sudeste de Santa Catarina, o que remete à paisagem natural da região, formada por coxilhas de campo e matas acima de 800m de altitude (Bond-Buckup & Dreier 2008).

A região do Planalto das Araucárias vem sofrendo uma grande pressão antrópica, principalmente através do avanço da fronteira agrícola, modificações pela prática de queimadas descontroladas e plantio de monoculturas de espécies exóticas (Pillar *et al*. 2006). A atividade agro-pastoril tem sido há séculos a principal fonte econômica relacionada ao uso dos campos, onde o fogo é frequentemente colocado na vegetação no final do inverno de todos os anos ou a cada dois anos para facilitar o rebrote que será utilizado na alimentação do rebanho bovino (Boldrini *et al.* 2009). Em diversos locais do mundo, fogo e pastejo são importantes fatores que influenciam a estrutura e funcionamento desse tipo de ecossistema (Vignolio *et al*. 2003), pois resultam na modificação da composição florística do estrato herbáceo (Teixeira *et al*. 1986, Bristot 2001). Por outro lado, o manejo inadequado com alta frequência do fogo e excessivo pastoreio do gado têm causado a redução da cobertura vegetal, erosão e degradação do solo (Osborne 2000).

A destruição e a mudança na estrutura da vegetação têm levado ao declínio populacional de muitas aves típicas de campo, fato verificado principalmente na América do Norte em que aves campestres estão diminuindo mais que qualquer outro grupo de aves (Robbins *et al*. 2002) e na América do Sul (Collar *et al*. 1992, Azpiroz 2001, Fernández *et al*. 2003). Muitas espécies selecionam um conjunto particular de características do hábitat, de forma que os campos são ocupados por um pequeno número de espécies de aves exclusivas (Vickery *et al*. 1999). Como exemplo, perdiz (*Rhynchotus rufescens*) prefere capim alto e arbustos, enquanto que codorna-amarela (*Nothura maculosa*) requer uma vegetação suficientemente baixa e não densa demais. O quero-quero (*Vanellus chilensis*) é geralmente observado em pastagens e outras áreas com capim baixo e de preferência um pouco úmida (Belton 2003). Apesar da maior parte da avifauna estar apta a sobreviver a incêndios frequentes ou recolonizar o ambiente rapidamente após estes eventos (Cavalcanti & Alves 1997), diversas espécies de aves desaparecem por completo dos sítios queimados (Sick & Teixeira 1979, Cavalcanti 1988), uma vez que queimadas descontroladas podem reduzir a oferta de alimentos, sítios de reprodução e suprimir ninhos e jovens durante o período reprodutivo (Azpiroz 2001, Fontana *et al*. 2003, BirdLife International 2007). O fogo também pode propiciar ao aumento do número de espécies conspícuas que apresentam uma maior plasticidade ecológica (Cavalcanti & Alves 1997). Algumas espécies de aves campestres são mais abundantes sobre áreas recentemente queimadas e/ou campos pastoreados, enquanto que outras são mais abundantes em campos preservados. Devido a essas diferenças de preferência de hábitats e pelas diferenças regionais do solo e da composição florística dos campos, as respostas a campos manejados, entre espécies, podem variar (Vickery *et al*. 2000).

O estado do Rio Grande do Sul abriga 661 espécies de aves (Bencke *et al.* 2010), sendo que cerca de 12% se enquadram em alguma das categorias de espécies que são mundialmente consideradas prioritárias para conservação, principalmente em função do risco de extinção (Fontana *et al.* 2003). Na região do Planalto das Araucárias foram registradas 337 espécies de aves (Fontana *et al.* 2008) e para o Parque Nacional de Aparados da Serra, inserido neste planalto, 170 espécies (Voss *et al*. 1998). Dentre as espécies encontradas nessa região algumas estão na lista vermelha das espécies ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul, como *Amazona pretrei*, *Anthus nattereri*, *Leptasthenura setaria*, *Limnoctites rectirostris*, *Piculus aurulentus*, *Sporophila*

melanogaster, *Xanthopsar flavus* e *Xolmis dominicanus* (Bencke 2001, Fontana *et al*. 2003); *A. pretrei*, *A. nattereri*, *L. rectirostris*, *S. melanogaster* e *X. flavus* encontram-se ameaçadas a nível nacional (Silveira & Straube 2008).

Estudos sobre os efeitos do fogo em vegetação campestre no Rio Grande do Sul foram realizados na região do Planalto das Araucárias (Heringer 2000, Heringer & Jacques 2001, 2002), em Santa Maria (Damé *et al*. 1996, Quadros & Pillar 2001, Trindade & Rocha 2002), Eldorado do Sul (Eggers & Porto 1994) e Porto Alegre (Overbeck *et al.* 2005, Fidelis *et al.* 2007). No entanto, existem poucos estudos que avaliam os efeitos do fogo sobre a avifauna associada a ambientes campestre. O conhecimento da diversidade de aves em áreas perturbadas pode fornecer importantes informações para planos de manejo e conservação, uma vez que, podem refletir em importantes ações de manutenção de ambientes para espécies de aves raras, migratórias e/ou ameaçadas em alguma escala geográfica, total ou parcialmente endêmicas e que só ocorrem em locais com características ambientais específicas (Fontana *et al*. 2009). O objetivo deste estudo é comparar a riqueza, abundância e discutir as variações da composição da avifauna quanto aos efeitos do fogo em áreas de campo com manejo de fogo controlado e em áreas de campo controle sem ação do fogo.

Material e Métodos

Área de estudo

A área de estudo localiza-se no município de Cambará do Sul, região nordeste do estado do Rio Grande do Sul, inserido no Bioma Mata Atlântica. A amostragem de aves foi realizada em áreas de campo (29º10'00"S e 50º05'00"W) situadas a 9,7km em linha reta do Parque Nacional dos Aparados da Serra, em altitudes variando entre 960 e 1.010m conforme consultas aos mapas da região (IBDF 1984).

A região de estudo está localizada no Planalto das Araucárias. Esta região é caracterizada por manchas dispersas de Floresta Ombrófila Mista com araucária (*Araucaria angustifolia*) inseridas em uma matriz de campo nativo (Pillar 2003, Behling *et al.* 2004). As formações campestres variam entre campos secos ou limpos, campos rupestres e campos turfosos (Rambo 2000). Esses campos são constituídos predominantemente por capim caninha (*Andropogon lateralis*), regionalmente conhecido por "macega", que pode atingir até 80cm de altura (Teixeira *et al.* 1986, Bristot 2001).

Delineamento amostral

Para avaliar o efeito do fogo sobre a riqueza e abundância da avifauna, foram determinados dois tratamentos, fogo e controle, cada um com quatro réplicas de quatro hectares, totalizando oito áreas, com distância mínima de 500m entre si. No tratamento fogo foram realizadas queimadas controladas com o auxílio de fazendeiros locais e de representantes do ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). Para evitar a propagação do fogo para áreas adjacentes, foi estabelecido um aceiro de 50m ao redor de cada réplica do tratamento fogo. A queima ocorreu nas primeiras quinzenas de agosto de 2005 e de agosto de 2006, quando as condições ambientais foram adequadas para as queimadas. Cada réplica foi amostrada ao longo do tempo, acompanhando a mudança estrutural no hábitat em resposta à queima, ou seja, nos períodos: antes da queimada, logo depois, 1 dia, 2 dias, 3 dias, 4 dias, 7 dias, 14 dias e 28 dias depois da ação do fogo.

O tratamento controle, com áreas amostradas nos mesmos períodos que as do tratamento fogo, é formado por réplicas de campo que não sofreram queimadas durante três anos consecutivos, possuindo vegetação de até 50cm de altura. Para cada réplica controle havia uma réplica fogo próxima. Ambos os tratamentos possuem a presença de gado.

Amostragem das aves

Para a amostragem de aves foram traçadas, em cada réplica, duas transecções paralelas de 100m de extensão e 50m de largura (Bibby *et al.* 2000). Dois observadores percorreram simultaneamente estas transecções, a uma velocidade constante durante 10min. Todas as aves visualizadas e ouvidas na transecção e a uma distância marginal de até 5m foram quantificadas e identificadas com auxílio de binóculo (10x40mm) e de bibliografia especializada (Sick 1997, La Peña & Rumboll 1998, Azpiroz 2001, Belton 2003, Narosky & Yzurieta 2003). A sequência taxonômica e a nomenclatura das espécies seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2011).

Análise dos dados

A riqueza e a abundância relativa de aves foram os números acumulados de táxons e indivíduos, respectivamente, nas duas transecções durante o período de amostragem. Diferenças na riqueza e abundância de aves entre os tratamentos fogo e controle foram testados utilizando análise de variância de medidas repetidas (ANOVA) e teste de Tukey *a posteriori* (Krebs 1999). As análises foram processadas nos programas *Systat 12.0* e para todos os resultados considerou-se $P<0,05$. Foram utilizados os testes de Levene's e Mauchy's para verificar a homogeneidade e esfericidade das variâncias, respectivamente (Von Ende 1993). Para as análises estatísticas foram incluídas apenas as espécies que utilizaram diretamente as áreas amostradas, seja como área de forrageio ou de descanso; espécies aquáticas ou em sobrevôo foram excluídas.

Resultados

Durante os períodos de amostragem foram registradas 32 espécies, distribuídas em 17 famílias, sendo Falconidae (quatro espécies), seguidas por Accipitridae e Anatidae (três espécies cada) as mais representativas. Para o tratamento fogo, foram registradas 17 espécies com quatro exclusivas, no tratamento controle foram registradas 13 espécies e não houve espécies exclusivas. Treze espécies foram comuns entre os tratamentos fogo e controle (Tabela 1). A abundância total foi de 790 indivíduos, e destes, 543 ocorreram no tratamento fogo e 145 no tratamento controle.

Tabela 1 – Espécies de aves registradas nos tratamentos fogo (F) e controle (C), nos censos realizados: antes da queimada, logo depois, 1, 2, 3, 4, 7, 14 e 28 dias depois da ação do fogo, em agosto de 2005 e em agosto de 2006, próximo ao Parque Nacional dos Aparados da Serra, Rio Grande do Sul, Brasil. * Espécies aquáticas ou sobrevoantes, excluídas da análise.

Table 1 – Bird species registered in Fire (F) and Control (C) treatments during the census performed: just before and soon after the burning, and, 1, 2, 3, 4, 7, 14 and 28 days after the action of burning, in August 2005 and August 2006, near Aparados da Serra National Park, Rio Grande do Sul, Brazil. * Aquatic or flying over birds were excluded from the analysis, but were registered.

Nome do Táxon	antes		depois		1d		2d		3d		4d		7d		14d		28d	
	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C
TINAMIDAE																		
Nothura maculosa (Temminck, 1815)		X	X					X					X	X				X
ANATIDAE																		
Amazonetta brasiliensis (Gmelin, 1789)*																		
Anas flavirostris Vieillot, 1816*																		
Anas georgica Gmelin, 1789*																		
ARDEIDAE																		
Ardea alba Linnaeus, 1758*																		
Syrigma sibilatrix (Temminck, 1824)			X						X				X		X	X		
THRESKIORNITHIDAE																		
Theristicus caudatus (Boddaert, 1783)		X	X		X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X

Nome do Táxon	antes		depois		1d		2d		3d		4d		7d		14d		28d	
	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C
CATHARTIDAE																		
Cathartes aura (Linnaeus, 1758)*																		
Coragyps atratus (Bechstein, 1793)*																		
ACCIPITRIDAE																		
Heterospizias meridionalis (Latham, 1790)*																		
Urubitinga urubitinga (Gmelin, 1788)*																		
Rupornis magnirostris (Gmelin, 1788)*																		
FALCONIDAE																		
Caracara plancus (Miller, 1777)	X	X	X										X		X		X	
Milvago chimachima (Vieillot, 1816)		X	X		X		X	X		X					X	X		X
Milvago chimango (Vieillot, 1816)	X	X	X		X	X	X		X	X	X		X	X	X	X	X	X
Falco sparverius Linnaeus, 1758*																		
CARIAMIDAE																		
Cariama cristata (Linnaeus, 1766)			X			X			X						X		X	X
CHARADRIIDAE																		
Vanellus chilensis (Molina, 1782)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X		X	X	X	X
RECURVIROSTRIDAE																		
Himantopus melanurus Vieillot, 1817*																		
APODIDAE																		
Streptoprocne zonaris (Shaw, 1796)*																		
Streptoprocne biscutata (Sclater, 1866)*																		
ALCEDINIDAE																		
Megaceryle torquata (Linnaeus, 1766)*																		
PICIDAE																		
Colaptes campestris (Vieillot, 1818)	X	X	X		X	X	X	X	X				X	X	X	X	X	X
TYRANNIDAE																		
Knipolegus lophotes Boie, 1828													X					
Xolmis dominicanus (Vieillot, 1823)				X									X		X		X	
CORVIDAE																		
Cyanocorax caeruleus (Vieillot, 1818)					X													
HIRUNDINIDAE																		
Pygochelidon cyanoleuca (Vieillot, 1817)*																		
MOTACILLIDAE																		
Anthus nattereri Sclater, 1878															X	X		
Anthus hellmayri Hartert, 1909	X		X				X	X							X	X	X	X
EMBERIZIDAE																		
Zonotrichia capensis (Statius Muller, 1776)															X			
ICTERIDAE																		
Xanthopsar flavus (Gmelin, 1788)			X										X				X	
Pseudoleistes guirahuro (Vieillot, 1819)													X		X			X
Riqueza total	**7**	**9**	**17**	**5**	**8**	**6**	**7**	**9**	**7**	**6**	**2**	**0**	**17**	**8**	**21**	**14**	**14**	**13**
Riqueza registrada nos tratamentos	**5**	**7**	**11**	**2**	**6**	**5**	**6**	**6**	**6**	**4**	**2**	**0**	**11**	**4**	**13**	**8**	**9**	**9**

A riqueza máxima de aves variou entre duas e 13 espécies no tratamento fogo e entre zero e nove para o tratamento controle durante o período de estudo. A riqueza variou entre os tratamentos fogo e controle ($F_{1,6}$=7,13; P=0,037). Sendo maior no tratamento fogo ($F_{8,48}$=2,09; P=0,054) durante os períodos logo depois, 7 e 14 dias após a queima (Tukey, P<0,05) (Figura 1). A abundância média variou entre três e 199 para o tratamento fogo e entre zero e 33 para o tratamento controle. A abundância foi semelhante entre os tratamentos fogo e controle ($F_{1,6}$= 4,34; P=0,082). Porém, houve diferença ao longo dos períodos de amostragem ($F_{8,48}$= 2,45; P=0,026), com maiores valores para o tratamento fogo logo depois, 7, 14 e 28 dias após a queima (Tukey, P<0,05) (Figura 2).

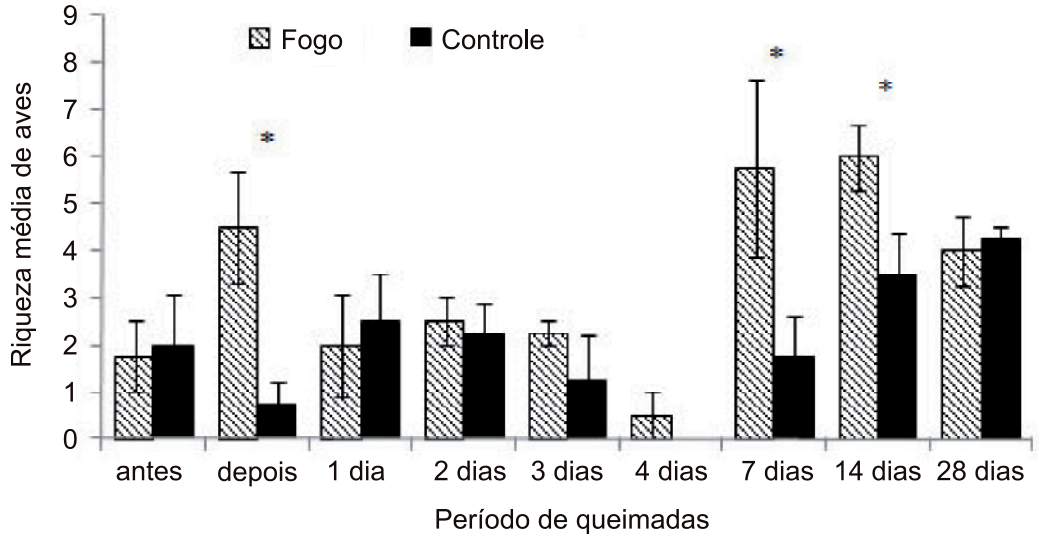

Figura 1 – Riqueza média de aves nos tratamentos fogo e controle, nos períodos de amostragem: antes e logo depois da queimada e 1, 2, 3, 4, 7, 14 e 28 dias depois da ação do fogo, em agosto de 2005 e em agosto de 2006, próximo ao Parque Nacional dos Aparados da Serra, Rio Grande do Sul, Brasil. As linhas verticais representam o desvio padrão. * Representa diferenças significativas pelo teste de Tukey *a posteriori*. Resultados da ANOVA, no texto.

Figure 1 – Mean bird richness in Fire and Control treatments in the sampling periods: before and soon after the burning, and 1, 2, 3, 4, 7, 14 and 28 days after the action of burning (in August 2005 or either August 2006), near Aparados da Serra National Park, Rio Grande do Sul, Brazil. Lines are standard deviations. * Represents significant differences by Tukey post-hoc test. For ANOVA results, see text.

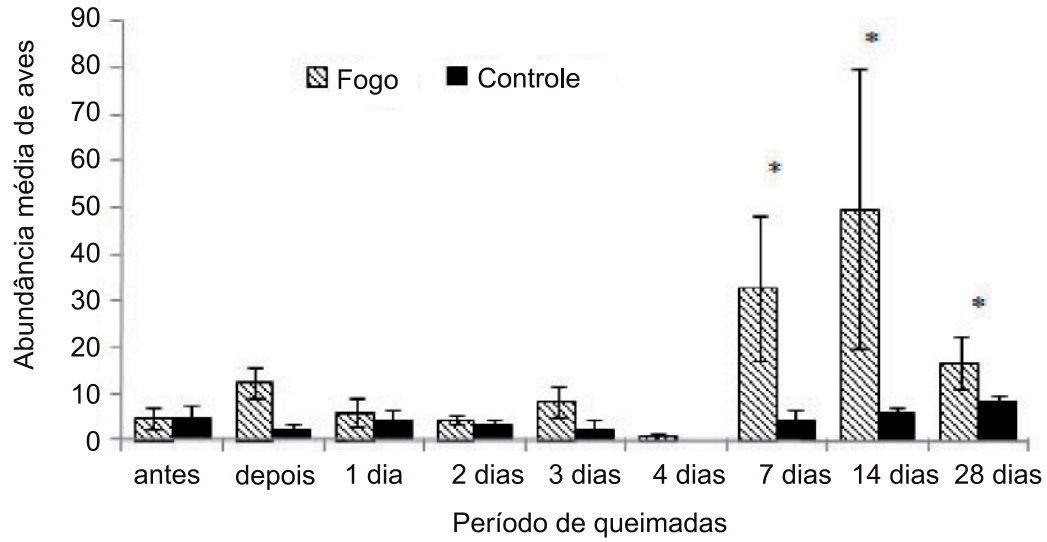

Figura 2 – Abundância média de aves dos tratamentos fogo e controle, nos períodos de amostragem: antes da queimada, logo depois, 1, 2, 3, 4, 7, 14 e 28 dias depois da ação do fogo, em agosto de 2005 e em agosto de 2006, próximo ao Parque Nacional dos Aparados da Serra, Rio Grande do Sul, Brasil. As linhas verticais representam o desvio padrão. * Representa diferenças significativas pelo teste de Tukey, *a posteriori*. Resultados da ANOVA no texto.

Figure 2 – Mean bird abundance in Fire and Control treatments in the sampling periods: before and soon after the burning, and 1, 2, 3, 4, 7, 14 and 28 days after the action of burning, in August 2005 and August 2006, near Aparados da Serra National Park, Rio Grande do Sul, Brazil. Vertical lines are standard deviation. * Represents significant differences by Tukey post-hoctest. For ANOVA results, see text.

Discussão

O número de aves observadas na área de estudo (32 espécies) representa cerca de 5% da riqueza conhecida para o Rio Grande do Sul e 10% da riqueza conhecida para a região do Planalto das Araucárias (Bencke *et al.* 2010, Fontana *et al.* 2008). Ao longo do estudo foram registradas *Anthus nattereri*, *Xanthopsar flavus* e *Xolmis dominicanus*, espécies consideradas vulneráveis à extinção a nível estadual (Bencke 2001, Fontana *et al*. 2003); destas, *A. nattereri* e *X. flavus* encontram-se ameaçadas a nível nacional (Silveira & Straube 2008). Durante este estudo foi verificada maior riqueza de aves no tratamento fogo, e este resultado se deve principalmente pela ocorrência de *Anthus hellmayri*, *Cyanocorax caeruleus*, *Milvago chimango*, *Pseudoleistes guirahuro*, *Theristicus caudatus*, *Vanellus chilensis*, *X. flavus* e *X. dominicanus* após os períodos de queimada.

O efeito do fogo inibe a sucessão da vegetação para estágios mais avançados, assim áreas sob a influência de queimadas possuem uma vegetação baixa (Pillar *et al.* 2006), como no tratamento fogo. Segundo Curry (1994) e Vickery *et al.* (2001) o aumento da densidade da vegetação tende a aumentar a abundância de sementes e invertebrados, porém sua acessibilidade decresce, interferindo no tempo de busca e visualização dos alimentos pelas aves (Whittingham & Evans 2004). Com isto, os eventos de queimadas favorecem espécies com uma maior amplitude de forrageio (Catling & Newsome 1981). Aves comumente encontradas forrageando em ambos os tratamentos aumentaram sua abundância no tratamento fogo nos períodos após as queimadas, com destaque para *Milvago chimango*, *Theristicus caudatus* e *Vanellus chilensis,* permanecendo frequentes até o término do período de amostragem. Indivíduos de *Cyanocorax caeruleus* foram registrados alimentando-se de invertebrados no tratamento fogo um dia depois da queimada, sendo este local de forrageio desconhecido para o meio científico até o presente estudo. A tradição popular diz que esta espécie forrageia no chão para enterrar os pinhões, porém este comportamento não foi registrado por nós ou na literatura científica (Belton 2003).

Bandos mistos de *Xanthopsar flavus* e *Xolmis dominicanus* foram encontrados forrageando no tratamento fogo. Já indivíduos de *Anthus nattereri* foram registrados tanto no tratamento fogo como no tratamento controle. Estas espécies estão associadas a áreas de campo recentemente queimadas ou moderadamente pastoreadas (Collar *et al.* 1992, Parker & Willis 1997, Fontana *et al.* 2003). A preferência de *X. flavus* e *X. dominicanus* pelas áreas do tratamento fogo pode ocorrer, uma vez que as queimadas alteram a fisionomia do ambiente (Szaro *et al.* 1990) e favorecem espécies com uma maior plasticidade de forrageamento (Fonseca *et al.* 2004). *X. flavus*, *X. dominicanus* e *A. nattereri* estão ameaçadas principalmente devido ao desaparecimento de seus hábitats campestres, que vêm sendo substituídos por ações antrópicas como plantações de *Pinus* spp. e outras monoculturas, drenagem de áreas úmidas e implantações de usinas hidrelétricas (Fontana *et al.* 2003).

Este estudo visou contribuir para o conhecimento do efeito do fogo sobre a riqueza e abundância de aves campestres, fornecendo subsídios para definir medidas e alternativas de manejo nas áreas de campo nativo no Rio Grande do Sul. Os resultados demonstraram que as áreas queimadas podem auxiliar na conservação de uma fração da avifauna. A possibilidade de manter a prática da pecuária em campos nativos com uso do fogo pode auxiliar a evitar a conversão de áreas campestres em áreas de silvicultura. No entanto, a prática de queimadas deve ser manejada adequadamente para não ocorrer a perda da diversidade dos campos nativos. Ações de manejo controlado, como queimadas em rodízio circundadas por proteções de 50m (aceros) ao redor de áreas úmidas, evitando declividades acentuadas e manchas florestais, reduzem os riscos de grandes incêndios. Dessa forma, as práticas de manejo controlado aqui propostas pode contribuir para conservação em áreas de campo não inseridas em Unidades de Conservação de Proteção Integral.

Agradecimentos

Ao Sr. José Cláudio Fogaça Prestes pela permissão concedida para realização da pesquisa em sua propriedade particular. À Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS pelo apoio financeiro e logístico para execução do projeto. A FAPERGS pelo apoio financeiro para o projeto Nº 02/1067.0. Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio pela autorização da pesquisa, pela disponibilização das instalações no Parque Nacional de Aparados da Serra durante os anos de estudo e pelo auxílio na aplicação do fogo de maneira segura e controlada – os levantamentos foram realizados quando o parque ainda era gerido pelo IBAMA. À DEFAP pela autorização das licenças de queimadas controladas. Ao CNPq, FAPERGS e UNISINOS pelas bolsas de Iniciação Científica. Aos colegas do Laboratório de Ornitologia e Animais Marinhos pelo auxílio e acompanhamento nos trabalhos de campo e de laboratório.

Referências bibliográficas

Azpiroz, A.B. 2001. **Aves del Uruguay. Lista e introducción a su biologia y conservación**. Aves Uruguay-Gupeca. 105p.

Behling, H.; Pillar, V.P.; Orlóci, L. & Bauermann, S.G. 2004. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, 203: 277-297.

Belton, W. 2003. **Aves do Rio Grande do Sul: Distribuição e biologia**. Unisinos. 584p.

Bencke, G.A. 2001. **Lista de referência das aves do Rio Grande do Sul**. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. 104p.

Bencke, G.A.; Dias, R.A.; Bugoni, L.; Agne, C.E.; Fontana, C.S.; Maurício, G.N. & Machado, D.B. 2010. Revisão e atualização da lista das aves do Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, 100(4): 519-556.

Bibby, C.; Jones, M. & Mariden, S. 2000. **Expedition field techniques: Bird Surveys**. BirdLife International. 302p.

BirdLife International. 2007. **IUCN Red List for birds**. <http://www.birdlife.org/datazone/species/>. (Acesso em 03/06/2011).

Boldrini, I.I. 2009. **Biodiversidade dos Campos do Planalto das Araucárias**. Série Biodiversidade, v. 30. Ministério do Meio Ambiente. 240p.

Bond-Buckup, G. & Dreier, C. 2008. Paisagem natural. P. 10-19. *In:* Bond-Buckup, G. (org.). **Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra**. Libretos. 196p.

Bristot, A. 2001. Planalto das Araucárias – um ecossistema em perigo de extinção? **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, 4: 24-31.

Catling, P.C. & Newsome, A.E. 1981. Responses of the Australian vertebrate fauna to fire: an evolutionary approach. p. 273-310. *In:* Gill, A.M.; Groves, R.H. & Noble, I.R. (eds.). **Fire and the Australian biota**. Australian Academy of Science. 582p.

Cavalcanti, R.B. 1988. Conservation of birds in the Cerrado of Central Brazil. p. 59-66. *In:* Goriup, P. (ed.). **Ecology and conservation of grassland birds**. Cambridge. 250p.

Cavalcanti, R.B. & Alves, M.A.S. 1997. Effects of fire on savanna birds in Central Brazil. **Ornitologia Neotropical**, 8(1): 85-87.

CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos). 2011. **Listas das aves do Brasil**. <http://www.cbro.org.br>. (Acesso em 30/05/2011).

Collar, N.J.; Gonzaga, L.P.; Krabbe, N.; Madroño Nieto, A.; Naranjo, L.G.; Parker, T.A. & Wege, D.C. 1992. **Threatened birds of the Americas: the ICBP/IUCN Red Data Book**. 3 ed. International Council for Bird Preservation. 1150p.

Curry, J.P. 1994. **Grassland invertebrates: ecology, influence on soil fertility and effects on plant growth**. Chapman & Hall. 437 p.

Damé, P.R.V.; Quadros, F.L.F.; Kersting, C.E.B. & Trindade, J.P.P. 1996. Efeitos da queima seguida de pastejo ou diferimento sobre o resíduo, temperatura do solo e mesofauna de uma pastagem natural. **Ciência Rural**, 26(3): 391-396.

Eggers, L. & Porto, M.L. 1994. Ação do fogo em uma comunidade campestre secundária, analisada em bases fitossociológicas. **Iheringia, Série Botânica,** 53: 1-88.

Fernández, G.J.; Posse, G.; Ferretti, V. & Gabelli, F.M. 2003. Bird-habitat relationship for the declinig Pampas meadowlark populations in the southern Pampas grasslands. **Biological Conservation**, 115: 139–148.

Fidelis, A.; Müller, S.C.; Pillar, V.D. & Pfadenhauer, J. 2007. Efeito do fogo na ecologia de populações de herbáceas e arbustos dos Campos Sulinos. **Revista Brasileira de Biociências**, 5(1): 303-305.

Fonseca, V.S. da S.; Petry, M.V. & Fonseca, F.L. de S. 2004. A new breeding colony of the Saffron-cowled Blackbird (*Xanthopsar flavus*) in Rio Grande do Sul, Brazil. **Ornitologia Neotropical**, 15: 133-137.

Fontana, C.S.; Bencke, G.A. & Reis, R.E. 2003. **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. EDIPUCRS. 632p.

Fontana, C.S.; Repenning, M.; Rovedder, C.E. & Gonçalves, M.L. 2008. Aves. p. 118-135. *In:* Bond-Buckup, G. (ed.). **Biodiversidade dos campos de Cima da Serra**. Editora Libretos. 292p.

Fontana, C.S.; Repenning, M. & Rovedder, C.E. 2009. Fauna terrestre: Aves. p. 159-208. *In:* Boldrini, I. I. (ed.). **Biodiversidade dos Campos do Planalto das Araucárias**. Série Biodiversidade, v. 30. Ministério do Meio Ambiente. 240p.

Heringer, I. 2000. **Efeitos do fogo por longo período e de alternativas de manejo sobre o solo e a vegetação de uma pastagem natural**. Tese (Doutorado em Zootecnia/Plantas Forrageiras). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 208p.

Heringer, I. & Jacques, A.V.A. 2001. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta – campo. **Ciência Rural**, 31(6): 1085-1090.

Heringer, I. & Jacques, A.V.A. 2002. Composição florística de uma pastagem natural submetida à queima e manejos alternativos. **Ciência Natural**, 32(2): 315-321.

IBDF (Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal). 1984. **Plano de manejo do Parque Nacional de Aparados da Serra**. Ministério da Agricultura/IBDF. 245p.

Jacques, A.V.A.; Nabinger, C.; Boldrini, I.I.; Miotto, S.T.S.; Eggers, L.; Garcia, E.N.; Tedesco, M. & Bissani, C. 2003. Estudo da vegetação campestre e de alternativas sustentáveis para a prática das queimadas de pastagens naturais na região dos Campos de Cima da Serra. p. 55-83. *In:* Federacite XI (org.). **As Pastagens Nativas Gaúchas**. Federacite. 122p.

Krebs, C.J. 1999. **Ecological methodology**. 2 ed. Benjamin Cummings. 620p.

La Peña, M.R. de & Rumboll, M. 1998. **Birds of southern south America and Antarctica**. Harper Collins Publishers. 304p.

Narosky, T. & Yzurieta, D. 2003. **Aves de Argentina y Uruguay: guía para la identificación**. Edición de oro. 348p.

Osborne, P.L. 2000. **Tropical ecosystems and ecological concepts**. Cambridge. 464p.

Overbeck, G.; Müller, S.C.; Pillar, V.D. & Pfadenhauer, J. 2005. Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. **Journal of Vegetation Science**, 16(6): 655-664.

Parker III, T.A. & Willis, E.O. 1997. Notes on three tiny grassland flycatchers, with comments on the disappearance of South-American fire-diversified savannas. **Ornithological Monographs**, 48: 549-555.

Pillar, V.P. 2003. Dinâmica da expansão florestal em mosaicos de floresta e campo no sul do Brasil. p.209-216. *In:* Claudino-Sales, V. (ed.). **Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação**. Expressão Gráfica e Editora. 391p.

Pillar, V.P.; Boldrini, I.I.; Hasenack, H.; Jacques, A.V.A.; Both, R.; Müller, S.C.; Eggers, L.; Fidelis, A.; Santos, M.M.G.; Oliveira, J.M.; Cerveira, J.; Blanco, C.; Joner, F.; Cordeiro, J.L. & Pinillos Galindo, M. 2006. **Workshop: Estado atual e desafios para a conservação dos campos**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 24 p.

Quadros, F.L.F. & Pillar, V.P. 2001. Dinâmica vegetacional em pastagem natural submetida a tratamentos de queima e pastejo. **Ciência Rural**, 31(5): 863-868.

Rambo, B. 2000. A fisionomia do Rio Grande do Sul: ensaio de monografia natural. Unisinos. 473p.

Robbins, M.B.; Peterson, A.T. & Ortega-Huerta, M.A. 2002. Major negative impacts of early intensive cattle stocking on tallgrass prairies: The case of the Greater Prairie-Chicken (*Tympanuchus cupido*). **North American Birds**, 56: 239-244.

Sick, H. 1997. **Ornitologia Brasileira**. Nova Fronteira. 912p.

Sick, H.; Teixeira, D.M. 1979. Notas sobre aves brasileiras raras ou ameaçadas de extinção. **Publicações Avulsas Museu Nacional**, 62: 1-39.

Silveira, L.F. & Straube, F.C. 2008. Aves. p. 378-679. *In:* Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Série Biodiversidade 19, v.2. Gráfica e Editora Rona Ltda. 907p.

Szaro, R.C.; Brawn, J.D. & Balda, R.P. 1990. Yearly variation in resource-use behavior by ponderosa pine forest birds. **Studies in Avian Biology**, 13: 226-236.

Teixeira, M.B.; Coura-Neto, A.B.; Pastore, U. & Rangel Filho, A.L.R. p. 541-632. (1986) Vegetação. *In:* IBGE (org.). **Levantamento de recursos naturais**, v. 33. SEPLAN/IBGE. 791p.

Trindade, J.P. & Rocha, M.G. 2002. Rebrotamento de capim caninha (*Andropogon lateralis* Ness) sob o efeito de pastejo e fogo. **Ciência Rural**, 32(1): 141-146.

Vickery, P.D.; Herkert, J.R.; Knopf, F.L.; Ruth, J. & Keller, C.E. 2000. Grassland birds: an overview of threats and recommended management strategies. p. 74-77. *In:* Bonney, R.; Pashley, D.N.; Cooper, R.J. & Niles, L. (eds.). **Strategies for bird conservation: the partners in flight planning process**. <http://birds.cornell.edu/pifcapemay>. (Acesso em 06/06/2011).

Vickery, J.A.; Tallowin, J.R.; Feber, R.E.; Asteraki, E.J.; Atkinson, P.W.; Fuller, R.J & Brown, V.K. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food. **Journal of Applied Ecology**, 38(3): 647-664.

Vickery, P.D.; Tubaro, P.L.; Silva, J.M.C.; Peterjohn, B.G.; Herkert, J.R. & Cavalcanti, R.B. 1999. Conservation of grassland birds in the Western Hemisphere. **Studies in Avian Biology**, 19: 2-26.

Vignolio, R.O.; Laterra, P.; Fernández, O.N.; Linares, P. & Giaquinta A. 2003. The effects of fire frequency on survival, growth and fecundity of *Paspalum quadrifarium* (Lam.) in a grassland of the Flooding Pampa (Argentina). **Austral Ecology**, 28: 263-270.

Von Ende, C.N. 1993. Repeated measures analysis: growth and other time-dependent measures. p. 113-137. *In:* Scheiner, S.M. & Gurevitch, J. (eds.). **The design and analysis of ecological experiments**. Chapman & Hall. 445p.

Voss, W.A.; Petry, M.V. & Sander, M. 1998. **Aves do Parque Nacional de Aparados da Serra – lista preliminar**. Unisinos. 14p.

Whittingham, M.J. & Evans, K.L. 2004. The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. **Ibis**, 146(2): 210-220.

O Fogo é Sempre um Vilão nos Campos Rupestres?

Ruy José Válka Alves[1] *& Nílber Gonçalves da Silva* [1]

Recebido em 6/3/2011 – Aceito em 3/7/2011

RESUMO – Os campos rupestres ocupam menos de 3% das áreas de Cerrado e Caatinga, mas abrigam uma proporção significativa das espécies vegetais vasculares presentes nestes biomas. Embora várias adaptações ao fogo já tenham sido descritas para savanas do Brasil, ainda há carência de estudos sistemáticos do efeito do fogo nos campos rupestres. Este artigo visa comentar os efeitos combinados do fogo, gado e capim gordura na vegetação de campo rupestre.

Palavras-chave: biodiversidade; cerrado; savana; fogo natural.

ABSTRACT – *Campo rupestre* vegetation occupies less than 3% of the Brazilian *Cerrado* and *Caatinga* biomes, but it harbors a significant proportion of all vascular plant species present in these biomes. Even though many adaptations to fire have been described for plants from the Brazilian savannas, systematic surveys of the effects of fire on *campo rupestre* vegetation are still insufficient. In this paper we comment the combined effects of fire, cattle and molasses grass in campo rupestre vegetation.

Keywords: biodiversity; cerrado; savanna; natural fire.

Introdução

Desde 1907, em algumas unidades de conservação dos Estados Unidos e Canadá, o fogo prescrito, ateado e controlado pelas autoridades conservacionistas se tornou uma valiosa ferramenta de manejo objetivando a redução de combustível, preparação de sítios de germinação, manutenção de habitats compatíveis com grandes mamíferos, estabilização de nascentes e outros fins (National Park Service 1999, U.S. Geological Survey 2000, Olson & Noble 2005, Parks Canada 2011). Com mais estudos, a visão brasileira prevalentemente negativa do fogo poderá vir a ser mudada e julgada caso a caso.

O fogo natural em ecossistemas florestais é um evento pontual e ocasional, com periodicidade secular. As queimadas nas florestas da Amazônia Brasileira representam um fator de diminuição da biodiversidade em proporções siginificativas, sendo objeto de má repercussão internacional. Sendo um dos maiores biomas brasileiros, o Cerrado é integrado principalmente por savanas. Nas principais savanas do mundo, o fogo periódico é um fator ambiental determinante e necessário para a manutenção do equilíbrio biológico. Sua importância nas savanas da África e Austrália é relativamente bem conhecida, mas existem grandes lacunas no conhecimento científico dos efeitos do fogo nas savanas do Brasil. Por exemplo, sabemos pouco sobre a periodicidade adequada do fogo nos vários tipos fitofisionômicos de Cerrado.

O Cerrado é o bioma savânico tropical com a maior riqueza em espécies do mundo, contando sua flora com 12.356 espécies de plantas vasculares (Sano *et al.* 2008). Grande parte da flora do Cerrado se diversificou durante os últimos 10 milhões de anos, quando as gramíneas C4, inflamáveis, se tornaram dominantes (Simon *et al.* 2009). Antes da colonização européia, o Cerrado cobria 2 milhões de km^2 (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006). A Caatinga também é savânica em amplas extensões e ocupa boa parte dos 900.000 ha do nordeste semiárido brasileiro (Conceição & Giulietti 2002, Queiroz 2006, Conceição *et al.* 2007).

[1] Universidade Federal do Rio de Janeiro/UFRJ, Museu Nacional, Departamento de Botânica, Quinta da Boa Vista s/n, São Cristóvão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, CEP: 20940-040. E-mails: ruyvalka@yahoo.com; nilberius@gmail.com

Os campos rupestres representam um mosaico de vegetação sobre afloramentos rochosos e solos litólicos (Alves *et al.* 2007, Benites *et al.* 2007). Embora os campos rupestres, um ecossistema exclusivamente Brasileiro, representem menos de 3% da área do Cerrado e da Caatinga, eles abrigam, de forma exclusiva, uma parte muito significativa das espécies vegetais desses biomas (Alves & Kolbek 2009).

Se, no Cerrado, o fogo constitui um fator natural determinante da vegetação, tendo estimulado o aparecimento recente e *in situ* de um grande número de adaptações por parte dos vegetais (Simon *et al.* 2009), até o presente foram publicados apenas três estudos pontuais sobre os efeitos do fogo sobre a vegetação de campos rupestres: Carmo *et al.* (2007) (em campo rupestre sobre canga), Kolbek & Alves (2008) e Neves & Conceição (2010).

Entretanto, existem dados inéditos de diversos autores que podem ser sistematizados, fornecendo uma comparação razoável dos efeitos do fogo sobre campo rupestre (em afloramentos rochosos e areia quartzítica) e sobre cerrado (aqui entendidas como as formações de Cerrado em latossolo). O objetivo desta nota é contextualizar os dados relevantes sobre o fogo em campos rupestres.

O fogo no bioma cerrado

A fitofisionomia predominante que conhecemos do bioma Cerrado foi moldada por um conjunto de fatores bióticos e abióticos que coexistiam até o Pleistoceno. Muito antes da chegada dos primeiros humanos nas Américas, havia uma megafauna rica e diversificada nas savanas da América do Sul (Fariña *et al.* 1998, Cartelle 1999), com um papel determinante para a estrutura das comunidades vegetais (Janzen & Martin 1982, Janzen 1986).

Entretanto, o grande número de espécies vegetais com adaptações especializadas indica que a co-evolução do Cerrado com o fogo foi mais demorada. Para Beerling & Osborne (2006), o fogo vem sendo importante nas savanas há 8 milhões de anos. As adaptações ao fogo, tais como ritidoma espesso (Figura 1), xilopódios, tubérculos (Figura 2), bulbos, cormos e rizomas subterrâneos são exibidas por espécies pertencentes a numerosas famílias distintas (Bond & Keeley 2005, Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006, Silva & Batalha 2010).

Figura 1 – Toco de *Lafoensia glyptocarpa* Koehne (Lythraceae) uma semana após o fogo. Notar o espesso ritidoma e a plântula de capim gordura crescendo na fissura da casca. Serra de São José, Tiradentes, MG, agosto de 2010. Foto: R. J. V. Alves.

Figure 1 – Stump of *Lafoensia glyptocarpa* Koehne (Lythraceae) one week after fire. Note the thick rhytidome and the plantlet of molasses grass growing in the bark fissure. Serra de São José, Tiradentes, MG, August 2010. Photo: R. J. V. Alves.

Figura 2 – Espécime de *Pfaffia jubata* Mart. (Amaranthaceae) florido uma semana após o fogo. Notar o tubérculo subterrâneo – adaptação ao fogo. Serra de São José, Tiradentes, MG, agosto de 2010. Foto: R. J. V. Alves.

Figure 2 – Specimen of *Pfaffia jubata* Mart. (Amaranthaceae) in flower one week after fire. Note the underground tuber – an adaptation to fire. Serra de São José, Tiradentes, MG, August 2010. Photo: R. J. V. Alves.

Uma segunda onda de devastação, também pouco estudada, se iniciou com a introdução de espécies forrageiras para o ciclo do gado bovino, muitas das quais se tornaram invasoras. A população de gado no Brasil atualmente se equipara à dos humanos (Schlesinger 2010), sendo que as áreas de pastagens ocupam no país aproximadamente 172 milhões de hectares, enquanto as destinadas à lavoura totalizam menos de 77 milhões de hectares. Hoje, as regiões Norte e Centro-Oeste, onde se situam a Floresta Amazônica e o Cerrado, são as que apresentam as maiores taxas de expansão do rebanho bovino no Brasil, cuja população em 2008 era de 169 milhões de cabeças (Schlesinger 2010). O esterco depositado pelo gado altera a fertilidade dos solos do Cerrado, provocando uma maior cobertura de capins (geralmente espécies exóticas invasoras) e facilitando a dispersão do fogo (Kolbek & Alves 2008). O aumento da frequência do fogo no Cerrado resultará na redução do número de espécies lenhosas (Miranda *et al.* 2002).

Mudanças no ciclo do fogo natural no campo rupestre

No Neotrópico, os efeitos do fogo sobre comunidades vegetais associadas aos afloramentos rochosos ainda são pouco conhecidos (Safford 2001, Carmo *et al.* 2007). Pelo menos no domínio do Cerrado, os campos rupestres apresentam uma flora com muitas adaptações ao fogo (Giulietti

et al. 1987, Kolbek & Alves 2008). As espécies associadas a afloramentos rochosos, como as Velloziaceae, apresentam seus caules protegidos por densas camadas de bainhas foliares que representam um eficiente isolamento térmico ao fogo rápido. Muitas espécies lenhosas apresentam um ritidoma espesso com a mesma função. O fogo danifica a periferia das rosetas de espécies herbáceas, como *Paepalanthus planifolius* (Bong.) Körn. (Eriocaulaceae), mas as partes centrais das plantas sobrevivem e se regeneram rapidamente (Kolbek & Alves 2008). Até mesmo espécies com estruturas delicadas em solos arenosos podem apresentar adaptações, como *Genlisea pygmaea* A. St.-Hil., planta carnívora que possui um pequeno tubérculo (Rivadavia 2007) que garante a sobrevivência após a passagem do fogo. Algumas espécies são pirófitas: só conseguem se reproduzir quando há fogo. Um exemplo clássico é *Bulbostylis paradoxa* (Cyperaceae, Figura 3), que só floresce poucos dias depois que as folhas da planta são queimadas. Em anos sem fogo, essa espécie sequer produz flores (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006). Outras plantas têm floração em massa induzida pelo fogo, como algumas Eriocaulaceae (Figueira 1998) e Velloziaceae (Ribeiro & Figueira 2011), e sem fogo apresentam floração esparsa no tempo e no espaço.

Figura 3 – *Bulbostylis paradoxa* (Spreng.) Lindm. (Cyperaceae) florido três dias após o fogo. Serra de São José, Tiradentes, MG, agosto de 2010. Foto: R. J. V. Alves.

Figure 3 – *Bulbostylis paradoxa* (Spreng.) Lindm. (Cyperaceae) flowering three days after fire. Serra de São José, Tiradentes, MG, August 2010. Photo: R. J. V. Alves.

Por diminuirem a capacidade de alastramento do fogo, as áreas desnudas dos afloramentos rochosos constituem um fator natural de proteção para a vegetação rupestre (Neves & Conceição 2010). Entretanto, por sua capacidade de propagar fogo e sua elevada plasticidade em ocupar diversos tipos de solo em diferentes climas, o capim gordura, *Melinis minutiflora* P. Beauv. (Poaceae), ora presente desde a Venezuela (Barger *et al.* 2003) até o sul do Brasil (Silva *et al.* 2003, Hoffmann *et al.* 2004, Martins *et al.* 2004, Kolbek & Alves 2008) é uma das espécies vegetais invasoras mais agressivas no Neotrópico. A introdução desta espécie é secular, tendo sido descrita em 1812 com *typus* do Brasil (provavelmente do Rio de Janeiro) e desde então invadiu não apenas os pastos, mas também praticamente todas as áreas dos campos rupestres e de altitude, inclusive os afloramentos rochosos observados por nós, autores. A presença de *M. minutiflora* alterou profundamente a ecologia dos campos rupestres, pois na estação árida as moitas desse capim conectam ilhas de vegetação que antes permaneciam isoladas, além de proverem material combustível extra para a iniciação de fogo, fenômeno também verificado em outras formações campestres (D'Antonio & Vitousek 1992). Dessa forma, o fogo se espalha e afeta proporções maiores de campo rupestre do que era costumeiro antes da invasão.

Com o aporte de esterco do gado, estranho aos campos rupestres, a biomassa de capim gordura potencialmente cresce. As moitas de capim gordura seco também acumulam por vários anos, representando combustível e calor adicionais nas ocasiões das queimadas, matando até mesmo as plantas que eram adaptadas ao fogo sazonal menos quente. Nas serras estudadas por nós (Bico de Pedra, Caraça, Carrancas, Chapada, Ibitipoca, Lenheiro, Ouro Branco, Ouro Grosso e São José), todas em Minas Gerais e algumas inseridas em unidades de convervação (*e. g.* Serra de Ibitipoca, no Parque Estadual do Ibitipoca e Serra de São José, abarcada pela Área de Proteção Ambiental (APA) Serra de São José, o Refúgio Estadual de Vida Silvestre Libélulas da Serra de São José e a Área de Proteção Especial Serra São José), isto tem sido significantemente danoso para espécies de Velloziaceae, antes relativamente imunes ao ciclo natural do fogo (Kolbek & Alves 2008).

Nas áreas de afloramentos rochosos, observamos que se o fogo não ocorre por algumas décadas, haverá um grande acúmulo de combustível: as fissuras ficam tomadas por capim gordura seco, e há lenha morta conectando as moitas de vegetação arbustivo-arbórea. A chegada do fogo em uma área rupestre dessas acaba matando uma parte da vegetação, que, ao contrário das formações de cerrado sobre latossolo, geralmente não conta com um solo profundo para esconder suas gemas e xilopódios. Por outro lado, fogo muito frequente poderá interferir negativamente na riqueza de espécies arbóreas, assim como observado no Cerrado. Keeley & Zedler (1978) sugeriram que curtos períodos entre eventos de fogo tendem a eliminar as espécies recrutadas apenas por sementes.

Num estudo de regeneração pós-fogo no Quadrilátero Ferrífero, Carmo *et al.* (2007) sugeriram que campo rupestre ferruginoso (sobre canga) é adaptado ao fogo e apontaram para a importância das estações do ano. Como o fogo estudado por esses autores ocorreu no meio da estação seca, durante os primeiros dois meses, praticamente toda a regeneração foi decorrente da rebrota de vegetais com gemas subterrâneas e outras estruturas perenes. Entretanto, com o início das chuvas, a germinação de sementes foi a responsável pela maior parte da regeneração. Concluíram que nas cangas estudadas o fogo passa rapidamente, sem danificar as estruturas de reservas subterrâneas e sem destruir o banco de sementes.

Ao contrário dos campos abertos, as espécies que ocorrem em florestas tropicais, de maneira geral, não possuem adaptações significativas que façam com que estas resistam ao fogo freqüente. Deste modo, o fogo nestas formações deve sempre ser combatido visto que o intervalo da passagem de fogo natural pelas florestas é muito provavelmente bem mais longo que em outros locais, onde as adaptações são inúmeras e bem visíveis.

Conclusão

No bioma Cerrado, muitas espécies formam estruturas de resistência ao fogo. Embora essas estruturas já fossem observadas e interpretadas por pesquisadores antigos como Warming (1908), Rawitscher *et al*. (1943) e Rawitscher & Rachid (1946), mesmo no Cerrado o fogo ainda vem sendo interpretado apenas como um vilão.

No Brasil algumas unidades de conservação têm seus corpos contratados e voluntários de combate a incêndios. Muitas vezes os combates são efetuados ao fogo natural ocorrido em vegetação nativa, adaptada ao fogo e distante de áreas de pecuária ou matas. Isto pode causar um acúmulo de matéria orgânica seca, que, quando finalmente pega fogo, causa um incêndio mais intenso afetando até mesmo as espécies adaptadas. Esse acúmulo pode ainda favorecer a dominância de gramíneas altas de metabolismo C4, reduzindo drasticamente as populações de centenas de espécies, ameaçando estas de extinção (Howe 1994).

Mesmo que o intervalo do fogo nas savanas seja mais curto que em outros locais, isto não deve de maneira alguma ser encarado como um incentivo à queima de pastagens naturais ou não, devendo o fogo intencional não prescrito ser sempre veementemente combatido.

O gado é indesejável em áreas de vegetação natural de savana, por ser responsável pela introdução e disseminação de espécies invasoras conhecidamente favorecedoras do fogo freqüente e mais intenso, além da eutrofização de solos arenosos oligotróficos. Segundo Overbeck *et al*. (2007), o pastoreio excessivo também é uma ameaça real aos campos naturais do sul do Brasil, mal representados em Unidades de Conservação.

Será preciso intensificar os estudos de caso para determinar em quais áreas o fogo é desejável e com qual periodicidade. Apenas então, os esforços de conservação poderão ser direcionados de uma forma mais eficaz para a conservação dos biomas savânicos perante o fogo.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsas ao primeiro e segundo autor, respectivamente.

Referências bibliográficas

Alves, R.J.V.; Cardin, L. & Kropf, M.S. 2007. Angiosperm Disjunction "Campos Rupestres – Restingas" – a re-evaluation. **Acta Botanica Brasilica**, 21(3): 675–685.

Alves R.J.V. & Kolbek J. 2009. Can campo rupestre vegetation be floristically delimited based on vascular plant genera? **Plant Ecology**, 207(1): 67–79.

Barger, N.N.; D'Antonio, C.M.; Ghneim, T. & Cuevas, E., 2003: Constraints to colonization and growth of the African grass, *Melinis minutiflora*, in a Venezuelan savanna. **Vegetatio**, 167(1): 31–43.

Beerling, D.J. & Osborne, C.P. 2006. The origin of the savanna biome. **Global Change Biology**, 12: 2023–2031.

Benites, V. de M.; Schaefer, C.E.; Simas, F.N.B. & Santos, H.G., 2007. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. **Revista Brasileira de Botânica**, 30(4): 569–577.

Bond, W.J. & Keeley, J.E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of □ammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**, 20(7): 387-194.

Carmo, F.F.; Sousa, E.; Fonseca, F.C.; Ribeiro, L.C. & Jacobi, C.M. 2007. Recrutamento pós-fogo em dois habitats de um campo rupestre ferruginoso (canga) na Serra da Moeda, MG. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**. pp. 1-2 Caxambu, MG.

Cartelle, C. 1999. **Pleistocene mammals of the cerrado and caatinga of Brazil. Mammals of the Neotropics: the central neotropics**. p. 27-46. *In*: J. F. Eisenberg & K. H. Redford. (eds.) Chicago, University of Chicago Press.

Conceição A.A. & Giulietti A.M. 2002. Composição florística e aspectos estruturais de campo rupestre em dois platôs do Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Hoehnea**, 29: 37–48.

Conceição A.A.; Giulietti A.M. & Meirelles S.T. 2007. Ilhas de vegetação em afloramentos de quartzito-arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 21(2): 335–347.

D'Antonio, C.M. & Vitousek, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 23:62-87.

Fariña, R.; Vizcaíno, S.F.; & Bargo, M.R. 1998. Body mass estimations in Lujanian (Late Pleistocene-early Holocene of South America) mammal megafauna. **Mastozoologia Neotropical**, 5: 87–108.

Figueira, J.E.C. 1998. **Dinâmica de populações de *Paepalanthus polyanthus* (Eriocaulaceae) na Serra do Cipó, MG**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas. 112p.

Giulietti, A.M.; Menezes, N.L.; Pirani, J.R.; Meguro, M. & Wanderley, M.G.L. 1987. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista de espécies. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, 9: 1-151.

Gottsberger, G. & Silberbauer-Gottsberger, I., 2006. **Life in the Cerrado, a South American tropical seasonal ecosystem**, Vol. 1: Origin, structure, dynamics and plant 'use. Abt. Syst. Bot. Ökol. Bot. Garten Univ. Ulm. 277 p.

Hoffmann, W.A.; Lucatelli, V.M.P.C.; Silva, J.F.; Azeuedo, I.N.C.; Marinho, M. da S.; Albuquerque, A.M.S.; Lopes, A. de O. & Moreira, S.P., 2004. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. **Diversity and Distributions**, 10(2): 99–103.

Howe, H.F. 1994. Managing species diversity in tallgrass prairie: assumptions and implications. **Conservation Biology**, 8(3)691–704.

Janzen, D.H. 1986. Chihuahuan desert nopaleras: defaunated big mammal vegetation. Annual Review of Ecology, **Evolution and Systematics**, 17: 595–636.

Janzen, D.H. and Martin, P.S. 1982. Neotropical anachronisms: the fruits the gomphoteres ate. **Science**, 215: 19–27.

Keeley, J.E. & Zedler, P.H. 1978. Reproduction of chaparral shrubs after fire: a comparison of sprouting and seeding strategies. **The American Midland Naturalist**, 99: 142–161.

Kolbek J. & Alves R.J.V. 2008. Impacts of Cattle, Fire and Wind in Rocky Savannas, Southeastern Brazil. – **Acta Universitatis Carolinae Environmentalica**, 22: 111–130.

Martins, C.R.; Leite, L.L. & Haridasan, M. 2004: Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, 28(5): 739–747.

Miranda, H.S.; Bustamante, M.C. & Miranda, A.C. 2002. The fire factor. p. 51-68. *In*: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (eds.) **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**.. Columbia University Press, New York, NY, US.

National Park Service. 1999. **Prescribed Fire Planning, Implementation, and Evaluation Procedures**. http://web.mac.com/linnog/Fire_Arch/Prescribed_Fire_files/RXFIRE.PDF. (Acesso em 19/5/2011)

Neves, S.P.S. & Conceição, A.B. 2010. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrota e sementes, com espécies endêmicas na rocha. **Acta Botanica Brasilica**, 24(3): 697-707.

Olson, R. & Noble, C. 2005. The Geological Foundation for Prescribed Fire in Mammoth Cave National Park. **Geodiversity & Geoconservation**, 22(3):22-28.

Parks Canada. 2011. http://www.pc.gc.ca/pn-np/ab/banff/plan/plan12.aspx. (Acesso em 19/5/2011)

Overbeck, G.E.; Müller, S.C.; Fidelis, A.; Pfadenhauer, J.; Pillar, V. D.; Blanco, C. C.; Boldrini, I. I.; Both, R. &, Forneck, E. D. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** 9:101–116.

Queiroz, L.P. 2006. The Brazilian caatinga: phytogeographical patterns inferred from distribution data of the Leguminosae. P. 113-149. *In*: Penninigton R.T, Lewis G.P & Ratter J.A (eds.) **Neotropical dry forests and savannas**. Royal Botanical Garden, Edinburgh.

Rawitscher, F.; Ferri, M.G. & Rachid, M. 1943. Profundidade dos solos e vegetação em campos cerrados do Brasil Meridional. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 15: 267–294.

Rawitscher, F. & Rachid, M. 1946. Troncos subterrâneos de plantas brasileiras. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 18(4): 261–280.

Ribeiro, M.C. & J.E.C. Figueira. 2011. Uma abordagem histórica do fogo no Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais – Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, 1(2): 212-227.

Rivadavia, F. 2007. A *Genlisea* Myth is confirmed. **Carnivorous Plants Newsletter**, 36(4): 122-125.

Schlesinger, S. 2010. Onde Pastar? O Gado Bovino no Brasil. **Walprint Gráfica e Editora**. www.boell-latinoamerica.org/downloads/gado_brasil_sergio_schlesinger.pdf

Safford, H.D. 2001. Brazilian Páramos. III. Patterns and rates of postfire regeneration in Campos de Altitude. **Biotropica** 33: 282–302.

Sano, S.M.; Almeida, S.P. de & Ribeiro, J.F. 2008. **Cerrado - Ecologia e Flora**. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília. 1279 p.

Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2010. Phylogenetic structure of Brazilian savannas under different fire regimes. **Journal of Vegetation Science**, 21: 1003–1013.

Silva, M.S.; Pompeu, M.S.; Paula, S. de & Porfirio, S., 2003. Distribuição espacial e densidade de gramínea invasora (*Melinis minutiflora* Beauv.) no Parque Nacional da Serra do Cipó. p. 531–532. *In*: **Resumos: VI Congresso de Ecologia do Brasil**, Fortaleza,.

Simon, M.F.; Grether, R.; de Queiroz, L.P.; Skema, C.; Pennington, R.T. & Hughes, C. E. 2009. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **PNAS online** (DOI: 10.1073/pnas.0903410106).

U. S. Geological Survey; 2000. Fire Ecology of South Florida Pinelands. http://fl.biology.usgs.gov/Center_Publications/Fact_Sheets/snyderflier.pdf. (Acesso em 19/5/2011)

Warming E. 1908, **Lagoa Santa. Contribuição para a Geographia Phytobiológica**. Tradução de E. Löfgren. Imprensa Official do estado de Minas Geraes, Bello Horizonte. Reprint 1973.

Fogo em Veredas: Avaliação de Impactos sobre Comunidades de Odonata (Insecta)

Lara Gomes Côrtes[1,2], Mirian Cristina de Almeida[3], Nelson Silva Pinto[4], Paulo De Marco Júnior[4]

Recebido em 15/4/2011 – Aceito em 27/7/2011

RESUMO – As veredas são fisionomias abertas do bioma Cerrado, que desempenham papel essencial na proteção de nascentes. Por outro lado, as veredas também são consideradas de grande importância para uso direto das populações rurais que habitam o Cerrado brasileiro. Estes conflitos de utilização das veredas são hoje um grande desafio para a conservação da biodiversidade. Neste estudo objetivou-se testar o efeito do fogo sobre a riqueza e composição de Odonatas (libélulas) em veredas queimadas e não-queimadas na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT). A riqueza foi estimada para cada uma das veredas amostradas através do método não-paramétrico Jackknife de primeira ordem. A análise de espécies indicadoras foi feita pelo IndVal. A similaridade na composição da comunidade de Odonata foi obtida através do índice de Chao. No total foram amostradas 33 espécies de Odonata, distribuídas entre cinco famílias. Nenhuma das espécies de Odonata esteve associada especificamente a ambientes queimados ou não queimados. As veredas queimadas apresentaram uma maior similaridade na composição das comunidades de Odonata do que as veredas não queimadas e o mesmo padrão pode ser observado quando considerada apenas a subordem Zygoptera. Este trabalho com comunidades de Odonata demonstrou que há impacto do fogo sobre a composição de espécies da subordem Zygoptera que possui menor capacidade de dispersão. Isso reforça a idéia de que o fogo é conhecidamente uma das principais ameaças sobre as áreas protegidas do Cerrado e uma ameaça à manutenção da biodiversidade de veredas da EESGT. Caso decisões de uso e manejo do fogo sejam tomadas, que estas sejam, imprescindivelmente, acompanhadas de pesquisas de monitoramento de veredas na EESGT.

Palavras-chave: cerrado; campos úmidos; composição; conflitos; riqueza; unidade de conservação.

ABSTRACT – The marshes are open areas of Cerrado (brazilian savannas), which play an essential role in protecting water sources. Moreover, the marshes are also considered of great importance to direct use of rural people living in the Cerrado. These conflicts of use of the marshes are now a major challenge for biodiversity conservation. This study aimed to test the effect of fire on the richness and composition of Odonata (dragonflies) in burned and unburned marshes within the Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT). Species richness was estimated for each of the sampled marshes through non-parametric method of first order Jackknife. The analysis of indicator species was made by IndVal. The similarity in community composition of Odonata were obtained through the index of Chao. In total we sampled 33 species of Odonata, distributed among five families. No species of Odonata were associated specifically with burned or unburned environments. The marshes burned recently showed a greater similarity in community composition of Odonata than unburned marshes and the same pattern is evident when considering only the suborder Zygoptera. This work with Odonata communities has shown that there is impact of fire on species composition of the suborder Zygoptera which has less ability to disperse. This reinforces the idea that the fire is known to be one of the main threats to protected areas of the Cerrado and a threat to the biodiversity of EESGT marshes. If decisions of fire management are taken, it is crucial that it come together with research monitoring marshes in EESGT.

Keywords: cerrado; composition; protected areas; richness; wetlands.

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, Avenida Beira Rio Quadra 02 número 06 Centro, Rio da Conceição, Tocantins, Brasil, 77303-000. E-mail: *lara.cortes@icmbio.gov.br*

[2] Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Federal de Goiás, Rodovia Goiânia-Nerópolis, km 5, Campus II, Setor Itatiaia, CP 131, Goiânia, Goiás, Brasil, 74001-970. E-mail: *lara.cortes@icmbio.gov.br*

[3] Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Goiás, Rodovia Goiânia-Nerópolis, km 5, Campus II, Setor Itatiaia, CP 131, Goiânia, Goiás, Brasil, 74001-970. E-mail: *almeida.miriancristina@gmail.com*

[4] Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese, Departamento de Ecologia, ICB, Universidade Federal de Goiás, Rodovia Goiânia-Nerópolis, km 5, Campus II, Setor Itatiaia, CP 131, Goiânia, Goiás, Brasil, 74001-970. E-mail: *nelsonsilvapinto@gmail.com e pdemarco@icb.ufg.br*

Introdução

O Cerrado é um dos *hotspots* para a conservação da biodiversidade mundial (Myers *et al.* 2000, Mittermeier *et al.* 2004) em função de sua elevada biodiversidade endêmica e acelerada perda de habitat. Entretanto, o Cerrado é o *hotspot* brasileiro que possui a menor porcentagem de áreas com proteção integral (2,85%) e, no total, são apenas 8,21% de seu território legalmente protegido por unidades de conservação (MMA 2011). O Cerrado possui uma grande variedade de fitofisionomias, abrangendo desde campos com arbustos e pequenas árvores esparsas até formações mais fechadas com espécies lenhosas de copa alta (Oliveira-filho & Ratter 2002).

As veredas são fisionomias abertas e lineares características do bioma Cerrado, que ocorrem em solos hidromórficos, geralmente ao longo de cursos d'água estreitos (Oliveira-filho & Ratter 2002). A vereda é geralmente caracterizada pela ocorrência do buriti (*Mauritia flexuosa*), podendo ocorrer outras espécies de palmeiras, em meio a agrupamentos mais ou menos densos de formações de espécies arbustivo-herbáceas (Ribeiro & Walter 2008). Adicionalmente, as veredas são circundadas por campos típicos, geralmente úmidos (Ribeiro & Walter 2008)

A ocorrência das veredas condiciona-se ao afloramento do lençol freático, exercendo papel fundamental na manutenção do sistema hidrológico, uma vez que as áreas úmidas do Cerrado funcionam como esponjas naturais para os cursos d'água (Meirelles *et al.* 2006). Dessa forma, as veredas desempenham papel essencial na proteção de nascentes, sendo consideradas áreas de preservação permanente pelo Código Florestal Brasileiro.

As veredas, assim como os campos úmidos associados a elas, são áreas úmidas, caracterizadas por solos encharcados e, portanto, são também grandes armazenadores de carbono (Meirelles *et al.* 2006). Os campos úmidos absorvem água e regulam o fornecimento da mesma na época chuvosa e sua manutenção na época seca, sendo essenciais para a manutenção dos cursos d'água (Meirelles *et al.* 2006).

Além disso, as veredas são ecossistemas diferenciados no bioma Cerrado, possuindo espécies, interações e processos ecológicos particulares (Tubelis 2009). Além da manutenção hidrológica, as veredas e seus campos úmidos associados respresentam ambientes críticos para a conservação de espécies ameaçadas como o cervo *Blastocerus dichotomus* (Carnignotto & Aires 2011) e as aves *Culicivora caudacuta e Anodorhynchus hyacintinus* (Dornas & Crozariol 2011), sendo também o habitat de espécies potencialmente novas como o réptil *Kentrophx paulensis* ou recentemente descritas como o morcego *Thyroptera devivoi* (Gregorin *et al.* 2006, Nogueira *et al.* 2011). Veredas são também formações ciliares, sujeitas a interações com diferentes formações florísticas (mata de galeria, campo sujo, cerrado *stricto sensu*), sendo extremamente importantes para a fauna do Cerrado e funcionando como um corredor para a vegetação dos diferentes biomas brasileiros (Oliveira-Filho & Ratter 1995).

Por outro lado, as veredas e campos úmidos associados também são considerados de grande importância para as populações rurais que habitam o Cerrado brasileiro (Figueiredo 2007, Tubelis 2009) e, portanto, essas fitofisionomias de grande riqueza de espécies (Araujo *et al.* 2002, Tubelis 2009, Dornas & Crozariol 2011, Nogueira *et al*. 2011) e fornecedoras de serviços ecossistêmicos essenciais, tornam-se um alvo fundamental para ações de conservação dentro e fora de Unidades de Conservação (Tubelis 2009).

No entanto, as veredas têm sido severamente modificadas por ações humanas. Além da possível poluição dos cursos d'água associados por atividades agropecuárias de grande porte (Laabs *et al.* 2007), as veredas do norte do Cerrado também sofrem com a exploração do capim-dourado *(Syngonanthus nitens)*. O capim-dourado tem se destacado no comércio nacional, sendo bastante rentável para a população local (Figueiredo 2007), porém seu extrativismo carrega consigo a prática de queimas, em geral bianuais, em veredas e campos úmidos associados.

Adicionalmente, é recorrente a prática de queimar veredas e campos úmidos para alimentar o gado com a rebrota das gramíneas e, infelizmente, essa queima tem ocorrido durante muitas

décadas dentro do sistema de unidades de conservação brasileiro (Tubelis 2009). De maneira geral, as queimadas resultam em solos inicialmente férteis, pelo aumento de potássio e outros minerais liberados pelas cinzas, porém boa parte desses minerais pode ser perdida pela ação do vento (Mistry 1998a). Entretanto, esse fator de fertilidade temporária também leva à crença de que o fogo é benéfico para as atividades agrícolas, ainda que o fogo seja usado pelas populações locais por limitações de recursos financeiros e de tempo (Mistry, 1998b).

É importante ressaltar também que estudos indicam que os incêndios em veredas possuem um potencial bastante destruidor, uma vez que as espécies que compõem a vegetação das veredas, em geral, não possuem mecanismos de proteção ao fogo e, pela predominância de solos turfosos, são comuns incêndios subterrâneos, caracterizados por temperaturas muito altas, causando danos severos ao solo (Maillard *et al.* 2009).

Além disso, o solo das veredas acumula matéria orgânica e é bastante sensível à erosão (Wantzen *et al.* 2006). A partir da retirada da vegetação superficial de uma vereda, pode-se desenvolver uma erosão que permanecerá por décadas (Wantzen *et al.* 2006). O restabelecimento de plantas, muitas vezes também falha por falta de nutrientes, pois a camada superior do solo foi removida e solos arenosos são extremamente pobres em nutrientes (Wantzen 2003). Durante eventos de chuvas intensas, que no Cerrado são imediatamente posteriores às queimadas, as erosões aumentam de profundidade e o contínuo fluxo de água carrega os sedimentos para dentro dos riachos (Wantzen *et al.* 2006).

Esses ecossistemas quando queimados e perturbados por pastoreio e drenagem também liberam quantidades consideráveis de gases do efeito estufa para a atmosfera, uma vez que podem alterar o nível do lençol freático e este está relacionado à quantidade de emissões de carbono (Meirelles *et al.* 2006).

Estes conflitos de utilização das veredas são hoje um grande desafio para a conservação da biodiversidade do Cerrado brasileiro e para o desenvolvimento sustentável das populações que habitam estas regiões. Essa prática de queimar veredas é particularmente comum nas unidades de conservação do Tocantins, Maranhão e Piauí, e, no entanto, pesquisas sobre os efeitos da queima de veredas e campos úmidos associados sobre a fauna e flora são ainda bastante incipientes.

A detecção, a avaliação dos efeitos do fogo e a tomada de decisões de manejo ainda é um desafio nas unidades de conservação brasileiras (França *et al.* 2011). Uma boa iniciativa para responder a esta demanda é avaliar as condições atuais de ambientes perturbados e não-perturbados, utilizando grupos bioindicadores como ferramentas úteis para avaliar as condições dos ecossistemas aquáticos e terrestres (Samways & Steytler 1996, Akutsu *et al.* 2007, Silva *et al.* 2010).

Os insetos da ordem Odonata são organismos comumente utilizados em estudos de biomonitoramento (McCauley 2010, Silva *et al.* 2010), por serem um grupo relativamente bem resolvido taxonomicamente (Garrison *et al.* 2006) e por serem territorialistas, defendendo pontos próximos a corpos d'água (McCauley 2010). As libélulas são predadores generalistas tanto na fase larval quanto adulta e apesar de serem dependentes dos ambientes aquáticos para reprodução e desenvolvimento larval, o estágio de vida adulto utiliza os ambientes terrestres para forragear e se dispersar. As oportunidades de forrageamento oferecidas pelos ambientes terrestres são importantes principalmente para as fêmeas e imaturos, permitindo que utilizem uma maior variedade de presas e se alimentem sem a interferência de conespecíficos, que se concentram próximos aos corpos de água (Corbet 1999). Além disso, a fase adulta é geralmente mais adequada para trabalhos de biomonitoramento por ser taxonomicamente mais bem resolvida e facilmente identificável (Clark & Samways 1996).

Adicionalmente, a fase jovem é aquática e a adulta é terrestre/aérea, sendo predadores em ambos ambientes. Essa duplicidade de habitat que um mesmo indivíduo habita em períodos distintos de seu ciclo de vida desperta grande interesse em relação aos efeitos que a integridade

ambiental pode ter sobre a distribuição dos indivíduos e a capacidade dos mesmos de indicar alterações (Samways & Steytler 1996, Corbet 1999). Como vivem nos dois ambientes podem sofrer efeito tanto da perda de vegetação terrestre como também das modificações dos parâmetros físico-químicos da água (Clark & Samways 1996, Samways & Steytler 1996, Silva *et al.* 2010), que podem ser alterados devido às queimadas.

Como as alterações humanas no ambiente são rápidas e intensas, há uma crescente preocupação em relação às consequências ecológicas e evolutivas destes estresses sobre populações naturais (Polak *et al.* 2002, Diniz *et al.* 2011), pois algumas espécies se beneficiam do fogo, mas outras sofrem e decrescem com este distúrbio, dependendo de suas resiliências (Moretti *et al.* 2006). Portanto, o objetivo deste trabalho foi testar o impacto do uso do fogo sobre a riqueza e composição de Odonatas em veredas queimadas e não-queimadas na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, testando também, dessa forma, o uso de Odonata como bioindicadores de impacto de queimadas. Espera-se que (i) a riqueza de espécies seja maior em veredas não-queimadas e que (ii) a similaridade na composição das espécies seja maior em veredas queimadas; uma vez que as queimadas podem homogeneizar a estrutura da vegetação e dos solos que compõem as veredas e as Odonata utilizam estes ambientes como sítios de reprodução e alimentação.

Materiais e métodos

Área de estudo

A Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT) localiza-se nos municípios de Almas, Ponte Alta do Tocantins, Rio da Conceição e Mateiros, no Estado do Tocantins, e Formosa do Rio Preto, no Estado da Bahia. Os objetivos da criação da EESGT são proteger e preservar amostras dos ecossistemas de Cerrado, bem como propiciar o desenvolvimento de pesquisas científicas e atividades de educação ambiental. A EESGT é a segunda maior unidade de conservação de proteção integral do bioma Cerrado com 716.306 ha, integrando um mosaico de unidades de conservação composto também pelo Parque Estadual do Jalapão (TO), Área de Proteção Ambiental Estadual do Jalapão (TO), Área de Proteção Ambiental Federal da Serra da Tabatinga (TO), Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba (PI), Área de Proteção Ambiental Estadual do Rio Preto (BA). Este mosaico de unidades de conservação é alvo atualmente do Projeto Corredor Ecológico da Região do Jalapão (exceto a APA do Rio Preto) e constitui hoje o maior fragmento de Cerrado legalmente protegido, com mais de dois milhões de hectares.

O uso e ocupação das veredas da EESGT pela população local, residente ou não, através do uso do fogo para a criação de gado, extração de capim dourado, caça e realização de roças de toco (corte da vegetação ciliar seguido de queima), é atualmente um dos principais desafio para a gestão efetiva da EESGT, que é uma das Unidades de Conservação que mais queimam no país (Côrtes 2010). Estas queimadas são realizadas geralmente pela população que mora na cidade, mas que utiliza a área da Unidade há décadas para a criação de gado e extração de capim-dourado, no entanto, sem a construção de aceiros, sem observar o vento ou horários de menor intensidade solar e, consequentemente, queimando extensas áreas dentro das Unidades de Conservação do Jalapão. Há ainda queimadas provocadas por caçadores da região.

As veredas para a realização da pesquisa foram pré-selecionadas em março e abril de 2010, através dos registros de focos de calor do satélite NOAA, disponíveis para *download* no site do INPE. Foram feitos "buffers" de 1 km ao longo de cada registro de foco de calor no período de 2006 a 2009 e estes foram considerados como área queimada. Porém, de acordo com os registros em campo de queimadas em 2010, as veredas pré-selecionadas foram divididas em dois tratamentos: queimadas e não-queimadas em 2010 (Tabela 1 e Figura 1). A distância mínima entre as veredas selecionadas foi de 3 km para evitar uma possível falta de independência amostral. Pode-se constatar que a vegetação ciliar rasteira e o solo são fortemente afetados com a passagem do fogo nas veredas (Figura 2).

Tabela 1 – Localidades onde foram feitas as amostragens de Odonata, com tratamento e informação dos incêndios (ano, área queimada, data) na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. Latitude e longitude apresentadas em graus decimais.

Table 1 – Localities where were done Odonata samples, with treatment and fire information (year, area, date) at Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. Latitude and longitude are in decimal degrees.

Localidade	Coordenadas Geográficas (lat/long)	Tratamento	Incêndio em 2010	Área queimada (ha)	Data de início do incêndio
Ricopa	11.313 S 46.814 W	Não queimada	Não	-	-
Coa	11.287 S 46.800 W	Não queimada	Não	-	-
Cascavel	11.236 S 46.819 W	Não queimada	Não	-	-
João Preto*	10.063 S 46.735 W	Não Queimada	Não	-	-
Dedo Cortado	11.257 S 46.945 W	Queimada	Sim	56753	01/09/2010
Eugênio	11.255 S 47.003 W	Queimada	Sim	56753	01/09/2010
Brejão	11.063 S 46.917 W	Queimada	Sim	36240	08/08/2010

* A vereda João Preto não foi considerada nas análises posteriores (foi apenas inventariada) porque se considerou que há um aumento na substituição de espécies (diminuição da similaridade) com o aumento da distância ligados a padrões de dispersão ou ao aumento da heterogeneidade ambiental em maiores escalas e, portanto, optou-se por não utilizar a vereda João Preto nas análises por estar bem mais distante das demais.

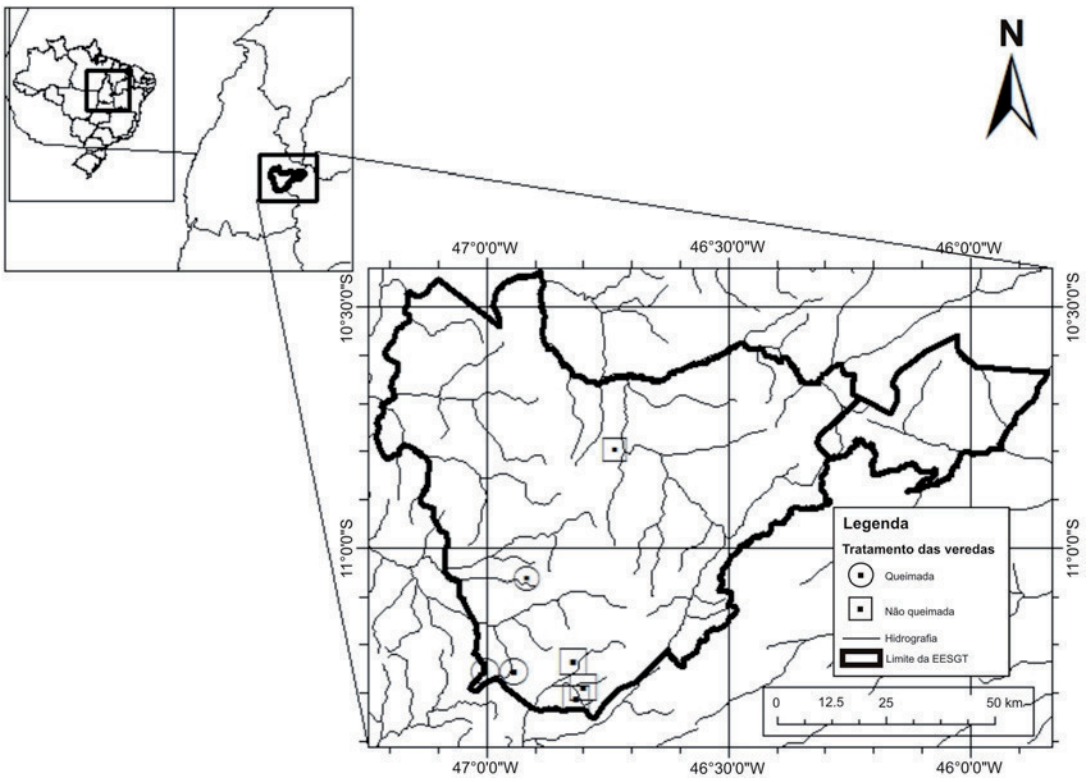

Figura 1 – Disposição espacial das veredas onde foram amostradas as comunidades de Odonata dentro da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, Tocantins, Brasil.

Figure 1 – Spatial arrangement of marshes where Odonata assemblages were sampled at Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, Tocantins, Brazil.

Figura 2 – Veredas amostradas na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: Ricopa (A), Coa(B), Cascavel (C), Dedo Cortado (D), Eugênio (E), Brejão (F), João Preto (G). Fotos: Lara Gomes Côrtes.

Figure 2 – Sampled marshes at Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: Ricopa (A), Coa(B), Cascavel (C), Dedo Cortado (D), Eugênio (E), Brejão (F), João Preto (G). Pictures: Lara Gomes Côrtes.

Coleta de dados

Considerando que as veredas geralmente formam um mosaico com matas de galeria, procurou-se selecionar para o estudo a área mais aberta, com a presença esparsa de buritis, e predomínio de gramíneas, que são geralmente mais suceptíveis ao fogo, sendo que as áreas com densa vegetação arbórea não foram amostradas. A amostragem de Odonata foi realizada em sete veredas durante o mês de novembro de 2010, início da estação chuvosa, entre os horários de 10:00 e 13:00h, com uma temperatura mínima de 20°C, a qual está associada a uma maior atividade desses insetos. Tomou-se o cuidado de coletar somente nos momentos em que havia sol, quando há maior atividade dos insetos, devido às exigências de termorregulação dos organismos dessa ordem (May 1976, May 1991).

Em cada vereda foram realizadas duas medidas físico-químicas da água: pH e concentração de oxigênio dissolvido utilizando sondas separadas para medição de parâmetros. Adicionalmente, a temperatura do ar e a umidade relativa foram medidas no início da amostragem e no seu término.

O método do levantamento da comunidade de Odonata foi baseado no método de varredura com áreas fixas (scan) (Ferreira-Peruquetti & De Marco 2002, Ferreira-Peruquetti & Fonseca-Gessner 2003), já empregado em outros estudos (Silva et al. 2010, Juen & De Marco 2011). Na margem de cada vereda próxima à área onde havia uma maior visibilidade da água foi delimitado um transecto de 100 m, subdividido em 20 segmentos de cinco metros. A procura ativa foi realizada por um observador. Os indivíduos adultos de ambos os sexos de cada espécie de Odonata presentes em cada segmento foram registrados. Adicionalmente, para registros de ocorrência e de informação biogeográfica foram coletadas espécies presentes fora do transecto e horário de amostragem, porém não entraram em nenhuma das análises.

Para confirmação dos registros de campo, foram coletados exemplares testemunho de cada uma das espécies observadas, em cada uma das veredas amostradas. Os adultos foram coletados com o auxílio de uma rede entomológica e foram acondicionados em envelopes entomológicos individualizados por segmento de amostragem, posteriormente foram imersos em acetona P.A. por 24h, e secos ao ar livre. Os exemplares identificados com auxílio de estereomicroscópio e das chaves de identificação disponíveis para o grupo foram acondicionados em envelopes plásticos sobre papel cartão e depositados na coleção de Odonata do Laboratório de Ecologia Teórica da Universidade Federal de Goiás (LETS/UFG). Os indivíduos que apresentaram dúvidas na identificação foram encaminhados aos taxonomistas Frederico A. A. Lencioni e Alcimar do Lago Carvalho para confirmação.

Análises estatísticas

O efeito do fogo sobre as características físico químicas da água foi testado separadamente para os parâmetros pH e oxigênio dissolvido através de um teste t de médias.

O efeito do fogo sobre a comunidade de Odonata foi avaliado considerando as métricas de riqueza estimada e da similaridade da composição das diferentes veredas. Como as subordens Anisoptera e Zygoptera apresentam características de história de vida distintas (tamanho corporal) e, consequentemente, capacidades de dispersão e utilização de recursos diferentes, as análises foram realizadas também separadamente para estas duas subordens.

A riqueza de adultos de Odonata foi estimada para cada uma das veredas amostradas através do método não-paramétrico Jackknife de primeira ordem (Colwell & Coddington 1994) fornecido pelo programa Estimate S, versão 8.0 (Colwell 2005). Em cada vereda, cada segmento do transecto linear foi considerado como uma amostra e o número de espécies que ocorreram em apenas um segmento do transecto foi utilizado para estimar a riqueza de espécies, sendo calculado também o intervalo de confiança a 95% para esta estimativa.

Com o intuito de detectar se existia alguma espécie que poderia ser uma indicadora de veredas queimadas ou não-queimadas foi usada a análise de espécies indicadoras (IndVal). Esta análise é realizada separadamente para cada uma das espécies amostradas e mede a fidelidade e especificidade de cada uma das espécies a um dado filtro ambiental (Dufrene & Legendre 1997). Foram utilizados para esta análise apenas os dados obtidos pelas amostragens dos transectos, permitindo, assim, que fossem utilizadas apenas as espécies com alta abundância e que poderiam ser boas indicadoras ambientais.

A similaridade da composição de Odonata das veredas foi obtida através do índice de Chao. O índice de Chao é calculado considerando o vetor de abundância relativa das espécies compartilhadas entre dois pares de locais pesado pelo número de espécies de um dos pares de locais que apresenta apenas um ou dois indivíduos no outro local (Chao *et al*. 2005). O vetor de abundâncias das espécies foi construído para cada uma das veredas amostradas. Este foi obtido a partir da soma do número de indivíduos de cada espécie visualizados nos 20 segmentos do transecto amostrado. A dissimilaridade entre as comunidades de odonata, comparadas par a par, foi realizada com estes vetores através do índice de dissimilaridade de Chao. Este índice varia de 0 a 1, sendo que o valor 1 é obtido para comunidades totalmente dissimilares. Posteriormente, a similaridade foi obtida por 1 menos o valor do índice de dissimilaridade de Chao anteriormente calculado.

Optou-se pelo índice de Chao em relação a outros índices de similaridade, pois ele leva em consideração tanto a abundância das espécies, quanto uma estimativa das espécies que possivelmente não foram amostradas (Chao *et al.* 2005). Muitas espécies não são amostradas e as espécies raras que aparecem em um local podem ser diferentes das espécies raras que aparecem em um outro local, mesmo que ambas possam estar presentes nos dois locais. Neste caso uma subestimativa da similaridade poderia ocorrer devido a falha para controlar para as espécies compartilhadas não amostradas. As análises foram realizadas no programa R através do pacote vegan (R Development Core Team 2010).

A partir da matriz de similaridade obtida entre cada par de veredas a similaridade média de cada vereda com as demais foi calculada separadamente considerando apenas as veredas que queimaram, que não queimaram e entre veredas dos dois grupos. Para testar se as veredas queimadas apresentam uma composição das comunidades de Odonata mais similar entre si do que as veredas não-queimadas, foi utilizada uma Anova de um fator. Em todas as análises realizadas os pressupostos de normalidade dos resíduos e homogeneidade das variâncias foram testados.

Resultados

As veredas queimadas não apresentaram diferenças nos parâmetros físico químicos da água, pH (t=0,002, gl=4, p=0,998) e oxigênio dissolvido (t=-0,481, gl=4, p=0,655) em relação as veredas não queimadas. No total foram amostradas 33 espécies de Odonata, distribuídas entre seis famílias (Tabela 2). As comunidades de Odonata das veredas amostradas foram predominantemente compostas por representantes da subordem Anisoptera (18 espécies), que são libélulas de grande tamanho corporal e em geral associadas a corpos de água inseridos em ambientes abertos. A subordem Zygoptera, constituída por libélulas de pequeno tamanho corporal e pequena capacidade de dispersão foi representada por 15 espécies.

Tabela 2 – Espécies de Odonata coletadas nas sete veredas amostradas na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (* Veredas que foram queimadas no último ano). A lista refere-se às espécies amostradas nos transectos e àquelas registradas aleatoriamente fora deles. As famílias Coenagrionidae, Calopterygidae e Protoneuridae são os representantes da subordem Zygoptera e as famílias Corduliidae, Gomphidae e Libellulidae pertencem à subordem Anisoptera.

Table 2 – Species collected at seven marshes sampled at Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (*Marshes that were burned in the last year). The list refers to species sampled in transects and those randomly recorded out of them. The families Coenagrionidae, Calopterygidae and Protoneuridae belong to suborder Zygoptera and the families Corduliidae, Gomphidae and Libellulidae belong to suborder Anisoptera.

Família	Espécie	*Brejão	*Dedo Cortado	*Eugênio	João Preto	Ricopa	Cascavel	Coa
Coenagrionidae	*Acanthagrion truncatum*						X	
Coenagrionidae	*Argia chapadae*			X				
Coenagrionidae	*Argia lilacina*	X	X	X	X	X		X
Coenagrionidae	*Argia sp nova*	X	X	X	X	X		X
Coenagrionidae	*Cyanallagma ferenigrum*							X
Protoneuridae	*Epipleoneura angeloi*	X	X	X				
Protoneuridae	*Epipleoneura metallica*	X		X				
Protoneuridae	*Epipleoneura machadoi*						X	
Calopteygidae	*Hetaerina simplex*	X	X	X		X	X	X
Coenagrionidae	*Minagrion waltheri*			X	X			
Protoneuridae	*Neoneura sylvatica*						X	
Coenagrionidae	*Oxyagrion evanescens*			X				
Coenagrionidae	*Telebasis coccinea*					X		X
Coenagrionidae	*Telebasis racenisi*	X	X	X		X		X
Coenagrionidae	*Telebasis divaricata*	X						
Gomphidae	*Diaphlebia nexans*			X	X			
Libellulidae	*Diastatops obscura*					X	X	X
Libellulidae	*Elasmothemis constricta*		X				X	
Libellulidae	*Erythrodiplax melanica*	X	X	X	X	X		X
Libellulidae	*Erythrodiplax sp. 1*		X			X		X
Libellulidae	*Erythrodiplax luteofrons*					X		X
Libellulidae	*Erythrodiplax juliana*		X	X		X		X
Libellulidae	*Erythrodiplax sp. 2*	X	X	X		X		X
Libellulidae	*Erythrodiplax sp. 3*	X	X					
Libellulidae	*Erythrodiplax lativittata*		X	X				X
Libellulidae	*Gynothemis venipunctata*							X
Libellulidae	*Idiataphe batesi*					X		X
Libellulidae	*Macrothemis heteronycha*							X
Corduliidae	*Navicordulia errans*		X		X			
Libellulidae	*Pantala flavescens*	X	X			X		X
Gomphidae	*Progomphus sp.*						X	
Libellulidae	*Zenithoptera lanei*	X	X	X		X	X	X
Gomphidae	*Zonophora calippus spectabilis*					X		

Estes dados representam as primeiras informações sobre invertebrados da EESGT e contribuem para reduzir uma imensa lacuna de conhecimento sobre Odonata no norte do Cerrado e no estado do Tocantins. Vale ressaltar a presença de *Navicordulia errans* da família Corduliidae que é uma família rara e pouco estudada e uma espécie nova do gênero *Argia* (confirmação do taxonomista F.A.A. Lencioni). Nenhuma das espécies amostradas consta da lista das espécies ameaçadas de extinção, porém destacam-se *Cyanallagma ferenigrum* e *Idiataphe batesi,* espécies com distribuição conhecida apenas para o Cerrado, tendo sido registradas dentro da ESEC Serra Geral do Tocantins somente nas veredas que não queimaram em 2010.

A riqueza de Odonata entre as veredas pertencentes aos dois tratamentos não diferiu (Figura 3A), mesmo quando as análises foram separadas para Anisoptera e Zygoptera (Figura 3B e 3C). Além disso, nenhuma das espécies de Odonata esteve associada especificamente a ambientes queimados ou não queimados, refletindo a ausência de espécies indicadoras destes insetos para o distúrbio de incêndios em veredas, pois nenhuma das espécies amostradas apresentou valor de indicação maior do que o esperado pelo acaso, segundo o método IndVal (Tabela 3).

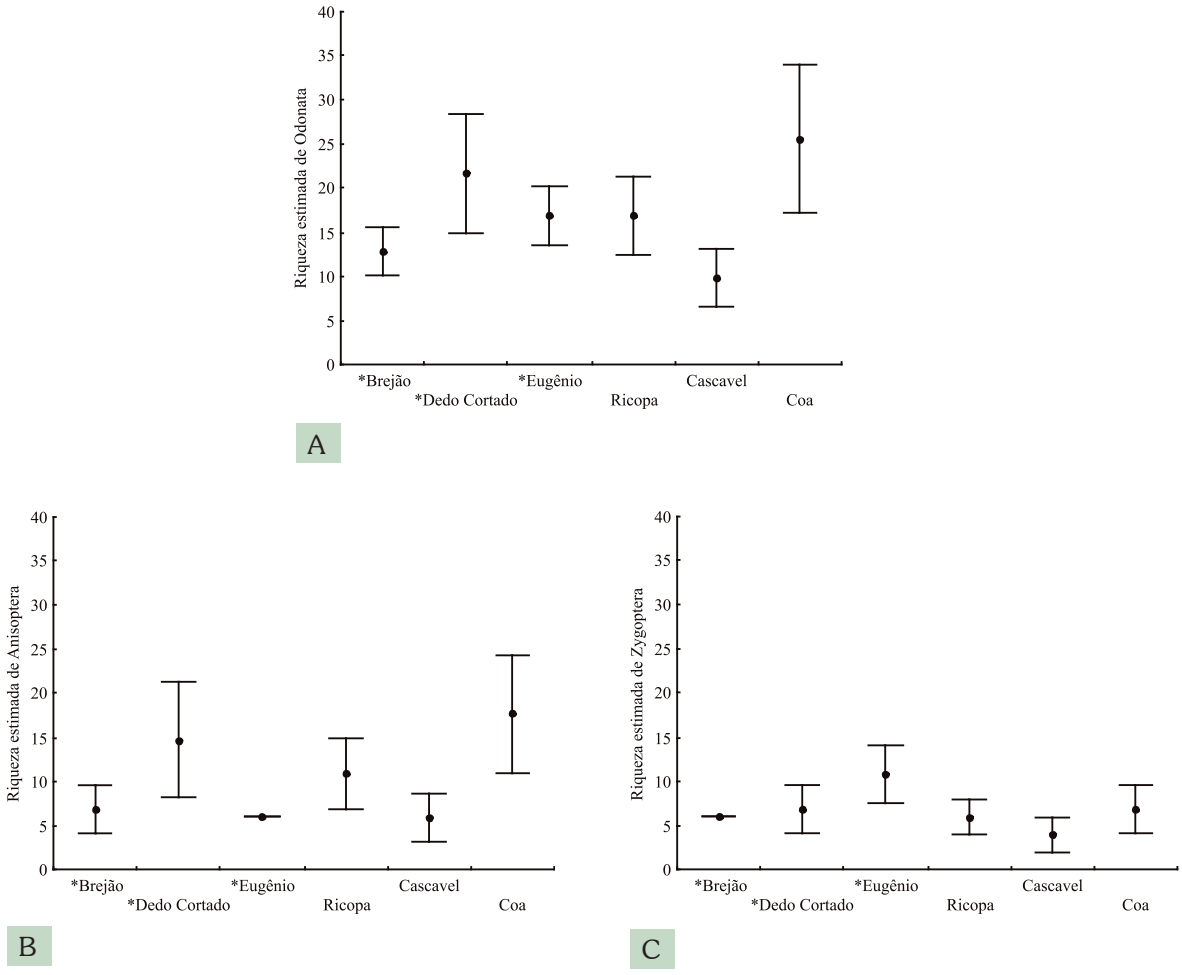

Figura 3 – Riqueza de Odonata (A), Anisoptera (B) and Zygoptera (C) estimadas pelo método Jackknife de primeira ordem em veredas da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. As barras representam o intervalo de confiança a 95% e o (*) indica as veredas que foram queimadas em 2010.

Figure 3 – Odonata (A), Anisoptera (B) and Zygoptera (C) richness estimated by the method of first order Jackknife in marshes of Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. The bars are the confidence interval at 95% and the (*) indicates the marshes which burned in 2010.

Tabela 3 – Valores indicadores (IndVal) das espécies de Odonata amostradas nos transectos dos tratamentos de veredas queimadas e não queimadas na EESGT. A média e o desvio padrão (SD) referem-se ao teste de aleatoriazação. (*) indica a proporção de testes de randomização com valores de indicação igual ou excedendo o valor observado. (1) vereda queimada e (0) não-queimada.

Table 3 – Indicator values (IndVal) of Odonata species sampled at transects of burned and unburned marshes treatments in EESGT. The average and the standard deviation refer to randomization test. (*) indicates the proportion of the randomization test with indicator values equal or exceeding the observed value. (1) burned marshes and (0) unburned.

Espécie	Tratamento	Indival	Média	SD	*p
Argia chapadae	1	33,3	33,0	3,33	1,00
Argia lilacina	1	72,7	58,8	10,22	0,11
Argia sp. nova	1	88,9	70,7	18,35	0,30
Epipleoneura angeloi	1	100	54,6	21,65	0,11
Epipleoneura metallica	1	66,7	38,6	22,17	0,39
Epipleoneura machadoi	0	33,3	33,0	3,33	1,00
Hetaerina simplex	0	72,5	70,3	12,07	0,58
Neoneura sylvatica	0	33,3	33,0	3,33	1,00
Oxyagrion evanescens	1	33,3	33,0	3,33	1,00
Telebasis coccinea	0	66,7	39,9	23,48	0,44
Telebasis racenisi	1	89,5	79,5	18,75	0,51
Diaphlebia nexans	1	33,3	33,0	3,33	1,00
Diastatops obscura	0	100	49,5	18,48	0,11
Elasmothemis constricta	1	16,7	36,0	24,7	1,00
Erythrodiplax melanica	1	64,3	64,6	18,53	0,64
Erythrodiplax sp. 1	0	24,2	49,5	23,49	1,00
Erythrodiplax luteofrons	0	66,7	44,7	19,41	0,44
Erythrodiplax juliana	1	57,9	68,5	23,1	0,89
Erythrodiplax sp. 2	1	64,1	60,7	11,48	0,42
Erythrodiplax sp. 3	1	66,7	43,5	21,21	0,46
Erythrodiplax lativittata	1	50,0	48,7	17,52	0,71
Idiataphe batesi	0	66,7	41,3	22,25	0,44
Macrothemis heteronycha	0	33,3	33,0	3,33	1,00
Pantala flavescens	1	33,3	48,0	20,62	1,00
Progomphus sp.	0	33,3	33,0	3,33	1,00
Zenithoptera lanei	0	81,4	68,5	17,27	0,44

As veredas queimadas apresentaram uma maior similaridade na composição das comunidades de Odonata do que as veredas não queimadas ($F_{(2, 6)} = 6,864$; $p = 0,028$) (Figura 4A) e o mesmo padrão pode ser observado quando consideradas apenas as espécies de Zygoptera ($F_{(2, 6)} = 6,222$; $p = 0,034$) (Figura 4C). Entretanto, a similaridade da composição não difere entre veredas queimadas e não queimadas quando consideradas apenas as espécies de Anisoptera ($F_{(2, 6)} = 0,332$; $p = 0,729$) (Figura 4B).

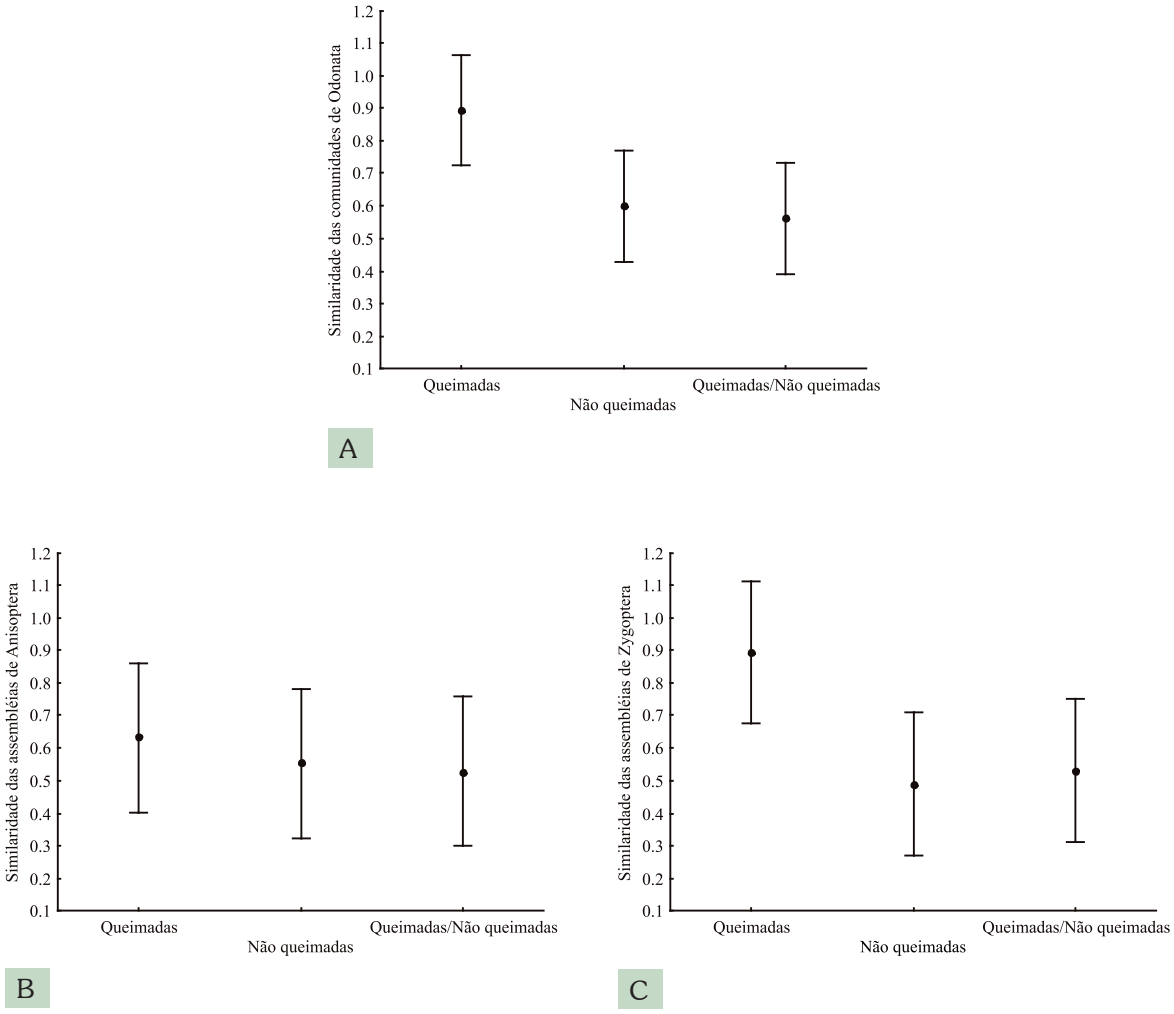

Figura 4 – Similaridade (1 - Índice de Chao) entre as veredas queimadas, não-queimadas e entre estes dois conjuntos para a composição total de Odonata (A), e dividida nas subordens Anisoptera (B) e Zygoptera (C), na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins.

Figure 4 – Similarity (1 - Chao Index) between burned, unburned marshes and between these two sets for total Odonata composition (A) and it divided into suborders Anisoptera (B) and Zygoptera (C), at Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins.

Discussão

As comunidades de adultos de Odonata não responderam à ocorrência de incêndios nas veredas considerando a riqueza estimada e nem apresentaram uma associação frequente e específica de qualquer uma das espécies com veredas queimadas ou não-queimadas. A riqueza pode não ser uma boa medida de distúrbios sobre comunidade de adultos de Odonata, visto que os distúrbios poderiam apenas ocasionar a substituição de espécies, sem no entanto alterar a riqueza local (Sahlén 2006, Reece & Mcintyre 2009).

Uma maior eficiência na detecção de prováveis espécies de Odonata indicadoras deve necessariamente passar por um aumento do número de veredas queimadas e não-queimadas. Isto ocorre porque a avaliação da especificidade e fidelidade do método de IndVal está relacionada à freqüência de ocorrência de uma dada espécie em cada um dos tratamentos (Dufrene & Legendre 1997). Assim, uma espécie que tenha ocorrido somente em duas das três veredas não-queimadas apresentará a métrica de fidelidade já reduzida em um terço e, de acordo com o método de

IndVal, não seria uma espécie indicadora, ainda que ocorra apenas em um dos tratamentos. Adicionalmente, o número de dias de amostragem em cada vereda deve ser aumentado para que seja possível a eliminação de registros casuais de espécies de Odonata devido à visitação temporária de corpos de água (Schmidt 1985, Hawking & New 2002).

A composição das assembléias da subordem Zygoptera demonstrou ser mais sensível aos impactos ocasionados pelos incêndios em veredas, sendo que estes podem estar homogeneizando as comunidades de Zygoptera. Resultados similares têm sido encontrados para outras comunidades de insetos aquáticos, principalmente para a fase larval. Vieira *et al.* (2004) estudou os efeitos de incêndios em riachos de cabeceiras inseridos em paisagens campestres de um platô semiárido no centro do Novo México, avaliando também as alterações devido ao aumento da vazão dos riachos em regiões queimadas. A composição dos taxa de insetos aquáticos em riachos de regiões queimadas distinguiu-se das comunidades de riachos não queimados, sendo que as abundâncias das três principais espécies de Odonata amostradas nas áreas queimadas somente retornaram após a redução de alterações na vazão dos riachos (Vieira *et al*. 2004).

Como há uma maior distância geográfica entre o grupo de veredas queimadas quando comparada a distância geográfica entre o grupo de veredas não queimadas (Figura 1), sugere-se que a alta similaridade da composição de espécies das primeiras poderia estar relacionada a algum filtro ambiental gerado pelos incêndios. A cobertura de macrófitas expostas, a temperatura da água e o sombreamento das margens dos corpos de água estão entre as principais variáveis ambientais que influenciam a composição de comunidades de Zygoptera e Anisoptera (Samways & Stleyter 1996, Remsburger *et al.* 2008, Remsburger & Turner 2009), sendo que os Anisoptera ocorrem principalmente em áreas ensolaradas e com grande cobertura de macrófitas (Samways & Stleyter 1996).

Os Zygoptera, por outro lado, tendem a ocorrer sobre ambos os extremos destas variáveis ambientais e a redução da densidade da vegetação ripária arbórea, ocasionada pelos incêndios, tem efeitos diretos sobre o sombreamento dos cursos de água e deve conduzir a uma diminuição na densidade de espécies de Zygoptera relacionadas especificamente à vegetação ripária e aumentar a abundância das espécies de Zygoptera que ocorrem em porções das veredas onde a densidade de vegetação ripária é menor, conduzindo, portanto, a uma maior similaridade na composição de veredas queimadas.

As manchas arborizadas das veredas, assim como de outras áreas úmidas devem ser hotspots de diversidade, pois apresentam habitats com características estruturais muito diferentes da matriz herbácea nas quais elas são encontradas (van der Valk & Warner 2009). Um aumento da abundância de espécies de Odonata de áreas abertas também ocorre quando há a retirada da vegetação ou o represamento de riachos de cabeceira (Dijkstra & Lempert 2003). Assim, uma menor similaridade na composição de Zygoptera entre as veredas não-queimadas poderia ser reflexo de uma maior complexidade estrutural entre estas, devido aos mosaicos formados por áreas abertas e matas ripárias (van der Valk & Warner 2009). Uma pequena similaridade das comunidades de adultos de Odonata tem sido obtida para outras áreas úmidas (similaridade < 50%), sugerindo uma especialização de habitat pelos adultos de Odonata (Bried & Erwin 2005).

A recolonização por adultos de insetos aquáticos deve ser o mecanismo primário para a recuperação de comunidades de insetos em riachos impactados por incêndios, sendo que grupos como os Odonata, que em geral apresentam adultos com maior capacidade de dispersão, contribuem nos estágios iniciais de sucessão em riachos queimados (Vieira *et al.* 2004). Porém, no contexto das veredas da EESGT, esta recolonização deve ser mais rapidamente determinada por espécies da subordem Anisoptera devido a sua maior capacidade de dispersão (Juen & De Marco 2011) e à maior representatividade regional relacionada, provavelmente, ao predomínio de corpos de água não sombreados. No entanto, não se sabe se as espécies estão se reproduzindo nas veredas queimadas tão bem quanto o fazem nas áreas que não queimaram recentemente, uma vez que não houve amostragem das larvas de Odonata nos corpos d'água.

Considerando o menor tamanho corporal dos Zygoptera e que estes realizam termorregulação por convecção (May 1991, De Marco & Resende 2002), há limitações na capacidade de realizar longos vôos em áreas abertas, podendo indicar que as alterações na paisagem ao redor dos corpos de água ocasionadas pelos incêndios poderiam conduzir a matrizes de menor permeabilidade ao deslocamento destes insetos (Cleary *et al.* 2004), pois haveria a criação de filtros ecológicos baseados na temperatura que dificultariam a dispersão e recolonização. A estrutura da paisagem na qual ocorre o movimento de odonatas influencia a troca de indivíduos entre populações locais e, em alguns casos, barreiras ao movimento de Odonata têm incluído pastos (Jonsen & Taylor 2000), florestas (Purse *et al.* 2003) e a urbanização (Watts *et al.* 2004).

Constatou-se que o desafio para os estudos dos impactos do fogo sobre a biodiversidade em unidades de conservação é ainda desenhar protocolos que possam ser replicados no espaço e no tempo. Entretanto, qualquer estudo de biodiversidade irá exigir um contínuo processo de avaliação e revisão de metodologias, buscando responder às particularidades e desafios de gestão de cada região estudada. Uma opção seriam estudos experimentais que evitam problemas de réplicas não independentes através de processos de aleatorização. Porém, em unidades de conservação como a EESGT que possui grande área, poucos acessos e incêndios recorrentes por toda sua extensão, torna-se complicada a escolha aleatória de áreas não queimadas bem como garantir a exclusão do fogo em áreas experimentais.

Uma solução em tal cenário seria monitorar algumas áreas ao longo do tempo, permitindo a obtenção de dados temporais que permitam ver mudanças em populações e comunidades antes e após a ocorrência de incêndios (Vieira *et al.* 2004). Deste modo, sugere-se que sejam monitoradas algumas áreas em unidades de conservação que sofrem incêndios recorrentes. No caso estudado, devem ser monitoradas veredas no sul da EESGT, que são áreas com baixa freqüência de incêndios e áreas ao norte da unidade, onde se concentram populações humanas e incêndios recorrentes. Este trabalho sugere que os Odonata, em especial a subordem Zygoptera, podem ser bons bioindicadores do impacto do fogo em comunidades de veredas, principalmente devido a suscetibilidade tanto a impactos locais dos incêndios, por causa da maior ligação com as matas ripárias, bem como a impactos regionais na paisagem, pelo fato de terem pequena capacidade de dispersão.

Conclusões

As unidades de conservação da região do Jalapão enfrentam atualmente um cenário de crescente conflito com residentes e moradores do entorno, pois grande parte da população local acredita que a criação de unidades de conservação influenciou suas vidas de maneira negativa (Ferreira & Freire 2009), principalmente devido às restrições de uso do fogo impostas. Este trabalho inicial com comunidades de Odonata demonstrou que há impacto do fogo sobre a subordem Zygoptera que possui menor capacidade de dispersão e, portanto, o fogo pode ser um fator de fragmentação da paisagem para algumas espécies de baixa vagilidade, criando matrizes que podem ser intransponíveis pelo menos temporariamente. Adicionalmente, o fogo frequente pode provocar uma homogeneização biótica, uma vez que as comunidades de Zygoptera em veredas queimadas foram mais similares. Isso reforça a idéia de que o fogo é conhecidamente uma das principais ameaças sobre as áreas protegidas do Cerrado e uma ameaça bastante evidente à manutenção da biodiversidade da EESGT (Nogueira *et al*. 2011).

Portanto, no contexto atual, o caminho ideal seria seguir o princípio da precaução, pois espécies novas ou com distribuição restrita ao Cerrado estão sendo registradas nas veredas da EESGT, similar ao que foi encontrado anteriormente para vertebrados. Isso justifica a importância da conservação destas áreas de preservação permanente bem como reitera o desconhecimento atual sobre espécies e processos ecológicos desta fitofisionomia. A obtenção de informação sobre a diversidade e a distribuição de espécies de Odonata, particularmente em áreas subamostradas

como as veredas e que estão sob forte influência antrópica, são os primeiros passos para futuros esforços planejados de conservação destes ambientes.

No entanto, caso decisões de uso e manejo do fogo sejam tomadas, que estas sejam, imprescindivelmente, acompanhadas de pesquisas de monitoramento de veredas na EESGT para que seja possível avaliar a integridade da biodiversidade ao longo do tempo. Isso permitirá aumentar a quantidade de informações em relação aos contextos ecológicos e humanos, possibilitando avaliar as decisões dos gestores e apontar ações possíveis e necessárias com base em um conhecimento científico mais concreto e amplo.

Agradecimentos

Ao Instituto Natureza do Tocantins e ao Parque Estadual do Jalapão pelas autorizações para realizaOs autores são gratos ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) pelo financiamento da pesquisa através da Chamada Interna de Projetos de Pesquisa - DIBIO 2010, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Cientifico e tecnológico (CNPq); à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Também são gratos pela ajuda de campo imprescindível dos terceirizados Delmício (Dico) e Hermilson Mendes da ESEC Serra Geral do Tocantins e do Analista Ambiental Mariusz Antonio Szmuchrowski da COMOC/ICMBio. Agradecem ainda aos taxonomistas Frederico A.A. Lencioni e Alcimar do Lago Carvalho que gentilmente conferiram as identificações de Odonata.

Referências bibliográficas

Akutsu, K.; Khen, C.V. & Toda, M.J. 2007. Assessment of higher insect taxa as bioindicators for different logging-disturbance regimes in lowland tropical rain forest in sabah, malaysia. **Ecological Research**, 22: 542-550.

Araújo, G.M.; Barbosa, A.A.A.; Arantes, A.A.; & Amaral, A.F. 2002. Composição florística de veredas no município de Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, 25:475-493.

Bartley, R. & Rutherfurd, I. 2005. Measuring the reach-scale geomorphic diversity of streams: application to a stream disturbed by a sediment slug. **River Research and Applications**, 21: 39–59.

Bried, J.T. & Ervin, G.N. 2005. Distribution of adult Odonata among localized wetlands in East-Central Mississippi. **Southeastern Naturalis**t, 4: 731-744.

Carnignotto, A.P. & Aires, C.C. 2011. Mamíferos não voadores (Mammalia) da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. **Biota Neotropica**, 11: 000-000.

Chao,A.; Chazdon,R.L.; Colwell,R.K.; & Shen,T.J. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. **Ecology Letters**, 8: 148-159.

Clark, T.E. & Samways, M.J. 1996. Dragonflies (Odonata) as indicator of biotope quality in the Kruger National Park, South Africa. **Journal of Applied Ecology**, 33:1001-1012.

Cleary, D.F.R.; Mooers, A.; Eichhorn, K.A.O.; van Tol, J., Jong, R. & Menken, S.B.J. 2004. Diversity and community composition of butterflies and odonates in an ENSO-induced fire affected habitat mosaic: a case study from East Kalimantan, Indonesia. **Oikos**, 105: 426-446.

Colwell,R.K. 2005. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 7.5. [6.0b1].

Colwell, R. & Coddington,J. 1994. Estimating terrestrial biodiversity throught extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, 345: 101-118.

Corbet, P.S. 1999. **Dragonflies: behavior and ecology of Odonata**. Comstock Publ. Assoc.

Côrtes, L.G. 2010. **Relatório da operação Gato-do-Mato de combate à incêndios florestais**. Relatório Técnico. 39p.

De Marco, P. & Resende, D.C. 2002. Activity patterns and thermoregulation in a tropical dragonfly assemblage. **Odonatologica**, 31: 129-138.

Dijkstra, K. B. & Lempert, J. 2003. Odonate assemblages of running waters in the Upper Guinean forest. **Archiv für Hydrobiologie**, 157: 397–412.

Diniz, I.R.; Higgins, B.; & Morais, H.C. 2011. How do frequent fires in the Cerrado alter the lepidopteran community? **Biodiversity Conservation**, 20: 1415-1426.

Dornas, T.O. & Crozariol, M.A. 2011. **Levantamento das aves associadas a um conjunto de veredas da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins**. Relatório Técnico. 37p.

Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. **Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecol. Monogr**. 67: 345-366.

Ferreira-Peruquetti, P.S. & P. de Marco, P. Jr. 2002. Efeito da alteração ambiental sobre a comunidade de Odonata em riachos de mata atlântica de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 19 (2): 317-327.

Ferreira, M. N. E. & Freire, N. C. 2009. Community perceptions of four protected areas in the Northern portion of the Cerrado hotspot, Brazil. **Environmental Conservation**, 36(2): 129-138.

Ferreira-Peruquetti, P. S. & Fonseca-Gessner, A. A. 2003. Comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de cerrado e monocultura no nordeste do estado de São Paulo, Brasil: relação entre o uso do solo e a riqueza faunística. **Revista Brasileira De Zoologia**, 20 (2): 219-224.

Figueredo, I. B. 2007. **Efeito do fogo nas populações de capim dourado (*Syngonanthus nitens* Eriocaulaceae) na região do Jalapão, TO**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 73p.

França, H.; Ramos-Neto, M.B.; Setzer, A. 2007. **O fogo no Parque Nacional das Emas**. Ministério do Meio Ambiente. 140p.

Garrison, R. W.; Von Ellenrieder, N.; & Louton; J. A. 2006. **Dragonfly genera of the New World**. The Johns Hopkins University Press, 368p.

Gregorin, G.; Gonçalves, E.; Lim, B.K.; & Engstron, M.D. 2006. New species of disk-winged bat *Thyroptera* and range extention for *T. discifera*. **Jounal of Mammalogy**, 87:232-246.

Hawking, J.H. & New, T.R. 2002. Interpreting dragonfly diversity to aid in conservation assessment: lessons from the Odonata assemblage at Middle Creek, north-eastern Victoria, Australia. **Journal of Insect Conservation**, 6: 171–178.

Jonsen, I. D. & Taylor, P.D. 2000. Fine-scale movement behaviours of calopterygid damselflies are influenced by landscape structure: an experimental manipulation, **Oikos**, 88:553–562.

Juen, L. & De Marco Jr., P. 2011. Odonate biodiversity in terra-firme forest streamlets in central Amazonia: on the relative effects of neutral and niche drivers at small geographical extents. **Insect Conservation And Diversity**., *Doi: 10.1111/J.1752-4598.2010.00130.X*

May, M. L. 1976. Energy metabolism of dragonflies (Odonata: Anisoptera) at rest and during endothermic warm-up. **Journal of Experimental Biology**, 83: 79-94.

May, M .L. 1991. Thermal adaptation of dragonflies revised. **Adv. Odonatol**., 5: 71-88.

Maillard, P.; Pereira, D.B.; & Souza, C.G. 2009. Incêndios florestais em veredas: conceitos e estudo de caso no Peruaçu. **Revista Brasileira de Cartografia**, 61 (4): 321-330.

Mccauley, S.J. 2010. Body size and social dominance influence breeding dispersal in male *Pachydiplax Longipennis* (Odonata). **Ecological Entomology** 35: 377-385.

Meirelles, M.L.; Ferreira, A.B.; & Franco, A.C. 2006. **Dinâmica sazonal do carbono em campo úmido do Cerrado–Planaltina**, DF: Embrapa Cerrados. 32 p.

Ministério do Meio Ambiente. <www.mma.gov.br/sitio> (acesso em 20/07/2011).

Mistry, J. 1998a. Fire in the Cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. **Progress In Physical Geography**, 22 (4): 425–448.

Mistry, J. 1998b. Decision-making for fire use among farmers in savannas: an exploratory study in the Distrito federal, central Brazil. **Journal of Environmental Management**, 54: 321-334.

Mittermeier, R. A.; Gil, P. R.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Mittermeier, C. G.; Lamoreux J.; & Da Fonseca G. A.B. 2004. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. CEMEX & Agrupación Sierra Madre. 640p.

Moretti, M.; Duelli, P.; & Obrist, M.K. 2006. Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests. **Oecologia**, 149:312-327.

Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier C.G.; Fonseca, G.A.B.; & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403: 853-858.

Nogueira, C.C.; Ferreira, M.N.; Recoder, R.S.; Carnignotto, A.P.; Valdujo, P.H., Lima, F.C.T.; Gregorin, R.; Silveira, L.F.; & Rodrigues, M.T. 2011. Vertebrados da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: faunística, biodiversidade e conservação no Cerrado brasileiro. **Biota Neotropica**, 11: 000-000.

Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. 1995. A study of the origin of central brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburg Journal of Botany**, 52:141-194.

Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome p. 91-120. *In*: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. Columbia University Press.

Polak, M.; Opoka, R.; & Cartwright, I. L. 2002. Response of fluctuating asymmetry to arsenic toxicity: support for the developmental selection hypothesis. **Environmental Pollution**, 118: 19-28.

R Development Core Team 2010 R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, **R Foundation for Statistical Computing**.

Reece, B. & Mcintyre, N.E. 2009. Community assemblage patterns of odonates inhabiting a wetland complex influenced by anthropogenic disturbance. **Insect Conservation and Diversity**, 2: 73-80.

Remsburg, A.J. & Turner, M.G. 2009. Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. **J.N.Am. Benthol. Soc**., 28:44-56.

Remsburger, A.J.; Olson, A.C.; & Samways, M.J. 2008. Shade alone reduces adult dragonfly (Odonata: Libellulidae) abundance. **Journal Insect Behaviour**, 21: 460-468.

Ribeiro, J.F. & Walter, B. M. T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. *In*: Sano, S.M., Almeida, S.P. Ribeiro, J.F. (eds.). **Cerrado Ecologia e Flora Vol 1**. Embrapa Cerrados, 406p.

Sahlén, G. 2006. Specialists vs. generalists in the Odonata - the importance of forest environments in the formation of diverse species pools. p. 153-179. *In*: Rivera, A.C. (ed.). **Forests and Dragonflies (Fourth World Dragonfly Association International Symposium of Odonatology, Pontevedra, Spain, July 2005)**. Pensoft Publishers, Sofia, Russia. 299p.

Samways, M.J. & Steytler, N.S. 1996. Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. **Biological Conservation**, 78:279-288.

Sanseverino, A.M.; & Nessimiam, J.L. 2008. Assimetria flutuante em organismos aquáticos e sua aplicação para avaliação de impactos ambientais. **Oecologia Brasiliensis** 12: 382-405.

Silva, D.D.P.; De Marco, P.; & Resende, D.C. 2010. Adult Odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: A Case Study. **Ecological Indicators,** 10: 744-752.

Thompson, D.J. 2003. Dispersal characteristics and management of a rare damselfly. **Journal of Applied Ecology**, 40:716–728

Tubelis, D.P. 2009. Veredas e seu uso por aves no Cerrado, América do Sul: Uma Revisão. **Biota Neotropica**, 9 (3).

van der Valk, A.G. & Warner, B.G. 2009. The development of patterned mosaic landscapes: an overview. **Plant Ecology**, 200: 1-7.

Vieira, N.K.M.; Clements, W.H.; Guevara, L.S.; Jacobs, B.F. 2004. Resistance and resilience of stream insect communities to repeated hydrologic disturbances after a wildfire. **Freshwater Biology**, 49: 1243-1259.

Wantzen, K. M. 2003. Cerrado streams - characteristics of a threatened freshwater ecosystem type on the Tertiary Shields of Central South America. **Amazoniana**, 17(3/4): 481-502.

Wantzen, K. M.; Siqueira, A.; Cunha, C. N.; & De Sá, M. F. P. 2006. Stream-valley systems of the Brazilian Cerrado: impact assessment and conservation scheme. **Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst**., 16: 713-732.

Watts, P.C.; Rouquette, J.R.; Saccheri, I.J.; Kemp, S.J. & Thompson, D. J. 2004. Molecular and ecological evidence for small-scale isolation by distance in an endangered damselfly, Coenagrion mercuriale. **Molecular Ecology**, 13:2931–2945.

Biomassa Combustível em Campo Sujo no Entorno do Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil

Abel Augusto Conceição[1,2] & Vânia Regina Pivello[2]

Recebido em 15/4/2011 – Aceito em 22/8/2011

RESUMO – A Chapada Diamantina é uma região montanhosa de interesse especial para conservação, pois possui elevada biodiversidade e é sujeita a incêndios frequentes, cujos efeitos ainda não estão bem avaliados. O presente estudo objetivou quantificar a biomassa vegetal aérea em campo sujo, dois anos após um incêndio, e avaliar se esse período permite acúmulo suficiente de biomassa para a queima dessa vegetação, e em caso positivo, estimar a proporção de biomassa consumida pelo fogo. Visou também caracterizar a composição de famílias de plantas vasculares e a distribuição vertical do combustível. O campo sujo situa-se na Área de Proteção Ambiental Marimbus-Iraquara, circundante ao Parque Nacional da Chapada Diamantina, representando um encrave de fitofisionomias de cerrado *sensu lato* dentro do bioma Caatinga. A amostragem no campo sujo foi estratificada em áreas de campo sem arbustos e árvores (C), em manchas de arbustos e arvoretas (AA) e em áreas sem arbustos e árvores, mas com subarbustos (S), utilizando-se 20 parcelas de 1m x 1m, nas quais foram determinadas as porcentagens de cobertura e alturas das morfoespécies, discernidas em famílias de plantas. A biomassa vegetal aérea foi coletada em 10 parcelas, separando-se entre fina (até 0,3cm de diâmetro) e grossa (mais de 0,3cm de diâmetro). Após isso, foram realizadas duas queimadas experimentais, coletando-se a biomassa aérea restante nas outras 10 parcelas. Análises de variância foram utilizadas para as comparações. A biomassa em C foi 491,6g m^{-2}, em S 530g m^{-2} e em AA 1.395,3g m^{-2}. A biomassa fina é contínua e essencialmente constituída de plantas da família Poaceae, sendo em grande parte consumida pelas queimadas (95 a 97%), enquanto que a maior parte do combustível grosso não foi consumida, constituído principalmente de plantas da família Fabaceae nas manchas de arbustos e arvoretas, mais altas e heterogêneas. A alta inflamabilidade do campo sujo estudado e a curta distância deste ao Parque Nacional Chapada Diamantina demonstram a necessidade da inclusão das áreas campestres circundantes nas ações de combate e prevenção de incêndios nessa região.

Palavras-chave: cerrado; fogo; resíduo vegetal; vegetação campestre

ABSTRACT – Chapada Diamantina is a mountainous region of special interest to conservation, due to its high biodiversity. Wildfires are frequent in the region, and their effects are not well understood yet. This study aimed to quantify the aerial plant biomass in an open savanna two years after a wildfire, to assess if this time is sufficient to allow a new wildfire in the vegetation, and in the positive case, to estimate the biomass consumed by the fire. This study also aimed to characterize the family composition of vascular plants and the fuel vertical distribution. The studied open savanna is located in the APA Marimbus-Iraquara, in the surroundings of Chapada Diamantina National Park and represents enclaves of cerrado *sensu lato* physiognomies in the Caatinga biome. A stratified sampling was carried out in areas of open savanna without shrubs and trees (C), shrub-tree spots (AA), and open savanna with sub-shrubs (S), in 20 plots of 1m x 1m,

[1] Universidade Estadual de Feira de Santana/ UEFS, Departamento de Ciências Biológicas, Laboratório Flora e Vegetação. Av. Transnordestina s/n. Bairro Novo Horizonte, Feira de Santana-BA, Brasil, 44036-900. E-mail: abel18@gmail.com

[2] Universidade de São Paulo/ USP, Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, Laboratório da Paisagem e Conservação/ LEPAC. Rua do Matão, trav. 14, nº 321, Cidade Universitária, São Paulo-SP, Brasil, 05508-090. E-mail: vrpivel@ib.usp.br

where the percentage of cover and species height distinguished by plant families were determined. The aerial plant biomass was collected in 10 plots classified as fine (until 0.3cm diameter) and thick (more than 0.3cm diameter) fuel. After that, two areas were burned and the residual unburned biomass was collected in the other 10 plots. Analyses of variance were used for comparisons. The biomass in C was 491.6g m^{-2}, in the S, 530g m^{-2}, and in the AA, 1,395.3g m^{-2}. The fine biomass was continuous, comprised mainly Poaceae species and was consumed by fire (95 to 97%), while the thick fuel, mainly formed by Fabaceae species, was not consumed, in the higher and heterogeneous shrub-tree spots. This study showed the need to include the grasslands surrounding Chapada Diamantina National Park in actions of wildfire combat and prevention, since their high flammability poses wildfire risk to the Park.

Keywords: cerrado, fire; grasslands vegetation; plant remainings.

Introdução

O combustível de incêndios naturais é essencialmente formado por carboidratos derivados da biomassa das plantas, em grande parte por material vegetativo. Entretanto, como não há combustão total de estruturas espessadas, como ramos, troncos, rizomas e colmos, não é a totalidade da biomassa vegetal que se constitui em material combustível. A possibilidade de ocorrência de incêndios é, em grande parte, dependente da quantidade de combustível fino, umidade e continuidade do combustível, que interferem nas características do fogo (Blydenstein 1968, Wright & Bailey 1982, Whelan 1995, Pyne *et al.* 1996, Bilbao *et al.* 2009, Cochrane & Ryan 2009, Miranda *et al.* 2009).

Na região da Chapada Diamantina o fogo é frequente e atravessa grandes extensões das formações campestres do Cerrado (*sensu* Ribeiro & Walter 2008), alcançando os campos rupestres das áreas montanhosas, onde há elevado número de espécies endêmicas, e atingindo também trechos de Mata Atlântica em nascentes que abastecem rios importantes, como Rio de Contas e São Francisco (Harley 1995, Harley *et al.* 2005, Conceição & Costa 2009, Neves & Conceição 2010, Mesquita *et al.*, neste número). A vegetação campestre, que é considerada uma das mais inflamáveis devido à grande quantidade de combustível fino (Castro & Kauffman 1988, Kauffman *et al.* 1994, Bond *et al.* 2005, Pivello 2006, Miranda *et al.* 2009), ocorre em 76,8% do Parque Nacional da Chapada Diamantina, assim como nas formações campestres de Cerrado no entorno do Parque Nacional (Funch *et al.* 2009). No campo sujo, que possui estrato herbáceo quase contínuo interrompido por indivíduos arbustivos e/ou arbóreos isolados, o fogo pode interferir na proporção entre árvores e ervas da vegetação, por favorecer o incremento de espécies graminóides e interferir negativamente no crescimento e estabelecimento de novos indivíduos arbóreos, mantendo a fisionomia da vegetação aberta (Castro & Kauffman 1988, Coutinho 1990, Kauffman *et al.* 1994, Hoffmann 1996, Henriques & Hay 2002, Hoffmann & Moreira 2002, Gardner 2006, Pivello 2006, França *et al.* 2007, Miranda *et al.* 2009).

Uma série de fatores rege a dinâmica das populações acometidas por incêndios, tais como as espécies de plantas afetadas, o tipo de fitofisionomia, a estação do ano em que ocorre o incêndio, as condições ambientais antes e depois da queima, a herbivoria, a frequência e o tempo desde a última queimada (Silva *et al.* 1991, Kauffman *et al.* 1994, Whelan 1995, Baruch & Bilbao 1999, Henriques & Hay 2002, Hoffmann & Moreira 2002, Gardner 2006, Pyne *et al.* 1996, Pivello 2006, França *et al.* 2007, Bilbao *et al.* 2009, Cianciaruso *et al.* 2010). Todos esses fatores exercem influência na quantidade de biomassa vegetal acumulada. Por exemplo, se no(s) ano(s) anterior(es) ao incêndio ocorrer um ano com chuvas acima da média, haverá grande acúmulo de biomassa, que se somará àquela já existente, sendo que parte dessa biomassa estará seca devido à senescência natural de muitos indivíduos graminóides nos meses de baixa pluviosidade (San José *et al.* 1985, Canales & Silva 1987, Menaut & Cesar 1979, Sarmiento 1992, Baruch & Bilbao 1999, França *et al.* 2007, Bilbao *et al.* 2009, Pivello 2011). Isso acarretará acúmulo gradativo de combustível ao longo do tempo, que exercerá grande influência nas características do fogo do próximo incêndio e na sobrevivência das plantas às elevadas temperaturas (Wright & Bailey

1982, Whelan 1995, Pyne *et al.* 1996, Baker 2009). O combustível disponível para queima e a relação entre biomassa viva e morta são variáveis que determinam a ocorrência do fogo (Bilbao *et al.* 2009, Cochrane & Ryan 2009). Em savanas de altitude na Venezuela, o fogo não ocorre em intervalos menores de dois anos (Bilbao *et al*. 2009), enquanto que no Brasil, são reportados incêndios com frequência até mesmo anual (Cardoso *et al.* 2000, Medeiros & Miranda 2005, Cianciaruso *et al.* 2010). No entanto, seis meses foram insuficientes para realização de queimada experimental em um mês com baixa precipitação durante a estação chuvosa (março de 2009), em área de vegetação campestre na Chapada Diamantina (Costa 2010).

O presente estudo objetiva contribuir com informações qualitativas e quantitativas sobre o combustível disponível para a ocorrência de incêndios em vegetação na área circundante ao Parque Nacional da Chapada Diamantina e que podem ser úteis ao manejo da vegetação na região. Especificamente, visa quantificar a biomassa vegetal aérea em campo sujo dois anos após um incêndio e avaliar se esse período é suficiente para ocorrer a queima dessa vegetação e, em caso positivo, estimar a proporção de biomassa consumida pelo fogo. Visa, também, caracterizar a composição de famílias de plantas vasculares e a distribuição vertical do combustível, além de fornecer informações ambientais e sobre o comportamento do fogo em queimadas experimentais nessas áreas.

Materiais e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em área de campo sujo em Cerrado (*sensu* Ribeiro & Walter 2008), no Vale do Cercado (Sítio Calumbi: 12°26' Sul e 41°27' Oeste, 750m s.n.m.), situada na Área de Proteção Ambiental (APA) Marimbus-Iraquara, Serra do Sincorá, no município de Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil, vizinha ao Parque Nacional da Chapada Diamantina.

A Chapada Diamantina é uma porção da Cadeia do Espinhaço, sendo caracterizada pelo conjunto de serras que atingem mais de 1.000m s.n.m., com extremo de 2.033m no Pico do Barbado, na Serra do Tombador (Harley 1995). Nas áreas mais elevadas há predomínio da vegetação de campo rupestre sobre sedimentos arenosos ou diretamente sobre os substratos rochosos de arenito e quartzito, circundadas por áreas de cerrado *sensu lato* nas porções contíguas abaixo, ocorrendo também florestas mais úmidas em algumas encostas das serras e margens de rios (Harley 1995, Conceição & Giulietti 2002, Conceição & Pirani 2005, Harley *et al.* 2005, Juncá *et al.* 2005, Grillo 2008, Funch *et al.* 2009).

O clima no local de estudo é sub-quente, com verão úmido e quatro a cinco meses secos concentrados de agosto a novembro, geralmente com chuvas de dezembro a abril (Jesus *et al.* 1983, Nimer 1989). As temperaturas e umidades relativas do ar, a radiação fotossinteticamente ativa e a precipitação de chuvas foram monitoradas pela estação meteorológica (Hobo 021-001) do Orquidário do Pai Inácio, a 1km do local de estudo, com registros a intervalos de cinco minutos, desde outubro de 2008 a setembro de 2010 (24 meses).

A formação geológica predominante onde ocorrem as fitofisionomias campestres de Cerrado no Vale do Cercado é a Paraguaçu e o solo possui textura médio-arenosa, sendo fortemente ácido, com baixo teor de matéria orgânica, baixas concentrações de nutrientes e altas concentrações de alumínio trocável (Grillo 2000, 2008). A área de estudo possui o gradiente típico de fitofisionomias do cerrado *sensu lato*, indo do cerradão ao campo limpo (*sensu* Ribeiro & Walter 2008). As áreas mais baixas e planas entre os grandes morros, onde os solos são mais senis e profundos, possuem vegetação semelhante à do Planalto Central, com árvores tortuosas de folhas coriáceas e cascas espessas, com estrato herbáceo composto basicamente por Poaceae e Cyperaceae. Nas áreas mais altas predominam as fitofisionomias campestres do Cerrado, tendo cerrado rupestre nas encostas com solos litólicos, representando uma vegetação ecotonal entre o campo rupestre e o cerrado *sensu stricto* (Grillo 2000, 2008, Costa *et al.* 2009, Costa 2010).

Delineamento amostral e amostragem estratificada no campo sujo

A quantificação da biomassa aérea vegetal foi realizada a partir do material vegetal coletado em 20 parcelas de 1m x 1m, alocadas em duas áreas de campo sujo, onde os dois últimos eventos de incêndio ocorreram em 2001 e novembro de 2007 (24 meses antes do presente estudo). Oito parcelas foram alocadas em uma área de 1.005,8m^2 (47m x 21,4m) e 12 numa área de 551,025m^2 (23,25m x 23,70m) aproveitando duas áreas contíguas que foram experimentalmente queimadas no mesmo dia (detalhes no final da metodologia). Devido às diferenças espaciais na quantidade de combustível fino e grosso no campo sujo (Castro & Kauffman 1988, Kauffman *et al.* 1994), optou-se por estratificar sua amostragem para que fossem representadas as duas situações usuais, que são trechos mais extensos de vegetação campestre graminóide entremeada por poucos subarbustos e trechos mais restritos ocupados também por vegetação graminóide, porém com árvores e arbustos pontuais. Tais trechos foram mapeados para o sorteio estratificado de parcelas de 1m^2 em vegetação de campo sujo sem arbustos e árvores (C) e em manchas de arbustos e arvoretas (AA). Duas parcelas em campo sem arbustos e árvores incluíram uma espécie subarbustiva de Malpighiaceae (*Stigmaphyllon paralias* A. Juss.) em grande abundância e foram tratadas separadamente como áreas de campo sem arbustos e árvores, mas com subarbustos (S), para a quantificação da biomassa.

Combustível acumulado e combustível consumido nas queimadas

Metade da biomassa foi coletada antes das queimadas experimentais (10 parcelas, sendo quatro em uma área e seis na outra) e a outra metade depois (10 parcelas, sendo quatro em uma área e seis na outra), com a finalidade de quantificar, tanto o combustível acumulado em dois anos, quanto o consumido pelas queimadas, esse último calculado pela diferença entre a biomassa que não foi totalmente consumida pelo fogo e a biomassa anterior à queimada. A eficiência da queimada foi medida pela razão entre o combustível consumido e a biomassa anterior à queimada. Os totais da biomassa aérea vegetal em C e em S foram considerados como combustível suscetível à queima (*fuel load*), já que são predominantemente ervas e subarbustos. A eficiência da queima em AA não foi calculada, pois o combustível grosso passível de queima, ou seja, aquele mais próximo à superfície, não foi separado do material menos suscetível à queima, que fica acima das chamas, geralmente com altura superior a 2m (Kauffman *et al.* 1994). Devido ao combustível fino ser suscetível à queima em todas as parcelas, o cálculo de eficiência da queima também foi feito com base nos totais de biomassa fina antes e depois da queimada, conforme calculado em savana de altitude na Venezuela (Bilbao *et al.* 2009), considerando o combustível fino nas 20 parcelas, ou seja, nos três estratos estudados.

Coberturas das famílias de plantas e medições das alturas realizadas antes das queimadas

Antes das queimadas e da coleta da biomassa, as porcentagens de cobertura das famílias de plantas foram visualmente estimadas nas 20 parcelas de 1m^2 (Brower *et al.* 1998), discernindo-se entre biomassa fina e grossa. Foram medidas as alturas máximas de cada morfoespécie, utilizadas nos cálculos das alturas médias por parcela. As famílias botânicas foram classificadas segundo APG III (2009).

Coleta e pesagem da biomassa

Todas as partes aéreas das plantas foram removidas com tesoura de poda e facão, sendo separadas entre biomassa fina (graminóides e demais ervas a subarbustos com ramos até 0,3cm) e grossa (arbustos e árvores com ramos maiores de 0,3cm). A serapilheira foi considerada material

morto fino, sendo os ramos maiores de 0,3cm e troncos mortos de incêndio(s) anterior(es) considerados material morto grosso. No caso das plantas graminóides, há uma parte da biomassa que senesce e desseca, mas continua presa na planta (necromassa), sendo denominada localmente de "bacero". O bacero foi separado da parte viva apenas em quatro parcelas, para cálculo da razão entre material vivo e morto (duas parcelas em C, uma em AA e uma em S).

O material coletado foi pesado em campo (peso úmido) utilizando-se uma balança digital com precisão de 2g e posteriormente deixado por cerca de três dias em estufa a 60ºC, até secagem completa, para nova pesagem (peso seco), em balança analítica com precisão de 0,01g (Brower *et al.* 1998). O material residual depois da queimada não teve seu peso úmido medido.

Análise dos dados

Diferenças entre as alturas e as porcentagens de cobertura das famílias Poaceae, Fabaceae e Cyperaceae foram comparadas entre C e AA, assim como as biomassas finas e grossas, que também foram comparadas entre antes e depois das queimadas experimentais. Nos casos das variáveis possuírem distribuição normal (Shapiro-Wilk, $p > 0,05$) e homocedasticidade (Levene, $p > 0,05$) foram realizadas as comparações pela análise de variância (*One way ANOVA*). Caso contrário, as comparações foram realizadas por teste não paramétrico de variância (Man-Whitney *U*) (Sokal & Rohlf 1995).

Queimadas experimentais

As queimadas experimentais foram realizadas sob monitoramento da brigada voluntária de Palmeiras e analistas do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) Parque Nacional Chapada Diamantina, além de alunos de graduação e pós-graduação da Universidade Estadual de Feira de Santana. Antes de se proceder à queima, a vegetação no entorno das duas áreas que seriam queimadas foi removida (aceiro), para diminuir os riscos de escape do fogo das queimadas controladas. O tempo que o fogo levou para percorrer uma distância de 10m foi cronometrado para o cálculo da razão de propagação do fogo (Cochrane & Ryan 2009). A velocidade do vento foi medida por uma estação meteorológica manual (Kestrell 2500), com medidas tomadas a cada minuto para o cálculo da velocidade média, anotando-se também as velocidades máximas e mínimas registradas ao longo de todo período da queimada.

Resultados

Dados ambientais e comportamento do fogo

A precipitação de chuvas em 2009 totalizou 1.210,6mm, com temperatura média de 21,8ºC (Figura 1). Os meses de maio a julho foram os com menor radiação fotossinteticamente ativa. O total de precipitação nos dois meses anteriores ao estudo foi de 283,8mm, sendo 253,8mm em outubro de 2009 e 30mm em novembro. Nos 30 dias que antecederam as queimadas experimentais (mês de novembro), a umidade relativa média do ar foi 39%, com mínima de 22,4%, sendo a temperatura média de 22,1ºC, com máxima de 32,8ºC.

Nas duas áreas queimadas no dia 29 de novembro de 2009, o fogo alastrou-se numa queimada de superfície, atingindo a vegetação graminóide, bem como o componente arbustivo-arbóreo espaçado (Figura 2). A ignição na primeira área ocorreu às 11h40min, propagando-se a uma taxa de 4,4m min^{-1}. A outra queimada foi iniciada às 12h03min, propagando-se em uma razão de 4,3m min^{-1}. A velocidade do vento durante as queimadas variou de 1,2 a 21,8km h^{-1}, sendo em média 4,5 ± 1,3km h^{-1} na primeira queimada e 4,9 ± 2,3km h^{-1} na segunda.

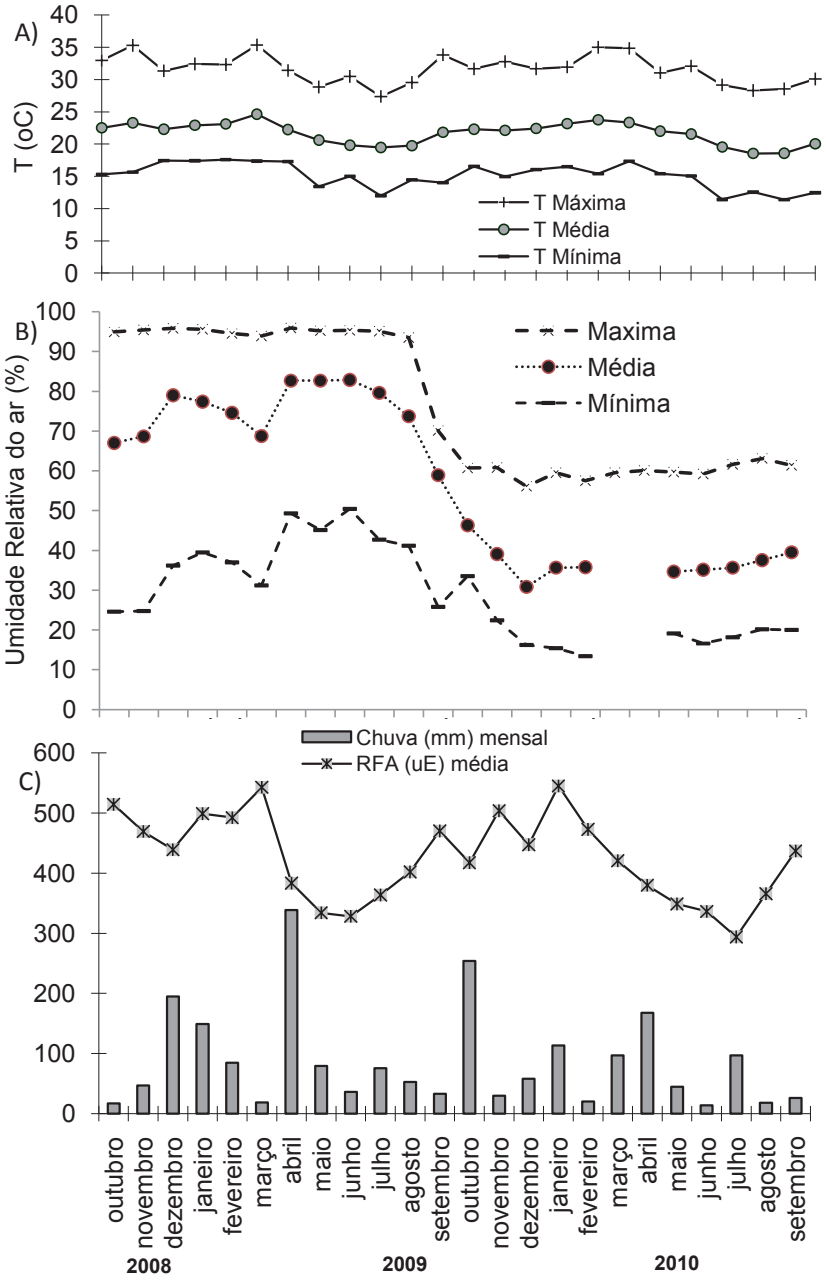

Figura 1 – A: temperatura (T) do ar. B: umidade relativa do ar. C: precipitação pluvial e radiação fotossinteticamente ativa (RFA). (Dados obtidos na Estação Meteorológica do Orquidário Pai Inácio, no Vale do Cercado, município de Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil).

Figure 1 – A: air temperature (T). B: air relative humidity. C: rainfall and photosynthetically active radiation (RFA). (Data from Pai Inácio Meteorological Weather Station in Cercado Valley, municipality of Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brazil)

Figura 2 – Vegetação de campo sujo e queimada experimental de 29 de novembro de 2009, no Sítio Calumbi, Vale do Cercado, município de Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. A: plantas da família Poaceae, dominantes na composição de combustível fino. Nota-se uma coloração amarelada a castanho-avermelhada da porção morta de plantas graminóides ("bacero"). B: queimada de superfície atravessando o campo sem arbusto e arvoreta (C) interrompido pelas manchas de arbustos e/ou arvoretas (AA) dominadas por barbatimão (*Stryphnodendron rotundifolium*, Fabaceae). C-D: trecho de campo sujo afetado pelo fogo, notando-se arbustos e árvores com folhas ainda verdes e a fumaça. E: área de 1.005,8m2 queimada e enegrecida, contrastante na paisagem. F: sete dias depois da queimada, com muitos rebrotes de plantas da família Poaceae. As folhas dos arbustos e árvores ficaram castanhas e começaram a cair. G-H: campo com subarbustos (S) (*Stigmaphyllon paralias*) antes (G) e depois (H) do fogo, com muitas folhas de *S. paralias* caídas no solo.

Figure 2 – Open savanna vegetation and experimental burning from 29 November 2009 in Cercado Valley, municipality of Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. A: fine fuel mainly comprising Poaceae species. There is a yellowish to reddish color in dead parts of graminoid plants ('bacero'). B: surface burning crossing open savanna without shrubs and trees (C) and spots of shrubs and trees (AA) dominated by 'barbatimão' (*Stryphnodendron rotundifolium*, Fabaceae). C-D: open savanna affected by fire and the smoke, the shrub-tree still with green leaves. E: 1.005,8m2 burned area, highlighting the black color in the landscape. F: seven days after the burning, with many resprouts of Poaceae family. The leaves of shrubs and trees became yellowish and started to fall. G-H: open savanna without shrubs and trees, but with sub-shrubs (S) (*Stigmaphyllon paralias*) before (G) and after (H) fire, with many leaves from *S. paralias* on the ground.

Biomassa acumulada em dois anos, umidade do combustível e proporção de biomassa viva

Antes das queimadas experimentais, a biomassa quantificada nas parcelas em C totalizou 491,6g m^{-2}, sendo 97,4% biomassa fina e 2,6% biomassa grossa. Em AA, a biomassa total foi de 1.395,3g m^{-2}, sendo 70,2% grossa e 29,8% fina e, em S, foram quantificados 530g m^{-2} de biomassa, sendo 84% fina e 16% grossa (Tabela 1). A biomassa fina foi significativamente maior em C ($F_{(1,7)}$ = 6,679; p = 0,036) e a biomassa grossa maior em AA (x^2 = 6,05; p = 0,014; gl = 1).

A média de umidade no combustível vivo variou de 171,5 a 125,4% no fino (Tabela 2). A umidade no conjunto de combustível fino misturado com material vivo e morto foi de 50,0% (Tabela 2). A razão entre biomassa viva e morta oscilou entre 0,6 e 1,0 (0,9 ± 0,2).

Tabela 1 – Biomassa vegetal aérea amostrada em 20 parcelas de 1m x 1m sorteadas de modo estratificado no campo sujo, tanto em áreas de vegetação campestre sem arbustos e árvores (C), como em manchas de arbustos e/ou arvoretas no campo (AA) e em áreas de campo de subarbusto (S). Em metade das parcelas as plantas foram coletadas antes da queimada experimental e a outra metade um dia depois (resíduos sem cinzas). (Cerrado na APA Marimbus-Iraquara, Município de Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil).

Table 1 – Aerial plant biomass sampled in 20 random plots of 1m x 1m stratified in an open savanna including areas without shrub and tree (C), spot of shrub-tree (AA), and areas with sub-shrub (S). The plants were collected in 10 plots before the experimental burning and in other 10 plots one day after the burning (residual without ash). (Savanna in the APA Marimbus-Iraquara, municipality of Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brazil).

Biomassa vegetal aérea (g m^{-2})	24 meses do último incêndio			1 dia depois da queimada		
	C	AA	S	C	AA	S
Fina viva e morta	478,6 ± 22,0	416,3 ± 48,7	445,0	14,5 ± 7,0	21,8 ± 6,2	20,0
Grossa viva e morta	13,0 ± 11,1	979 ± 913,4	85,0	10,3 ± 17,9	1224,2 ± 1053,3	83,0
Total	491,6 ± 24,75	1395,3 ± 946,2	530,0	24,8 ± 13,0	1246,0 ± 1054,2	103,0

Tabela 2 – Porcentagem de umidade da biomassa vegetal aérea, calculada pela relação entre umidade (peso úmido do combustível – peso seco do combustível) e o peso seco da biomassa de plantas. Biomassa fina corresponde a graminóides, folhas de dicotiledôneas e gravetos com até 0,3cm de diâmetros, enquanto os maiores de 0,3cm compõem o material grosso. N = número de réplicas (Cerrado na APA Marimbus-Iraquara, Município de Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil).

Table 2 – Humidity of aerial plant biomass determined by the difference between biomass wet weight and dry weight related to biomass dry weight. Fine biomass includes graminoid species, dicotyledonous leaves and twigs up to 0.3cm diameter. N = number of replica (Savanna in the APA Marimbus-Iraquara, municipality of Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brazil).

Umidade da biomassa vegetal aérea (%)	Média	N
Fina viva	125,4 ± 11,2	3
Grossa viva	171,5 ± 21,1	7
Fina viva e morta + serapilheira	50,0 ± 6,2	6

Biomassa consumida

Os resíduos de material vegetal depois das queimadas totalizaram 24,8g m^{-2} no C, sendo 58,6% de biomassa fina e 41,4% de biomassa grossa. Em AA, o resíduo foi de 1.246,0g m^{-2}, sendo

1,7% biomassa fina e 98,3% grossa (Tabela 1). A biomassa fina foi maior antes da queimada (x^2 = 12,816; p = 0,000; gl = 1), enquanto que a grossa não diferiu (x^2 = 0,096; p = 0,757; gl = 1). Tendo como referência a biomassa fina antes e depois das queimadas, a eficiência da queima de combustível fino em C foi de 97%, em S foi de 95,5% e em AA de 94,8%. Considerando a eficiência da queima em toda a biomassa vegetal aérea, viu-se que cerca de 95% dela foi consumida em C e 80,6% em S.

Coberturas de biomassa fina e grossa, família botânica e altura das plantas

Em C, 99,2% da cobertura do material vegetal aéreo foram classificados em biomassa fina, com a família Poaceae predominando nessa fração e representando 83,5 a 100% do total por parcela. A família Cyperaceae foi representada por 0 a 3,9% da cobertura fina em C, exceto numa parcela, onde representou 9,2%. Em AA, a família Poaceae representou de 39,4 a 97,5% da cobertura de combustível fino, enquanto Cyperaceae representou de 0 a 6,6%. A cobertura vegetal classificada em biomassa grossa em AA representou 35,5% do total, com os 64,5% restantes representados por biomassa fina. Do total de biomassa grossa, 77,5% foi representado pela família Fabaceae e 7,5% por Apocynaceae. Em S, 3,9% da cobertura vegetal foi de biomassa grossa, com 92,9% representado pela família Asteraceae. A Figura 3 representa as porcentagens de cobertura das morfoespécies somadas por família (Fabaceae, Poaceae e Cyperaceae), havendo diferença significativa apenas no caso de Fabaceae, que teve maior porcentagem em AA (x^2 = 8,742; p = 0,003; gl = 1).

As alturas médias das plantas de biomassa fina nas parcelas variaram de 33,6 ± 12,7cm a 39,1 ± 11,9cm em C, de 39,5 ± 18,4cm a 47,6 ± 13,8cm em S e de 32,8 ± 6,3cm a 49,1 ± 14,7cm em AA. As alturas médias das plantas de biomassa grossa nas parcelas variaram de 0 a 35cm em C (apenas um indivíduo em cinco das nove parcelas), 40 a 60cm em S (um individuo em cada parcela) e de 59,4 ± 45,2cm a 215,0 ± 49,3cm em AA. O indivíduo amostrado de maior altura foi da espécie *Stryphnodendron rotundifolium* Mart., com 270cm, seguido de *Byrsonima* sp. e *Himatanthus articulatus* (Vahl) Woodson, com 260cm cada. A figura 4 representa graficamente os valores médios das alturas médias e máximas das espécies de combustível fino e grosso em C e AA, sendo que apenas no caso do combustível grosso houve diferenças significativas: altura máxima (x^2 = 12,936; p = 0,000; gl = 1) e altura média (x^2 = 12,923; p = 0,000; gl = 1), maiores em AA.

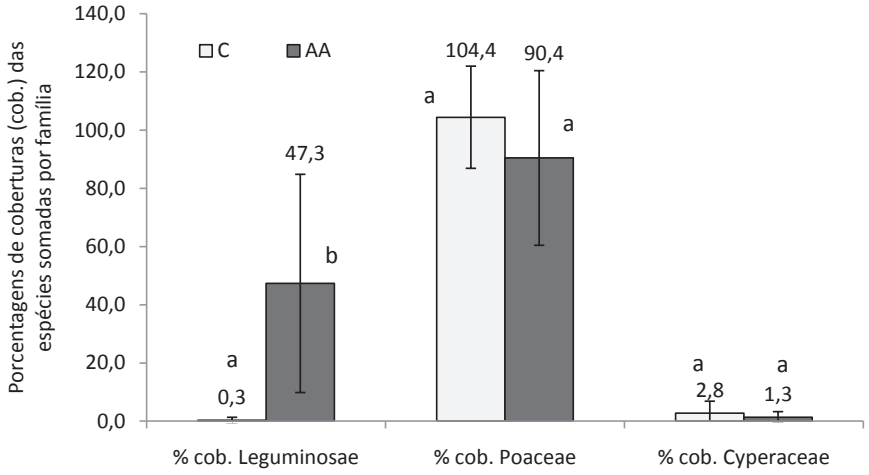

Figura 3 – Alturas (Alt.) média e máxima (máx.) das espécies de plantas, separadas entre combustível (comb.) fino e grosso, em campo sujo sem arbustos e árvores (C) e em manchas de arbustos e/ou arvoretas (AA). (Cerrado na APA Marimbus-Iraquara, Município de Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil).

Figure 3 – Mean (Alt.) and maximum (máx.) heights of plant species, classified as fine and thick fuel (comb.) in an open savanna without shrubs and trees (C) and spots of shrubs and trees (AA). (Cerrado in Marimbus-Iraquara APA, municipality of Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brazil).

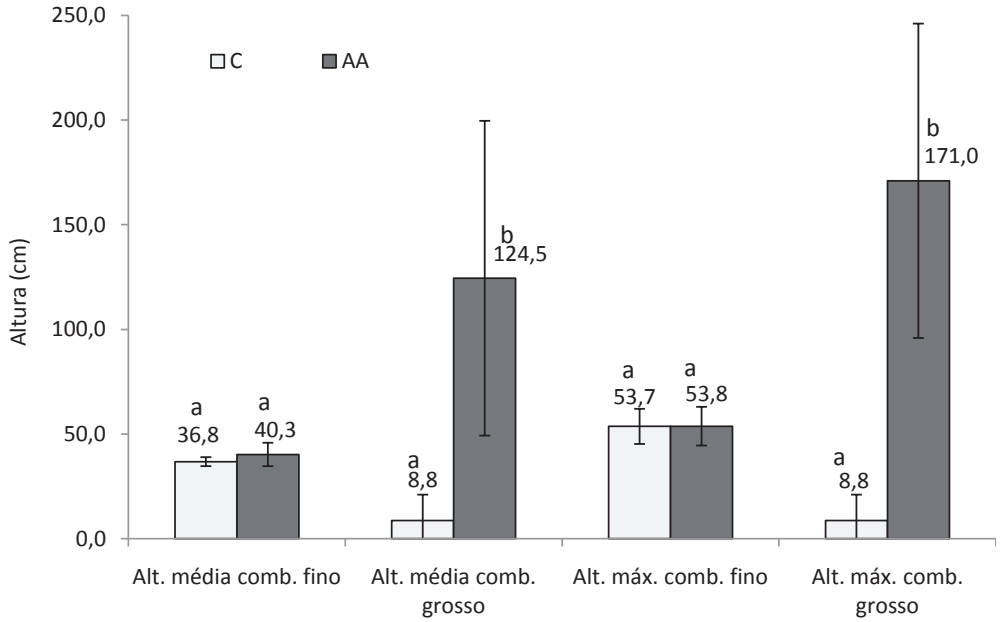

Figura 4 – Porcentagens de coberturas (cob.) das espécies de plantas agrupadas por famílias dominantes (Poaceae e Fabaceae) e Cyperaceae, em campo sujo sem arbustos e árvores (C) e em mancha de arbusto-arvoreta (AA). (Campo sujo na APA Marimbus-Iraquara, Município de Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil).

Figure 4 – Cover (cob.) percentages of plant species summed by the dominant families (Poaceae and Fabaceae), and Cyperaceae, in an open savanna without shrubs and trees (C) and spots of shrubs and trees (AA). (Cerrado in Marimbus-Iraquara APA, municipality of Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brazil).

Discussão

A alta inflamabilidade da vegetação campestre (Castro & Kauffman 1988, Kauffman *et al.* 1994, Bond *et al.* 2005) foi confirmada no campo sujo estudado, pois a queimada consumiu quase todo combustível fino, tanto em C, como em S e AA. A cobertura de combustível fino em C e S é contínua e queima em elevada proporção, com o fogo atravessando as manchas de arbusto-arvoreta mais altas e heterogêneas em relação ao estrato herbáceo dominado por espécies da família Poaceae.

A biomassa aérea vegetal em C (492g m^{-2}) não é muito distinta dos valores de 433g m^{-2} em campo limpo dominado por *Echinolaena inflexa* (Poir.) Chase depois de um ano do fogo (Ottmar *et al.* 2001, citado em Miranda *et al.* 2009), dos 481g m^{-2} da vegetação campestre no Mato Grosso do Sul com pelo menos dois anos sem fogo (Cardoso *et al.* 2000), de 524g m^{-2} do estrato herbáceo em campo cerrado de Brasília, dois anos após ter sido queimado (458g m^{-2} de combustível fino) (Cianciaruso *et al.* 2010), nem da biomassa de 423 a 482g m^{-2} em savana de *Trachypogon* em Calabozo na Venezuela (San José *et al.* 1985) e de algumas fitofisionomias campestres em savana africana (420 a 520g m^{-2}) (Menaut & Cesar 1979). Porém, é mais elevada em relação aos 280g m^{-2} quantificados depois de duas queimadas anuais em campo de caronal no Mato Grosso do Sul (Cardoso *et al.* 2000) e bem abaixo dos 712 a 713g m^{-2}, em campo limpo e campo sujo de Brasília (Kauffman *et al.* 1994). A variação nos valores de combustível pode resultar de diferenças metodológicas, como, por exemplo, quanto aos critérios de inclusão da biomassa coletada e/ou às condições ambientais anteriores à coleta, tais como umidade e temperatura do ar, mas provavelmente também é devida à grande complexidade dos incêndios e de suas implicações

na biota dos ecossistemas (Whelan 1995, Pyne *et al.* 1996, Baker 2009). Além disso, as biomassas aéreas de plantas em áreas de savana campestre se alternam ao longo do tempo, influenciadas por diversos fatores além do fogo, como sazonalidade e precipitação (Menaut & Cesar 1979, Lamotte 1983, Sarmiento 1992, Bilbao *et al.* 2009).

A proporção de biomassa queimada, considerando as áreas em S e C (95,5% e 97%, respectivamente), está nas faixas referidas para campos limpos de Brasília, com valores de 92% (Castro & Kauffman 1998) a 100% (Kauffman *et al.* 1994). A porcentagem de biomassa fina consumida é elevada mesmo nas fitofisionomias mais densas de cerrado *sensu lato*, como campo cerrado e cerrado *sensu stricto* (98 a 100%) (Kauffman *et al.* 1994). Manchas de arbustos e/ou arvoretas (AA) dominadas pela família Fabaceae são heterogêneas em biomassa e altura, perceptíveis pelos valores do desvio padrão aqui obtidos, sendo fontes de variação espacial importante no campo sujo estudado. As plantas dominantes resistentes aos incêndios em AA mantiveram, após o fogo, a mesma distribuição espacial, com a maior parte da biomassa aérea no mesmo local. Essa heterogeneidade é um padrão comum nas savanas (Menaut & Cesar 1979, Coutinho 1990, Gardner 2006, Pivello 2006) e, mesmo considerando apenas áreas campestres livres de árvores, é notada grande variação de cenários quanto ao comportamento do fogo e sucessão pós-fogo (Bilbao *et al.* 2009).

Apesar de a área de estudo ter sofrido um grande incêndio em 2007, a biomassa acumulada nos 24 meses subsequentes foi suficiente para o elevado consumo de combustível, resultando em queimadas eficientes (Cochrane & Ryan 2009). Mesmo localizada na região semiárida, a precipitação de chuvas na área de estudo se enquadra na faixa usual do bioma Cerrado (Miranda *et al.* 2009), o que viabiliza o aporte de água suficiente para o crescimento da vegetação. O período com poucas chuvas que se deu 30 dias antes das queimadas experimentais deve ter favorecido a combustão do material, já que atuou na desidratação da biomassa vegetal. As porcentagens de umidade nas biomassas fina e grossa encontradas no presente estudo correspondem, segundo Cochrane & Ryan (2009), a estágios maduros da planta, cujo crescimento se deu por completo e comparável à umidade de folhagem perene antiga. A umidade de material fino vivo juntamente com material morto (graminóides com bacero + serapilheira) resultou em 50%, demonstrando, de modo indireto, uma grande proporção de biomassa morta no material misturado, uma vez que o material morto em geral tem umidade abaixo de 30% (Kauffman *et al.* 1994, Cochrane & Ryan 2009), enquanto que a umidade do material vivo foi entre 125 e 172%.

Não só a umidade, mas também a quantidade de material fino morto é importante para o desencadeamento de incêndios (Bilbao *et al*. 2009, Cochrane & Ryan 2009). A razão de 0,9 entre a biomassa viva e morta é compatível com a ocorrência da queimada, já que os incêndios tendem a ocorrer quando essa razão é menor que um (Bilbao *et al.* 2009), ou seja, quando a quantidade de biomassa morta é maior do que a viva. Numa savana de altitude na Venezuela, a razão 0,9 correspondeu aproximadamente à vegetação campestre depois de três a quatro anos da última queimada (Bilbao *et al.* 2009) e, na Chapada Diamantina, esse período foi de dois anos. Essa diferença pode ser interpretada como consequência do acúmulo mais lento de biomassa na savana de altitude da Venezuela, já que necessita de dois anos para que a queimada ocorra com uma quantidade mínima de 64g m^{-2} de combustível fino (Bilbao *et al*. 2009), enquanto que, no Brasil, a biomassa acumulada em um ano pode ser suficiente para possibilitar a ocorrência de incêndios, como em Brasília (Medeiros & Miranda 2005, Cianciaruso *et al.* 2010) e no Mato Grosso do Sul (Cardoso *et al.* 2000). Em vegetação campestre no Texas (EUA) estima-se que seja necessário entre 67 e 112g m^{-2} de combustível fino para a realização de queimadas prescritas (Wink & Wright 1973 e Beardall & Sylvester 1976, citados em Wright & Bailey 1982).

O fogo é um fenômeno de grande influência sobre a biodiversidade da região da Chapada Diamantina e que precisa ser investigado. Grandes extensões de campos rupestres e outras formações campestres interligadas nessa região caracterizam uma situação propícia à ocorrência de grandes incêndios, que podem impactar severamente a biota local, como acontece em outras áreas da Cadeia do Espinhaço (Kolbek & Alves 2008) e nas Montanhas Rochosas (Baker 2009), onde o

combustível é contínuo e os períodos secos são comuns, além da ação do vento ser pronunciada (Kolbek & Alves 2008). Os estudos realizados na Chapada Diamantina têm constatado que o fogo consome a maior parte da cobertura vegetal, no entanto, o rebrotamento depois das queimadas ocorre de modo relativamente rápido, com a maior parte da cobertura retornando a partir de órgãos perenes subterrâneos e/ou aéreos resistentes ao fogo, com poucas espécies anuais estabelecidas nas áreas recém-abertas, apesar de causar morte de indivíduos de espécies endêmicas (Conceição & Costa 2009, Costa 2010, Neves & Conceição 2010, Brito 2011, Souza 2011).

As elevadas frequências de incêndios nas savanas podem afetar negativamente o crescimento de plântulas de árvores e arbustos, assim como o incremento de biomassa, além de favorecer espécies invasoras (Baruch & Bilbao 1999, Cardoso *et al.* 2000, Henriques & Hay 2002, Hoffmann & Moreira 2002, Cianciaruso *et al.* 2010). No entanto, estudos nas savanas demonstram que o fogo tem importante papel ecológico nos processos de ciclagem de nutrientes, sucessão pós-fogo, assim como na manutenção de espécies e ecossistemas (Chapin 1983, Lamotte 1983, Coutinho 1990, Silva *et al.* 1991, Pivello & Coutinho 1992, Canales *et al.* 1994, Henriques & Hay 2002, Bond *et al.* 2005).

O homem alterou a frequência das queimadas nas últimas décadas e está pondo em perigo as fitofisionomias abertas do Cerrado (Salgado-Labouriau 2005, Pivello 2011). A carência de informações sobre os efeitos do fogo nas comunidades vegetais do Brasil e, em especial, nas comunidades campestres, salienta a necessidade de intensificação dos estudos (Henriques & Hay 2002, Miranda *et al.* 2009). A amostragem estratificada aqui realizada, separando-se as manchas de arbustos e/ou arvoretas da porção totalmente herbácea viabiliza uma quantificação mais precisa do combustível disponível para os incêndios, já que elimina a grande variação resultante dos elementos lenhosos pontuais no campo.

Conclusão

A alta inflamabilidade do campo sujo estudado e a curta distância deste ao Parque Nacional da Chapada Diamantina demonstram a necessidade da inclusão das áreas campestres circundantes ao Parque nas ações de combate e prevenção de incêndios. Os efeitos do fogo no campo rupestre também devem ser estudados, já que espécies graminóides dominam as áreas campestres contínuas do campo rupestre dentro e no entorno do Parque Nacional (Conceição & Giulietti 2002, Conceição & Pirani 2005), representando uma condição de combustível propensa aos numerosos incêndios relatados no Parque Nacional da Chapada Diamantina.

Agradecimentos

Agradecemos aos analistas ambientais e brigadistas do ICMBio - Parque Nacional Chapada Diamantina, assim como aos brigadistas voluntários de Palmeiras pela colaboração nas queimadas experimentais realizadas; aos alunos de graduação e pós-graduação que participaram dos preparativos e medida de dados em campo; ao Instituto do Meio Ambiente (IMA) pela licença de pesquisa na APA Marimbus-Iraquara, aos revisores e editores do manuscrito, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior e ao Conselho Nacional de Pesquisa pelos financiamentos de projetos e bolsas de pós-doutorado.

Referências bibliográficas

APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, 161: 105-121.

Baker, W.L. 2009. **Fire ecology in Rocky Mountain landscapes**. Island, Washington, EUA. 605p.

Baruch, Z. & Bilbao, B. 1999. Effects of fire and defoliation on the life history of native and invader C_4 grasses in a Neotropical savanna. **Oecologia**, 119: 510-520.

Bilbao, B.; Leal, A.; Méndez, C. & Delgado-Cartay, M.D. 2009. The role of fire in the vegetation dynamics of upland savannas of the Venezuelan Guayana. Pp. 451-480. *In*: Cochrane, M.A. (ed.). **Tropical fire ecology: climate change, land use, and ecosystem dynamics**. Spriger-Praxis, Chichester, UK. 645p.

Blydenstein, J. 1968. Burning and Tropical American Savannas. Pp. 1-14. *In*: Komarek, R. (ed.). **Proceedings Annual Tall Timbers Fire Ecology Conference**, Tallahassee, Florida. 285p.

Bond, W.J.; Woodward, F.I. & Midgley, G.F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **New Phytologist**, 165: 525-538.

Brito, J.C. 2011. **Efeitos do fogo sobre a vegetação em duas áreas de campo rupestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade Estadual de Feira de Santana.

Brower, J.E.; Zar, J.H. & Ende von, C.N. 1998. **Field and laboratory methods for general ecology**. MacGraw-Hill, New York. 273p.

Canales, M.J. & Silva, J.F. 1987. Efecto de una quema sobre el crecimiento y demografía de vástagos en *Sporobolus cubensis*. **Acta Oecologica**, 8(3): 391-401.

Canales, J.; Trevisan, M.C.; Silva, J.F. & Caswell, H. 1994. A demographic study of an annual grass (*Andropogon brevifolius* Schwarz) in burnt and unburnt savanna. **Acta Oecologica**, 15(3): 261-273.

Cardoso, E.L.; Crispim, S.M.A.; Rodrigues, C.A.G. & Baroni Jr, W. 2000. Biomassa aérea e produção primária do estrato herbáceo em campo de *Elyonurus muticus* submetido à queima anual, no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 35(8): 1501-1507.

Castro.E.A. & Kauffman, J.B. 1998. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of above-ground biomass, root biomass and consumption by fire. **Journal of Tropical Ecology**, 14: 263-283.

Chapin, F.S. 1983. Patterns of nutrient absorption and use by plants from natural and man-modified environments. Pp. 175-187. *In*: Mooney, H.A. & Godron, M. (eds.). **Disturbance and ecosystems, components of response**. Springer-Verlag, Berlin. 292p.

Cianciaruso, M.V.; Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2010. Aboveground biomass of functional groups in the ground layer of savannas under different fire freuquencies. **Australian Journal of Botany**, 58: 169-174.

Cochrane, M.A. & Ryan, K.C. 2009. Fire and fie ecology: concepts and principles. Pp. 25-62. *In*: Cochrane, M.A. (ed.) **Tropical fire ecology: climate change, land use, and ecosystem dynamics**. Spriger-Praxis, Chichester, UK. 645p.

Conceição, A.A. & Giulietti, A.M. 2002. Composição florística e aspectos estruturais de campo rupestre em dois platôs do Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Hoehnea**, 29(1): 37-48.

Conceição, A.A. & Pirani, J.R. 2005. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina: substratos, composição florística e aspectos estruturais. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, 23(1): 85-111.

Conceição, A.A. & Costa, G.M. 2009. Efeitos do fogo na vegetação de campos rupestres da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Pp. 1466-1472. *In:* Moura, C.W.N.; Silva, T.R.S.; Giulietti-Harley, A.M. & Santos, F.A.R. (orgs.). **Anais 60º Congresso Nacional de Botânica. Botânica brasileira: futuro e compromissos**. Feira de Santana, Bahia. EDUNEB, Salvador. 1485p.

Costa, G.M.C.; Funch, L.S.; Conceição, A.A. & Moraes, A.C.S. 2009. Composição florística e estrutura de cerrado sentido restrito na Chapada Diamantina, Palmeiras, Bahia, Brasil. **Sitientibus Série Ciências Biológicas**, 9(4): 245-254.

Costa, G.M.C. 2010. **Regeneração da vegetação campestre sob distúrbio de fogo na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade Estadual de Feira de Santana.

Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. Pp.82-105. *In*: Goldammer, J.G. (ed.) **Fire in the tropical biota: ecosystem, processes and global challenges.** Springer-Verlag, Berlim. 497p.

França, H.; Ramos-Neto, M.B. & Setzer, A. 2007. **O fogo no Parque Nacional das Emas**. Série Biodiversidade 27. Ministério do Meio Ambiente, Brasilia, Brasil. 140p.

Funch, R.R.; Harley, R.M. & Funch, L.S. 2009. Mapping and evaluation of the state of conservation of the vegetation in and surrounding the Chapada Diamantina National Park, NE Brazil. **Biota Neotropica**, 9(2): 21-30.

Gardner, T.A. 2006. Tree-grass coexistence in the Brazilian cerrado: demographic consequences of environmental intability. **Journal of Biogeography**, 33: 448-463.

Grillo, A.S. 2000. **Aspectos pedológicos, ecológicos e florísticos de uma área de cerrado no município de Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia**. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade de São Paulo, São Paulo.

Grillo, A.S. 2008. Cerrado: áreas do Cercado e do Morro do Camelo. Pp. 87-101. *In*: Funch, L.S.; Funch, R.R. & Queiroz, L.P. (eds.). **Serra do Sincorá: Parque Nacional da Chapada Diamantina**. Radami, Feira de Santana. 251p.

Harley, R.M. 1995. Introduction. Pp. 1-42. *In*: Stannard, B.L. (ed.). **Flora of the Pico das Almas, Chapada Diamantina,Bahia, Brazil**. Royal Botanic Gardens, Kew.

Harley, R.M., Giulietti, A.M., Grillo, A.S., Silva, T.R.S., Funch, L., Funch, R.R., Queiros, L.P., França, F., Melo, E., Gonçalves, C.N. & Nascimento, F.H.F. 2005. Cerrado. Pp. 153-180. *In*: Juncá, F.A., Funch, L. & Rocha, W. (org.). **Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF. 435p.

Henriques, R.P.B. & Hay, J.D. 2002. Patterns and dynamics of plant populations. Pp.140-158. *In*: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. Columbia University, New York. 398p.

Hoffmann, W. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. **Journal of Tropical Ecology**, 84(3): 383-393.

Hoffmann, W.A. & Moreira, A.G. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. Pp.159-177. *In*: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. Columbia University, New York. 398p.

Jesus, E.F. Reis de; Falk, F.H. & Marques, T.M. 1983. **Caracterização geográfica e aspectos geológicos da Chapada Diamantina, Bahia**. Centro editorial e didático da Universidade Federal da Bahia, Salvador.

Juncá, F.A.; Funch, L. & Rocha, W. 2005. **Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF. 435p.

Kauffman, J.B; Cummings, D.L. & Ward, D.E. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. **Journal of Ecology**, 82(3): 519-531

Kolbek, J. & Alves, R.J.V. 2008. Impacts of Cattle, Fire and Wind in Rocky Savannas, Southeastern Brazil. **Acta Universitatis Carolinae Environmentalica**, 22: 111–130.

Krebs, C.J. 1989. **Ecological methodology**. Harper & Row, New York. 654p.

Lamotte, M. 1983. Research on the characteristics of energy flows within natural and man-altered ecosystems. Pp. 48-70. *In*: Mooney, H.A. & Godron, M. (eds.). **Disturbance and ecosystems, components of response**. Springer-Verlag, Berlin. 292p.

Medeiros, M.B. & Miranda, H.S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasilica**, 19(3): 493-500.

Menaut & Cesar 1979. Sctructure and primary productivity of Lomto Savannas, Ivory Coast. **Ecology**, 60(6): 1197-1210.

Miranda, H.S.; Sato, M.N.; Nascimento-Neto, R. & Aires, F.S. 2009. Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. Pp. 427-450. *In*: Cochrane, M.A. (ed.). **Tropical fire ecology: climate change, land use, and ecosystem dynamics**. Spriger-Praxis, Chichester, UK. 645p.

Neves, S.P.S. & Conceição, A.A. 2010. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrota e sementes, com espécies endêmicas na rocha. **Acta Botanica Brasilica**, 24: 697-707.

Nimer, N. 1989. **Climatologia do Brasil**. IBGE, Rio de Janeiro. 421p.

Pivello, V.R. 2006. Fire management for biological conservation in the Brazilian cerrado. Pp.129-154. *In*: J. Mistry & A. Berardi (Org.). **Savannas and Dry Forests - Linking People with Nature**. Hants, Ashgate. 274p.

Pivello, V.R. 2011. The use of fire in the Cerrado and Amazonian Rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecology**, 7: 24-39.

Pivello, V.R. & Coutinho, L.M. 1992. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). **Journal of Tropical Ecology**, 8(4): 487-497.

Pyne, S.J.; Andrews, P.L. & Laven, R.D. 1996. **Introduction to wildland fire**. 2a. ed. John Wiley & Sons, New York. 769p.

Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Pp. 151-212. *In*: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (eds.). **Cerrado: ecologia e flora. Vol.1**. Embrapa, Brasília. 406p.

Salgado-Labouriau, M.L. 2005. Alguns aspectos sobre a paleoecologia dos cerrados. Pp. 108-118. *In*: Scariot, A.; Sousa-Filho, J.C. & Felfili, J.M. (eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. MMA, Brasília. 439p.

San José, J.J.; Montes, R.; García-Miragaya, J. & Orihuela, B.E. 1985. Bio-production of *Trachypogon* savannas in a latitudinal cross-section of the Orinoco Llanos, Venezuela. **Acta Oecologica**, 6(1): 25-43.

Sarmiento, G. 1992. Adaptative strategies of perennial grasses in South American savannas. **Journal of Vegetation Science**, 325-336.

Silva, J.F.; Raventos, J.; Caswell, H. & Trevisan, M.C. 1991. Population responses to fire in a tropical savana grass, *Andropogon semiberbis*: a matrix model approach. **Journal of Ecology**, 79: 345-356.

Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. **Biometry. The principles and practice of statistcs in biological research**. Freeman and Company, New York. 887p.

Souza, J.M. 2011. **Efeitos do fogo na fenologia reprodutiva de angiospermas em vegetações campestres na Chapada Diamantina, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade Estadual de Feira de Santana.

Whelan, R.J. 1995. **The ecology of fire**. Cambridge studies in ecology, New York. 346p.

Wright, H.A. & Bailey, A.W. 1982. **Fire ecology. United States and Southern Canada**. John Wiley & Sons, New York. 501p.

Recorrência dos Incêndios e Fitossociologia da Vegetação em Áreas com Diferentes Regimes de Queima no Parque Nacional da Chapada Diamantina

Cezar Neubert Gonçalves[1] Felipe Weber Mesquita[2], Norton Rodrigo Gomes Lima[3], Luis Antonio Coslope[4], Bruno Soares Lintomen[1]

Recebido em 15/4/2011 – Aceito em 19/9/2011

RESUMO – A ocorrência de incêndios florestais é uma perturbação freqüente em ecossistemas, especialmente nas regiões savânicas e campestres. No Brasil, pouco se conhece sobre a dinâmica dos incêndios em regiões como a Chapada Diamantina, Bahia, onde há a predominância de campos rupestres. Neste estudo, a recorrência dos incêndios no Parque Nacional da Chapada Diamantina é avaliada no período entre 1985 e 2010. Com base nos dados sobre a ocorrência de incêndios, foram determinados sítios com diferentes regimes de queima onde se realizaram levantamentos fitossociológicos. Além dos procedimentos usuais neste tipo de levantamento, a vegetação foi dividida em três componentes: graminóides, herbáceas e arbustivo-arbóreas. Testes de correlação foram realizados, para verificar se há relação entre a cobertura por estes elementos em cada sitio e o tempo decorrido entre os incêndios. Os resultados obtidos demonstraram que 59,41% do parque foram atingidos por até quatro eventos de incêndios no período considerado, enquanto 1,01% foram atingidos por cinco a nove eventos de queima. Os ambientes onde os incêndios na vegetação não foram registrados incluíram áreas elevadas entremeadas por vales profundos de rios ao norte da cidade de Mucugê. Outras áreas não afetadas por incêndios incluíram florestas estacionais e alguns campos rupestres ao sul e ao leste da cidade citada. O mapa sobre o tempo decorrido desde a última queima mostra que as maiores extensões afetadas no intervalo de tempo que inclue a temporada de 2008 (três a quatro anos), quando 41,93% do parque nacional foram queimados. A análise fitossociológica mostrou uma baixa similaridade entre as áreas e permitiu correlacionar as diferenças encontradas com as fitofisionomias dos sítios amostrados e aspectos edáficos. Apenas o componente graminóide teve sua cobertura média fortemente correlacionada com o tempo médio entre os incêndios ($F = 324{,}7204$; $r = 0{,}9969$; $p = 0{,}0021$). Os resultados obtidos mostram que há uma grande variação no regime de queima entre as diversas áreas do Parque, o que tem implicações para seu manejo. Em áreas onde os focos são menos comuns, o combate direto pode ser recomendado. Em áreas com maior recorrência, a adoção de medidas de controle pode ser mais eficaz. A coincidência observada entre a grande recorrência de incêndios e a ocorrência de sempre-viva-de-mucugê (*Comanthera mucugensis* (Giul.) L.R. Parra & Giul.) indica a necessidade de medidas adicionais de proteção e pesquisa sobre esta espécie e ecossistemas associados.

Palavras-chave: recorrência de fogo, áreas protegidas, Chapada Diamantina.

ABSTRACT – The occurrence of wildfires is a frequent disturbance in ecosystems, especially in savannas and grassland. In Brazil, little is known about the vegetation fire dynamics in regions such as the Chapada Diamantina, where there is a predominance of rocky fields. In this study, the recurrence of fires in the Chapada Diamantina National Park between 1985 and 2010 is described. Based on fire occurrence data, we determined sites with different burning schemes where underwent phytosociological analysis. The vegetation was divided into three components: graminoid, herbaceous and shrub-woody. Correlation tests

[1] Parque Nacional da Chapada Diamantina, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Rua Barão do Rio Branco, 80, Centro, Palmeiras, Bahia. 46.930-000. E-mails: cezarngoncalves@gmail.com, brunolint@yahoo.com.br

[2] Grupo Ambientalista de Palmeiras, Rua Quinze de Janeiro, sem número, Centro, Palmeiras, Bahia. 46.930-000. E-mail: felipe@gap.org.br

[3] Universidade Estadual do Sudoeste Baiano, Estrada do Bem Querer, Km 4, Caixa postal 95, Vitória da Conquista, Bahia. 45.083-900. Email: nortonrodrigo@hotmail.com

[4] Parque Nacional do Itatiaia, Itatiaia, Rio de Janeiro.

were performed trying to determine the relationship between the coverage of these components at each site and time lapse between fires. The results showed that 59.41% of the National Park were hit by fire up to four events in the considered period, while 1.01% were achieved five to nine fire events. The habitats where wildfires were not registered included higher areas interspersed with deep river valleys at northern of Mucugê town. Other areas not affected by wildfires included seasonal forests and some "campo rupestre" areas at south and east of the town referred above. The map about the time since last burning shows the widest fire extensions in the interval that includes 2008's season (three to four years) when 41,93% of the National Park burned. The phytosociological analysis showed a low similarity between the areas. Differences in composition and coverage were related with sites phytophysiognomy and edaphic aspects. The graminoid component is the only one whose coverage was significantly correlated with the time between fires (F: 324.7204; r = 0.997, p = 0.0021). There is great variation in fire regime between different areas of the National Park, which has implications for its management. Areas where the outbreaks are less common, the direct fighting may be recommended. In areas with a higher recurrence rate, the adoption of control measures may be more effective. The coincidence observed between the recurrence of large fires and the likely occurrence of evergreen-of-Mucugê (*Comanthera mucugensis* (Giul.) L.R. Parra & Giul.) indicates the need for additional protective actions and research on this species and associated ecosystems.

Keywords: fire recurrence, protected area, Chapada Diamantina

Introdução

A ocorrência de incêndios florestais é um distúrbio natural em muitos ecossistemas. A ação antrópica tende a ampliar a recorrência e a extensão deste fenômeno. A dinâmica destes eventos tem sido estudada há algum tempo em diversos países, como nos Estados Unidos (Pausas *et al.* 2004), na Austrália (Bradstock & Kenny 2003) e em países da Europa, como Espanha e Itália (Vélez 2000).

No Brasil, a dinâmica do fogo tem sido objeto de estudos principalmente em áreas de Cerrado (Coutinho 1980, Medeiros & Fiedler 2003, Fiedler *et al.* 2004). A dinâmica do fogo em áreas de campo rupestre ainda é pouco conhecida, embora alguns estudos tenham sido realizados recentemente na região da Serra do Cipó (Ribeiro *et al*. 2006) e na Chapada Diamantina (Neves & Conceição 2010).

No Parque Nacional (Parna) da Chapada Diamantina, estudos da vegetação têm demonstrado que, em algumas áreas desta unidade de conservação (UC), a vegetação tem capacidade de se regenerar rapidamente após a ocorrência de incêndios (Neves & Conceição 2007, 2010). Por outro lado, o impacto das emissões de gases do efeito estufa provocadas pelos incêndios ocorridos no ano de 2008 foi avaliado por Berlinck *et al.* (2010), mostrando que a emissão de CO_2 pelas queimadas no Parque, naquele ano, foi equivalentes a da frota de veículos de Salvador, a capital da Bahia.

Mesquita *et al.* (neste número), utilizando imagens de satélite no período entre 1973 e 2010, avaliaram a extensão das áreas afetadas pelos incêndios no Parque e em sua área circundante (AC) de 10 km. Os resultados mostraram que, em 37 anos, 61 % da área do Parque e 37,6% da AC foram afetados por incêndios. Também foi indicada uma possível relação entre a ocorrência do fenômeno El Niño com os eventos mais severos de incêndios neste parque.

Neste artigo são apresentados os resultados da avaliação da recorrência de incêndios no Parna Chapada Diamantina entre 1985 e 2010. Sítios com diferentes regimes de recorrência do fogo foram amostrados para avaliar a cobertura da vegetação, a relação com a recorrência de incêndios e possíveis implicações para seu manejo.

Material e Métodos

A recorrência dos focos de incêndio, no Parna Chapada Diamantina, no período entre 1985 e 2010, foi avaliada por geoprocessamento. Foram produzidos mapas a partir de imagens LandSat

5, onde os polígonos representando as "cicatrizes" de incêndios (senso França *et al.* 2007) de cada um dos anos considerados foram marcados previamente (ver Mesquita *et al.*, neste número). Estes mapas foram examinados conjuntamente e as sobreposições entre os polígonos de diferentes anos foram identificadas. Os novos polígonos (sobreposições) demarcados foram medidos para determinar a área abrangida por cada intervalo de recorrência. A partir do mapa resultante desta análise, foi realizada uma avaliação da distribuição dos intervalos de recorrência e foram postuladas hipóteses sobre possíveis causas para os incêndios. Uma análise similar foi usada para elaborar outro mapa, indicando o tempo decorrido desde a ocorrência do último incêndio em cada área do Parque. Para isso, os dados são apresentados por biênio. É preciso ressaltar que os valores obtidos representam a área mínima atingida pelos incêndios, mas as estimativas podem estar subdimensionadas em função da cobertura por nuvens ou pela dificuldade de se obter imagens em certos períodos (ver Mesquita *et al*., neste número).

O levantamento fitossociológico de áreas do Parna Chapada Diamantina submetidas a diferentes regimes de ocorrência de incêndios foi realizado em quatro sítios selecionados com intervalos diferentes, entre os focos documentados na análise referida acima, considerando as médias das recorrências. Os intervalos e os sítios foram os seguintes: 1 – Menos que dois anos, sítio Três Morrinhos (acrônimo TM, município de Mucugê), coordenadas UTM 24 L 0249342; 8535377; 2 – de dois a cinco anos, Barro Branco (BB, Lençóis), 232856; 8619220; 3 – de cinco a dez anos, Capa Bode (CB, Mucugê), 233191; 8619342; e 4 – mais de dez anos, Morrão (MO, Palmeiras), 229073; 8613439. As coordenadas indicadas dizem respeito à primeira parcela amostrada nos diferentes locais. Em cada sítio foram amostradas seis parcelas de 10 x 10 m, totalizando 24 parcelas (2.400 m^2). A seleção das parcelas foi realizada através de sorteio em uma grade marcada nos polígonos selecionados previamente. Em todas as parcelas foi registrada a presença das espécies vegetais vasculares e a sua cobertura foi estimada utilizando a escala de Causton (1988, ver também Muller & Waechter, 2001). Também foi estimada a área das parcelas coberta por solo e rocha expostos ou liquens. Os dados foram tratados de acordo com os procedimentos usuais em fitossociologia (Mueller-Dombois & Ellemberg, 1974). As plantas foram definidas, ainda, como pertencentes a três componentes da vegetação, em classificação adaptada da usada por França *et al.* (2007): graminóides (Cyperaceae, Juncaceae, Poaceae, Xyridaceae), herbáceas e arbustivo-arbóreas. O objetivo desta classificação é verificar a existência de diferenças entre as coberturas por estes componentes nos sítios amostrados. Testes de correlação foram realizados para verificar a relação entre a cobertura dos componentes analisados com o tempo médio decorrido entre os incêndios (recorrência). Estas análises foram realizadas para avaliar se o acumulo de biomassa entre um foco e outro pode se reflete na cobertura dos diferentes componentes considerados. O programa utilizado nestas análises foi o Biostat 5.0.

Os dados relativos à área de cobertura pelas espécies foram utilizados para realizar uma análise multivariada para verificar se este fator, nos diferentes sítios, está relacionado com a recorrência dos incêndios, ou se há outros fatores que influenciam na cobertura das espécies. A distância de corda foi utilizada como medida de semelhança e análise de coordenadas principais como método de ordenação. Na matriz para esta análise foram consideradas apenas as espécies que ocorressem em mais de uma parcela. O objetivo deste procedimento foi reduzir a indeterminação da matriz ao eliminar os elementos pouco informativos (Podani 1994). A significância dos eixos da ordenação foi avaliada utilizando autorreamostragem (*bootstrap*), com 1.000 iterações. O programa utilizado para as análises foi o MULTIV0 (Pillar 2001).

Resultados

A Figura 1 apresenta o mapa de recorrências de incêndios no período entre 1985 e 2010. No período considerado, 39,57% da área do Parna Chapada Diamantina não foram afetados por incêndios. No restante do Parque foram identificadas até nove ocorrências em uma mesma área. Em 59,41% da UC registraram-se até quatro ocorrências de fogo, como mostra a Tabela 1. Áreas

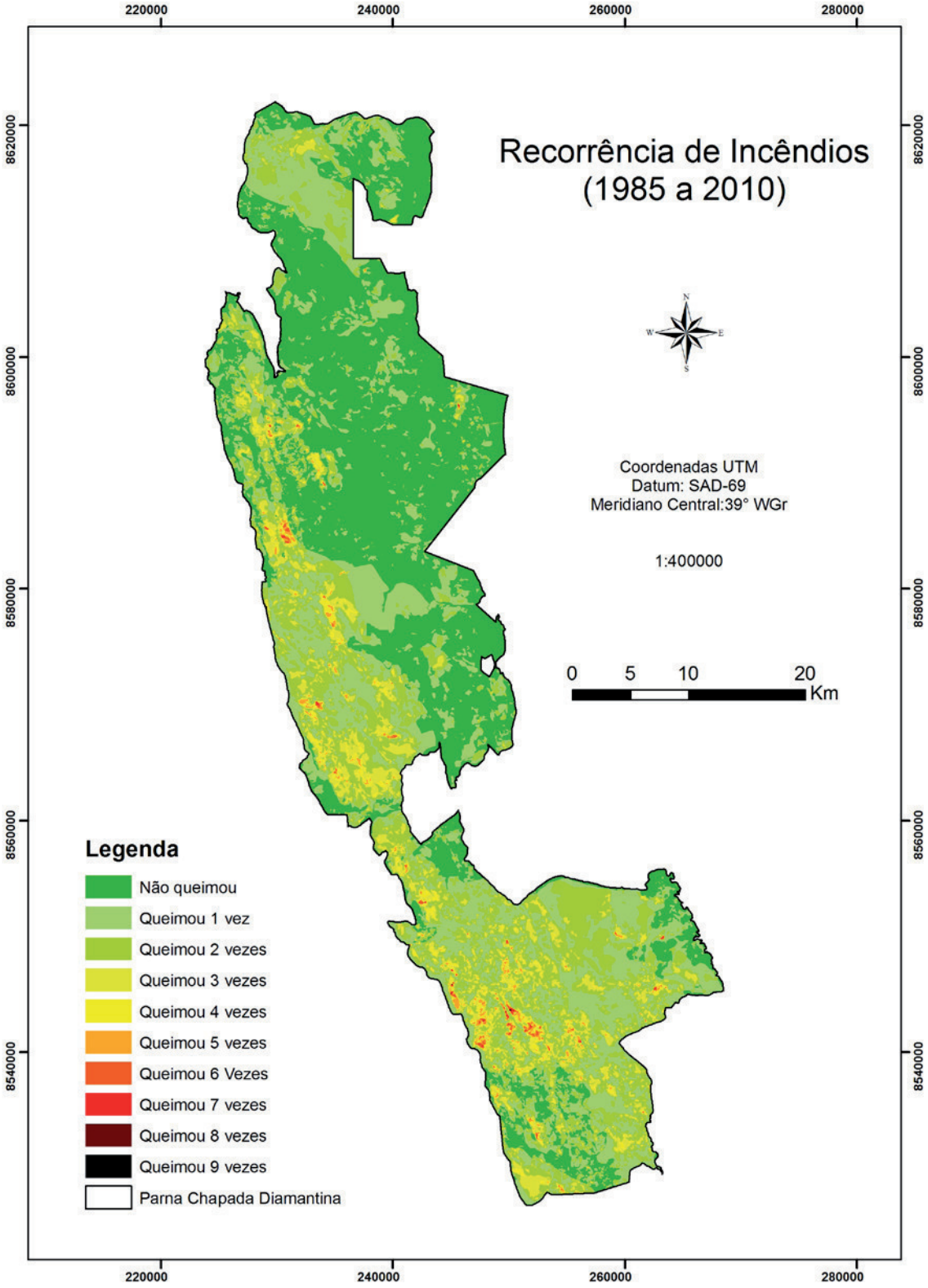

Figura 1 – Mapa das recorrências de incêndios no Parque Nacional da Chapada Diamantina entre 1985 e 2010.

Figure 1 – Map of fire recurrence in the Chapada Diamantina National Park between 1985 and 2010.

com cinco ou mais ocorrências representaram apenas 1,01% do PNCD. A Figura 2 mostra em detalhe as áreas do PNCD com maior recorrência de incêndios, localizadas uma na sua porção norte, próximo ao distrito de Guiné, município de Mucugê, e outra numa região ao sul chamada Machobongo, no mesmo município. Nesta região fica o único ponto onde se registraram nove ocorrências, um pequeno polígono nas proximidades de um curso d´água.

Tabela 1 – Polígonos, áreas e percentuais do Parque Nacional da Chapada Diamantina afetados pelas diferentes recorrências de incêndios. Nrec = número de Recorrências.

Table 1 – Polygons, areas, and percentage of the Chapada Diamantina National Park affected by the different fire recurrences. Nrec = number of recurrences.

Nrec	N° poligonos	Hectares	% PNCD
1	2052	46461.01	30.57
2	4109	28366.44	18.66
3	4440	11542.96	7.59
4	3111	3936.98	2.59
5	1248	1156.54	0.76
6	475	311.44	0.20
7	134	66.13	0.04
8	30	4.88	0.0032
9	2	1.42	0.0009
Total	**15601**	**91847.79**	**60.43**

O tempo decorrido desde o último incêndio, considerando o ano de 2011 como referência, varia de um a dois a até mais de 24 anos, como se vê na Figura 3. As maiores extensões estão na faixa de três a quatro anos, que coincide com a temporada 2008, quando 41,93% do parque foram atingidos por incêndios. A região da Serra do Sincorá, entre os distritos de Guiné (município de Mucugê) e Caeté Açu (Palmeiras), apresenta um complexo mosaico de diferentes intervalos desde a última queima, assim como uma região ao sul, entre a área conhecida como Machobongo (Mucugê) e o povoado de Baixão (Ibicoara).

Na amostragem fitossociológica, 38 coletas não puderam ser identificadas até o nível de família. Foram identificadas 242 espécies até o nível de família, mas um grande número delas não pôde ser identificado além deste nível devido à falta de material fértil, conforme Tabela 2. As famílias com o maior número de espécies foram Fabaceae (41 espécies), Poaceae (38) e Asteraceae (27). A Figura 4 mostra que outras oito famílias apresentaram mais de quatro espécies cada.

Não foi identificada nenhuma espécie comum a todos os sítios amostrados. A grande heterogeneidade floristica dos ambientes é demonstrada pelo fato de que 195 espécies ocorreram em apenas uma das 24 parcelas. A maior freqüência relativa, considerando todos os sítios, foi de uma espécie de Cyperaceae (Cyperaceae sp1), com 2,35%, seguida de *Eremanthus* sp1, Poaceae sp 1 e *Xyris* sp3, com 1,49% cada. A espécie com maior cobertura relativa foi *Aristida* sp1 (Poaceae, 6,12%), seguida de Poaceae sp1, com 4,7%. Os baixos valores apontados para a freqüência e cobertura também refletem a baixa similaridade entre os sítios. A lista das espécies encontradas e seus parâmetros fitossociológico (freqüências absoluta e relativa, cobertura absoluta e relativa) são apresentados na Tabela 2.

Os resultados da análise multivariada não apontaram a recorrência de incêndios como fator determinante na distribuição das espécies (Figura 5). Os valores de explicação dos eixos 1 (15,51%) e 2 (12,86%) são baixos e o teste de autorreamostragem indicou que os resultados não

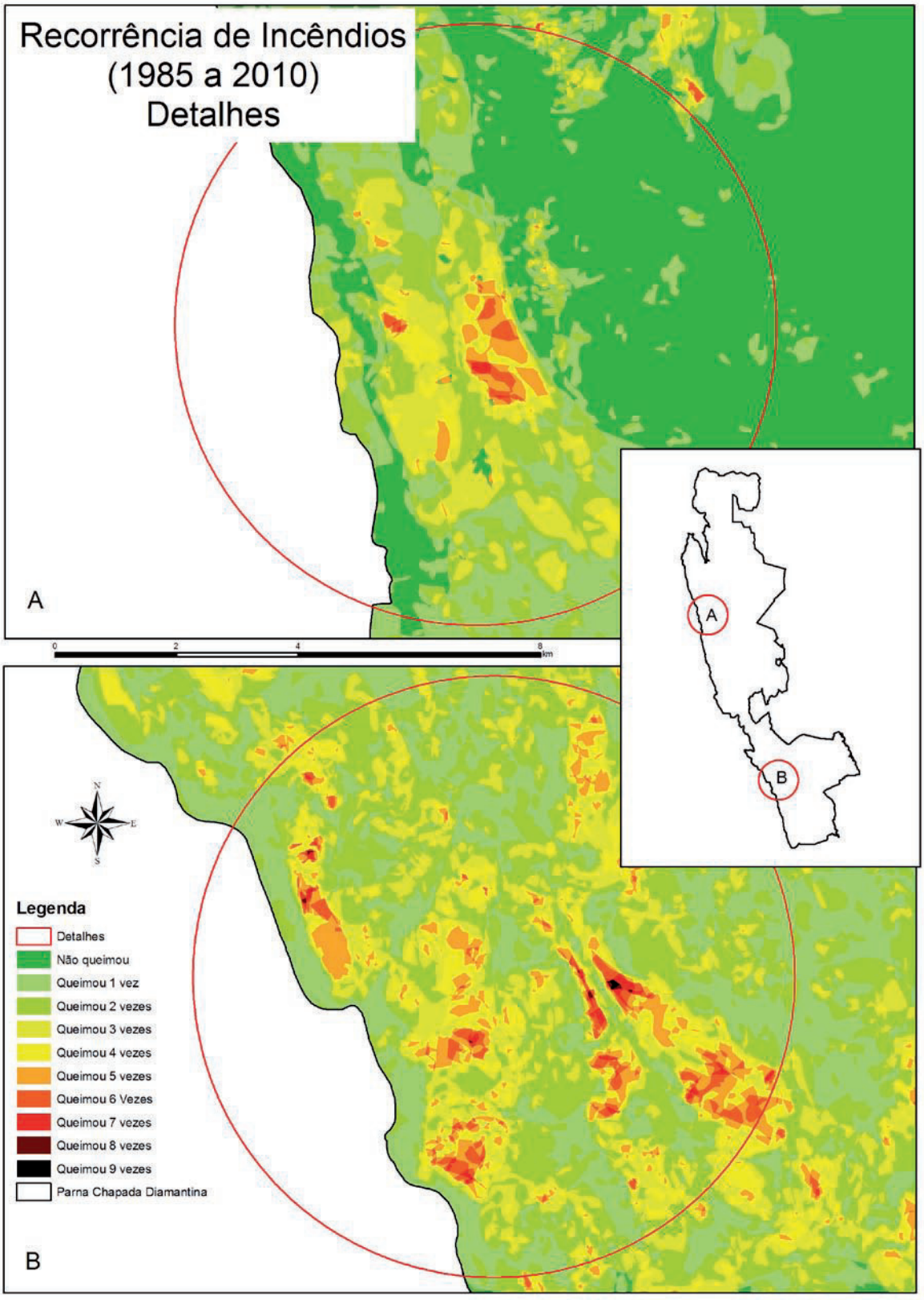

Figura 2 – Detalhes do mapa de recorrências de incêndios mostrando as duas áreas com maiores recorrências dentro do Parque Nacional da Chapada Diamantina, uma ao norte (A) e outra ao sul (B).

Figure 2 – Map details showing the areas with more fire recurrences in the Chapada Diamantina National Park, one at northern (A) and the other at southern (B) of that protected area.

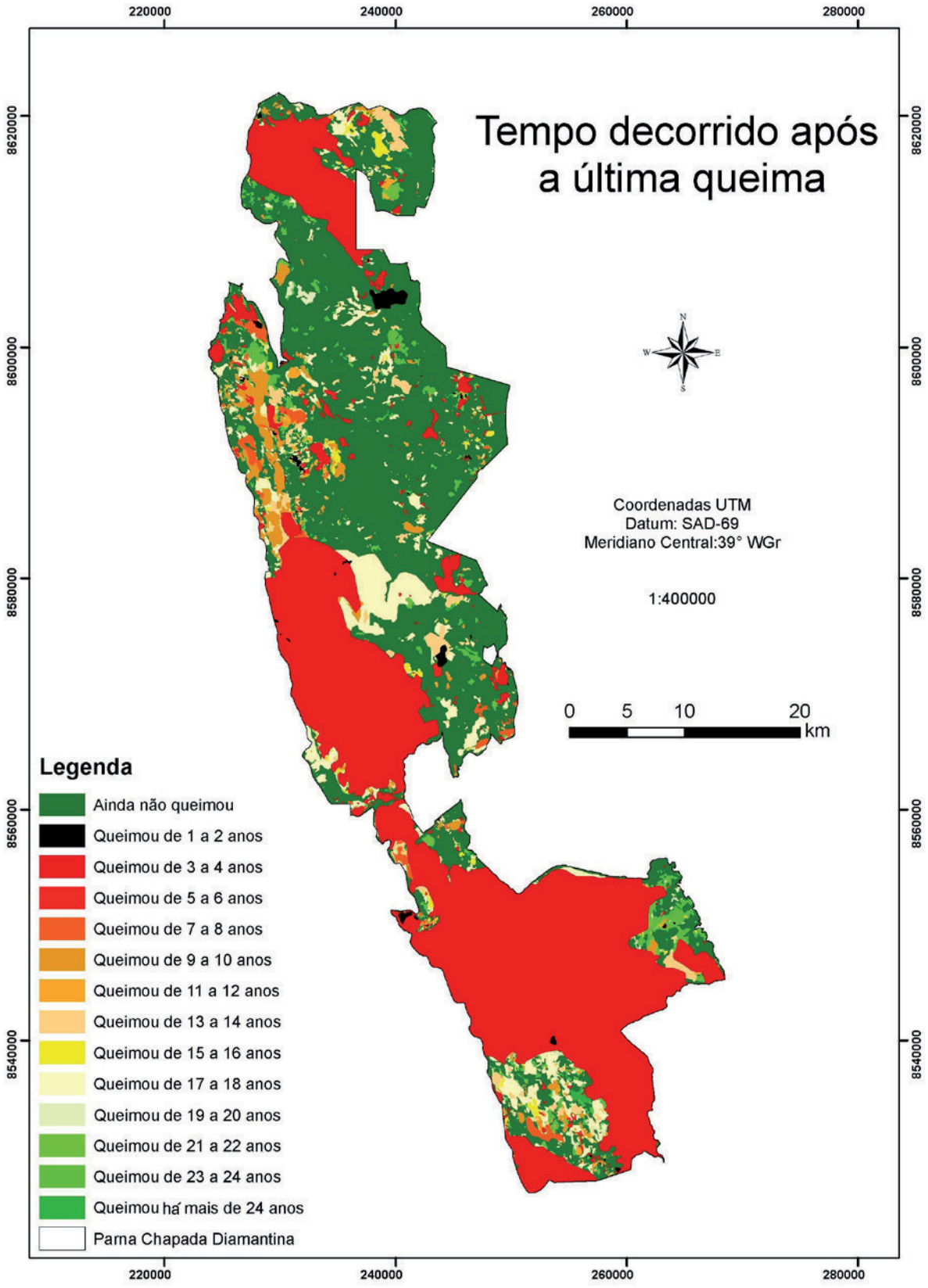

Figura 3 – Mapa mostrando o tempo decorrido desde o último incêndio em cada área do Parque Nacional da Chapada Diamantina. Tendo o ano 2011 como referência.

Figure 3 – Map showing the time since last fire in each area of the Chapada Diamantina National Park. Having 2011 as a reference.

Tabela 2 – Síntese dos resultados do levantamento fitossociológico de quatro sítios com diferentes regimes de queima no Parque Nacional da Chapada Diamantina. Componentes: graminóide (Cyperaceae, Juncaceae, Poaceae, Xyridaceae), herbáceas e Arbustivo – arbóreo (Arb – arv). NUA = número de parcelas (unidades amostrais onde a espécie i foi encontrada; FA = freqüência absoluta; FR = freqüência relativa; ΣCUA = somatório da cobertura apurada para a espécie i em cada parcela; CA = Cobertura absoluta; CR = Cobertura relativa.

Table 2 – Synthesis of the phytosociological survey of four sites with different fire regimes in the Chapada Diamantina National Park. Components: graminoid (Cyperaceae, Juncaceae, Poaceae, Xyridaceae), herbs and shrubs – trees (Arb – arv). NUA = number of plots (sampling units where species i was found); FA = absolute frequency, RF = relative frequency; ΣCUA = sum of the cover found for the species i in each plot; CA = absolute coverage; CR = Relative Coverage.

Componente	Família	Espécie	NUA	FA	FR	SCUA	CA	CR
Herbáceas	Amaranthaceae	*Pffafia sp 1*	3	12.5	0.64	9.36	0.39	0.21
Herbáceas	Amaranthaceae	*Pffafia sp2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Amaranthaceae	*Pffafia sp3*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Amarillydaceae	*Hippeastrum sp1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Annonaceae	*Annonaceae sp 1*	1	4.17	0.21	37.5	1.56	0.85
Herbáceas	Apiaceae	*Apiaceae sp1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Apiaceae	*Centella asiatica*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Apiaceae	*Eringium sp1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Apocynaceae	*Metastelma sp1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Apocynaceae	*Apocynaceae sp 1*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Apocynaceae	*Asclepiadoideae sp1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Araceae	*Anthurium sp1*	1	4.17	0.21	9.38	0.39	0.21
Arb - arv	Araliaceae	*Araliaceae sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Arecaceae	*Syagrus harleyi*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Asteraceae	*Baccharis sp1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Asteraceae	*Calea sp1*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Asteraceae	*Chaptalia sp1*	4	16.7	0.85	12.48	0.52	0.28
Herbáceas	Asteraceae	*Eremanthus bicolor*	7	29.2	1.49	34.35	1.43	0.78
Herbáceas	Asteraceae	*Mikania sp1*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Asteraceae	*Paralychnophora sp1*	4	16.7	0.85	46.86	1.95	1.07
Herbáceas	Asteraceae	*Richterago discoidea*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Asteraceae	*Vernonia sp1*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Asteraceae	*Asteraceae sp 1*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Asteraceae	*Asteraceae sp 2*	2	8.34	0.42	6.24	0.16	0.14
Herbáceas	Asteraceae	*Asteraceae sp 3*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Asteraceae	*Asteraceae sp 4*	2	8.33	0.43	12.5	0.52	0.28
Herbáceas	Asteraceae	*Asteraceae sp 5*	1	4.17	0.21	9.38	0.39	0.21
Herbáceas	Asteraceae	*Asteraceae sp 6*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Asteraceae	*Asteraceae sp 6*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Asteraceae	*Asteraceae sp 7*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Asteraceae	*Asteraceae sp 8*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Asteraceae	*Asteraceae sp 9*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Asteraceae	*Asteraceae sp 10*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb – arv	Asteraceae	*Asteraceae sp 11*	5	20.8	1.07	15.6	0.65	0.36
Herbáceas	Asteraceae	*Asteraceae sp 12*	3	12.5	0.64	9.36	0.39	0.21
Arb - arv	Asteraceae	*Asteraceae sp 13*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Asteraceae	*Asteraceae sp 14*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Bignonaceae	*Jacaranda sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Bignonaceae	*Bignonaceae sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07

Herbáceas	Bromeliaceae	*Aechmea sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Bromeliaceae	*Aechmea sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Bromeliaceae	*Aechmea sp 3*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Bromeliaceae	*Cottendorfia florida*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Bromeliaceae	*Orthophytum amoenum*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Bromeliaceae	*Vriesea atra*	2	8.33	0.43	12.5	0.52	0.28
Herbáceas	Bromeliaceae	*Vriesea sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Cactaceae	*Arrojadoa bahiensis*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Cactaceae	*Cephalocereus sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Clusiaceae	*Clusia obdeltifolia*	3	12.5	0.64	31.25	1.3	0.71
Arb - arv	Clusiaceae	*Clusia sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Convolvulaceae	*Evolvulus sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Convolvulaceae	*Ipomoea sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Convolvulaceae	*Ipomoea sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Cyperaceae	*Bulbostylis sp 1*	6	25	1.28	121.9	5.08	2.77
Graminoide	Cyperaceae	*Bulbostylis sp 3*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Cyperaceae	*Lagenocarpus rigidus*	6	25	1.28	24.98	1.04	0.57
Graminoide	Cyperaceae	*Rynchospora sp 1*	3	12.5	0.64	9.36	0.39	0.21
Graminoide	Cyperaceae	*Cyperaceae sp 1*	2	8.33	0.43	56.25	2.34	1.28
Graminoide	Cyperaceae	*Cyperaceae sp 2*	3	12.5	0.64	15.62	0.65	0.36
Graminoide	Cyperaceae	*Cyperaceae sp 3*	2	8.33	0.43	40.62	1.69	0.92
Graminoide	Cyperaceae	*Cyperaceae sp 4*	1	4.17	0.21	9.38	0.39	0.21
Graminoide	Cyperaceae	*Cyperaceae sp 5*	1	4.17	0.21	9.38	0.39	0.21
Graminoide	Cyperaceae	*Cyperaceae sp 6*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Cyperaceae	*Cyperaceae sp 7*	4	16.7	0.85	31.25	1.3	0.71
Graminoide	Cyperaceae	*Cyperaceae sp 8*	1	4.17	0.21	9.38	0.39	0.21
Graminoide	Cyperaceae	*Cyperarceae sp 9*	1	4.17	0.21	9.38	0.39	0.21
Graminoide	Cyperaceae	*Cyperaceae sp 10*	6	25	1.28	156.2	6.51	3.56
Graminoide	Cyperaceae	*Cyperaceae sp 11*	3	12.5	0.64	9.36	0.39	0.21
Graminoide	Cyperaceae	*Cyperaceae sp 12*	11	45.8	2.35	103.1	4.3	2.35
Herbáceas	Dioscoreaceae	*Dioscorea sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Droseraceae	*Drosera aff. montana*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Ericaceae	*Gaylussacia sp 1*	4	16.7	0.85	12.48	0.52	0.28
Herbáceas	Eriocaulaceae	*Comanthera mucugensis*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Eriocaulaceae	*Comanthera sp 1*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Eriocaulaceae	*Comanthera sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Eriocaulaceae	*Comanthera sp 3*	5	20.8	1.07	15.6	0.65	0.36
Herbáceas	Eriocaulaceae	*Eriocaulaceae sp 1*	3	12.5	0.64	15.62	0.65	0.36
Herbáceas	Eriocaulaceae	*Eriocaulaceae sp 2*	3	12.5	0.64	9.36	0.39	0.21
Herbáceas	Eriocaulaceae	*Eriocaulaceae sp 3*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Eriocaulaceae	*Eriocaulaceae sp 4*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Eriocaulaceae	*Eriocaulaceae sp 5*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Eriocaulaceae	*Eriocaulaceae sp 6*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Euphorbiaceae	*Croton sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Euphorbiaceae	*Croton sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Euphorbiaceae	*Croton sp 3*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Euphorbiaceae	*Euphorbiaceae sp 1*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Euphorbiaceae	*Euphorbiaceae sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Euphorbiaceae	*Euphorbiaceae sp 3*	2	8.33	0.43	12.5	0.52	0.28
Herbáceas	Euphorbiaceae	*Euphorbiaceae sp 4*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07

Herbáceas	Euphorbiaceae	*Euphorbiaceae sp 5*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Euphorbiaceae	*Euphorbiaceae sp 6*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Euphorbiaceae	*Euphorbiaceae sp 7*	1	4.17	0.21	18.75	0.78	0.43
Herbáceas	Euphorbiaceae	*Euphorbiaceae sp 8*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Euphorbiaceae	*Euphorbiaceae sp 9*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Euphorbiaceae	*Euphorbiaceae sp 10*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Calliandra sp 1*	5	20.8	1.07	31.23	1.3	0.71
Arb - arv	Fabaceae	*Calliandra sp 2*	2	8.33	0.43	12.5	0.52	0.28
Herbáceas	Fabaceae	*Calliandra sp 3*	2	8.33	0.43	46.88	1.95	1.07
Arb - arv	Fabaceae	*Calliandra sp 4*	5	20.8	1.07	31.13	1.3	0.71
Herbáceas	Fabaceae	*Calliandra sp 5*	3	12.5	0.64	75	3.13	1.71
Arb - arv	Fabaceae	*Calliandra sp 6*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Arb - arv	Fabaceae	*Calliandra sp 7*	3	12.5	0.64	9.36	0.39	0.21
Herbáceas	Fabaceae	*Calliandra sp 8*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Calliandra sp 9*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Calliandra sp 10*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Chamaecrista sp 1*	1	4.17	0.21	18.75	0.78	0.43
Arb - arv	Fabaceae	*Chamaecrista sp 2*	3	12.5	0.64	9.36	0.39	0.21
Herbáceas	Fabaceae	*Chamaecrista sp 3*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Chamaecrista sp 4*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Chamaecrista sp 5*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Arb - arv	Fabaceae	*Chamaecrista sp 6*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Chamaecrista sp 7*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Chamaecrista sp 8*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Chamaecrista sp 9*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Chamaecrista sp 10*	3	12.5	0.64	9.36	0.39	0.21
Arb - arv	Fabaceae	*Chamaecrista sp 11*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Chamaecrista sp 13*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Mimosa sp 1*	1	4.17	0.21	18.75	0.78	0.43
Arb - arv	Fabaceae	*Mimosa sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Periandra mediterranea*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Fabaceae sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Fabaceae sp 2*	3	12.5	0.64	9.36	0.39	0.21
Arb - arv	Fabaceae	*Fabaceae sp 3*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Fabaceae sp 4*	1	4.17	0.21	18.75	0.78	0.43
Arb - arv	Fabaceae	*Fabaceae sp 5*	1	4.17	0.21	18.75	0.78	0.43
Arb - arv	Fabaceae	*Fabaceae sp 6*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Fabaceae sp 7*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Fabaceae sp 8*	2	8.33	0.43	40.62	1.69	0.92
Arb - arv	Fabaceae	*Fabaceae sp 9*	3	12.5	0.64	9.36	0.39	0.21
Arb - arv	Fabaceae	*Fabaceae sp 10*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Fabaceae sp 11*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Fabaceae	*Fabaceae sp 12*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Fabaceae	*Fabaceae sp 13*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Fabaceae	*Fabaceae sp 14*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Fabaceae	*Fabaceae sp 15*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Iridaceae	*Sisyrinchium sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Iridaceae	*Iridaceae sp 1*	2	8.33	0.43	78.12	3.26	1.78
Herbáceas	Juncaceae	*Juncaceae sp 1*	4	16.7	0.85	62.49	2.6	1.42
Herbáceas	Lamiaceae	*Lamiaceae sp 1*	1	4.17	0.21	9.38	0.39	0.21

Herbáceas	Lamiaceae	*Lamiaceae sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Lamiaceae	*Lamiaceae sp 3*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Lamiaceae	*Lamiaceae sp 4*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Loganiaceae	*Spigelia pulchella*	3	12.5	0.64	9.36	0.39	0.21
Herbáceas	Lythraceae	*Cuphea sp 1*	4	16.7	0.85	18.74	0.78	0.43
Herbáceas	Lytrhaceae	*Cuphea sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Lytrhaceae	*Cuphea sp 3*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Lytrhaceae	*Lytrhaceae sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Malpighiaceae	*Malpighiaceae sp 1*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Malpighiaceae	*Malpighiaceae sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Malpighiaceae	*Malpighiaceae sp 3*	1	4.17	0.21	18.75	0.78	0.43
Arb - arv	Malpighiaceae	*Malpighiaceae sp 4*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Maranthaceae	*Calathea sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Melastomataceae	*Tibouchina sp 1*	3	12.5	0.64	9.36	0.39	0.21
Arb - arv	Melastomataceae	*Tibouchina sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Melastomataceae	*Tibouchina sp 3*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Arb - arv	Melastomataceae	*Tibouchina sp 4*	3	12.5	0.64	24.99	1.04	0.57
Arb - arv	Melastomataceae	*Miconia sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Melastomataceae	*Melastomataceae sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Melastomataceae	*Melastomataceae sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Melastomataceae	*Melastomataceae sp 3*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Arb - arv	Melastomataceae	*Melastomataceae sp 4*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Melastomataceae	*Melastomataceae sp 5*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Melastomataceae	*Melastomataceae sp 5*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Melastomataceae	*Melastomataceae sp 6*	3	12.5	0.64	9.36	0.39	0.21
Arb - arv	Melastomataceae	*Melastomataceae sp 7*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Melastomataceae	*Melastomataceae sp 8*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Myrtaceae	*Myrtaceae sp 1*	1	4.17	0.21	9.38	0.39	0.21
Herbáceas	Orchidaceae	*Cattleya elongata*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Orchidaceae	*Cyrtopodium sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Orchidaceae	*Epidendrum secundum*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Orchidaceae	*Epistephium lucidum*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Orchidaceae	*Orchidacae sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Passifloraceae	*Passiflora sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Phyllanthaceae	*Phyllanthus sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Phyllanthaceae	*Maprounea guianensis*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Phyllanthaceae	*Phyllantaceae sp 1*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Graminoide	Poaceae	*Andropogon sp 1*	1	4.17	0.21	9.38	0.39	0.21
Graminoide	Poaceae	*Andropogon sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Poaceae	*Aristida sp 1*	6	25	1.28	268.7	11.2	6.12
Graminoide	Poaceae	*Panicum cf. trinii*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Poaceae	*Panicum sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Poaceae	*Paspalum sp 1*	1	4.17	0.21	9.38	0.39	0.21
Graminoide	Poaceae	*Paspalum sp 2*	3	12.5	0.64	21.87	0.91	0.5
	Poaceae	*Paspalum sp 3*	4	16.7	0.85	62.49	2.6	1.42
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 1*	7	29.2	1.49	206.2	8.59	4.7
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 3*	2	8.33	0.43	12.5	0.52	0.28
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 4*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 5*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07

Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 5*	4	16.7	0.85	121.9	5.08	2.77
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 6*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 7*	1	4.17	0.21	9.38	0.39	0.21
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 7*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 8*	1	4.17	0.21	37.5	1.56	0.85
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 9*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 10*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 11*	2	8.33	0.43	12.5	0.52	0.28
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 12*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 13*	2	8.33	0.43	18.75	0.78	0.43
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 14*	4	16.7	0.85	159.4	6.64	3.63
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 15*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 16*	2	8.33	0.43	75	3.13	1.71
Graminoide	Poaceae	*Poaceae sp 17*	3	12.5	0.64	50	2.08	1.14
Herbáceas	Polygalaceae	*Polygala sp 1*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Polygalaceae	*Polygala sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Polypodiaceae	*Polypodiaceae sp 1*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Polypodiaceae	*Polypodiaceae sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Polypodiaceae	*Polypodiaceae sp 3*	1	4.17	0.21	18.75	0.78	0.43
herbáceas	Portulacaceae	*Portulacaceae sp 1*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Herbáceas	Pteridaceae	*Pteridium aquilinum*	5	20.8	1.07	56.24	2.34	1.28
Arb - arv	Rubiaceae	*Palicourea cf. marckgravii*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Arb - arv	Rubiaceae	*Rubiaceae sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Rubiaceae	*Rubiaceae sp 2*	1	4.17	0.21	18.75	0.78	0.43
Herbáceas	Rubiaceae	*Rubiaceae sp 3*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Rubiaceae	*Rubiaceae sp 4*	1	4.17	0.21	37.5	1.56	0.85
Herbáceas	Rubiaceae	*Rubiaceae sp 5*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Rubiaceae	*Rubiaceae sp 6*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Scrophulariaceae	*Esterhazia sp1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Smilacaceae	*Smilax sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Smilacaceae	*Smilax sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Solanaceae	*Solanum aff. Sincoranum*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Arb - arv	Solanaceae	*Solanum sp1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Solanaceae	*Solanaceae sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Turneraceae	*Piriqueta sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Turneraceae	*Turneraceae sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Turneraceae	*Turneraceae sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Turneraceae	*Turneraceae sp 3*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Turneraceae	*Turneraceae sp 4*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Verbenaceae	*Lantana sp 1*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Arb - arv	Verbenaceae	*Verbenaceae sp 1*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Herbáceas	Verbenaceae	*Verbenaceae sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Verbenaceae	*Verbenaceae sp 3*	2	8.33	0.43	6.24	0.26	0.14
Arb - arv	Velloziaceae	*Vellozia sp 1*	3	12.5	0.64	9.36	0.39	0.21
Arb - arv	Velloziaceae	*Vellozia sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Arb - arv	Velloziaceae	*Vellozia sincorana*	3	12.5	0.64	59.37	2.47	1.35
Arb - arv	Velloziaceae	*Vellozia cf. jolyi*	1	4.17	0.21	18.75	0.78	0.43
Graminoide	Xyridaceae	*Xyris jupicai*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Xyridaceae	*Xiris sp 1*	6	25	1.28	96.86	4.04	2.21
Graminoide	Xyridaceae	*Xyris sp 2*	1	4.17	0.21	3.12	0.13	0.07
Graminoide	Xyridaceae	*Xyris sp 3*	7	29.2	1.49	49.98	2.08	1.14

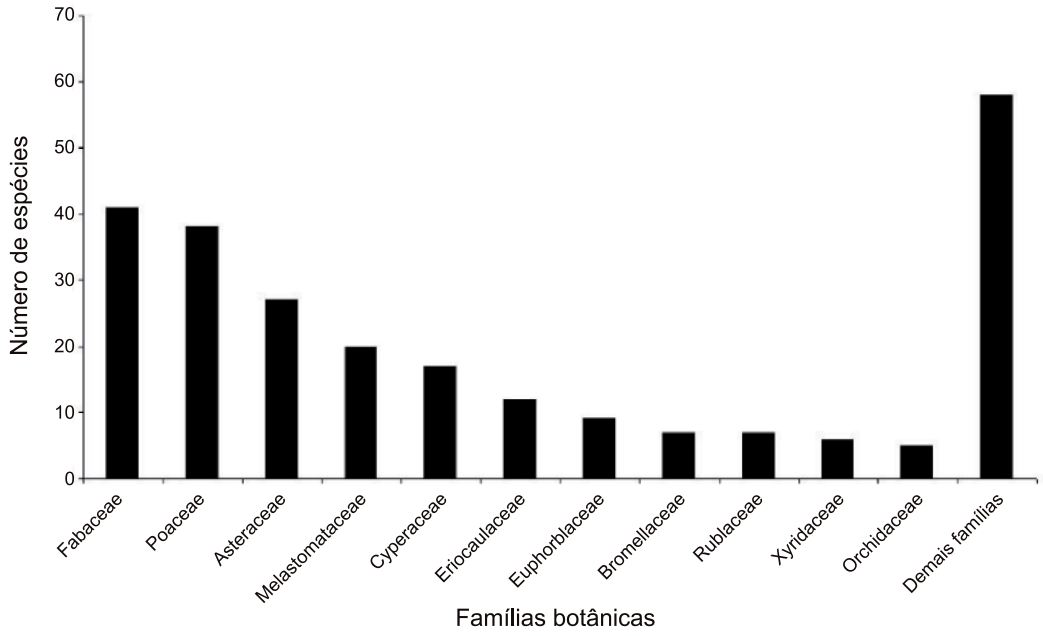

Figura 4 – Número de espécies das famílias botânicas com maior riqueza específica nos quatro sítios amostrados no Parque Nacional da Chapada Diamantina.

Figure 4 – Species number of botanical families with the higher species number in the four sites sampled at Chapada Diamantina National Park.

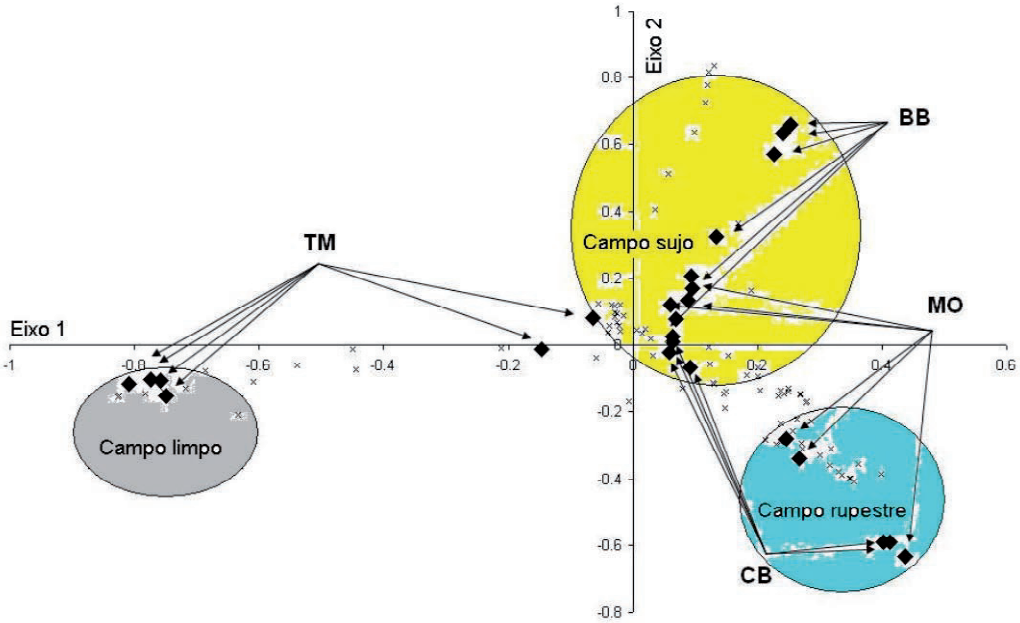

Figura 5 – Diagrama de ordenação dos eixos 1 (15,51%, horizontal) e 2 (12,86%, vertical) da análise de coordenadas principais, tendo como medida de semelhança a distância de corda. Ver texto para explicação dos Acrônimos.

Figure 5 – Ordination diagram of axis 1 (15.51%, horizontal) and 2 (12.86%, vertical) of the principal coordinate analysis, with the similarity measure the distance of chord. See text for Acronyms explanation.

são significativos para nenhum dos eixos (P = 0,421 para o eixo 1 e P = 0,332 para o eixo 2). Apesar disto, a distribuição das parcelas ao longo dos eixos permitiu separar aquelas pertencentes ao sitio TM (acrônimos de acordo a Figura 1), à esquerda do diagrama, das demais. Quatro parcelas deste sítio têm características de campo limpo, enquanto outras duas são intermediárias entre campo limpo e campo sujo. TM é o sítio mais distante, geograficamente, dos demais; é o que apresenta a maior recorrência de incêndios (menor que dois anos de intervalo); e é o que apresenta a maior proporção de solo exposto (ver Tabela 3). Os demais sítios combinam algumas parcelas diferenciadas em relação às demais e outras com espécies em comum entre si. Mais uma vez, o aspecto que se destaca no diagrama são as diferentes fitofisionomias. Assim, todas as parcelas do sítio BB, mais quatro parcelas de CB e duas parcelas situadas na base do Morrão (MO) são caracterizadas pelo predomínio de espécies graminóides e arbustos, caracterizando campo sujo, e por não possuírem rocha ou solo exposto. Demais parcelas dos dois sítios com maiores intervalos entre queimadas (CB e MO), apresentam formações típicas de campos rupestres, com muita rocha exposta.

A distribuição das espécies pelos componentes da vegetação amostrados mostrou uma predominância numérica de espécies herbáceas (148), seguidas de espécies arbustivo-arbóreas (83 espécies) e de graminóides (43). A variação da cobertura das categorias citadas é apresentada na Tabela 3, juntamente com a cobertura média por rochas, liquens e solo exposto nos quatro sítios amostrados. As regressões entre a cobertura dos elementos da vegetação e o tempo médio decorrido entre os incêndios não foram significativas, exceto para o componente graminóide (F = 324,7; r = 0,997; p = 0,0021).

Tabela 3 – Valores médios de cobertura (em %) dos componentes da vegetação, além de rochas, liquens e solo exposto, encontradas em quatro sítios com diferentes intervalos de queima dentro do Parna Chapada Diamantina. Arb – arv = arbustivo ou arbóreo; Gra = graminóide; Her = herbáceo; Rch = rocha; Sle = solo exposto; Liq = liquens. Acrônimos dos sítios de acordo com a Figura 1.

Table 3 – Cover values (%) of the vegetation elements adopted for plants as well as rocks, lichens and bare soil, found at four sites with different burning schemes within the Chapada Diamantina National Park. Arb – arv = shrub or tree; Gra = graminoid; Her = herbaceous; Rch = rock; Sle = bare soil; Liq = lichens. Icons of sites according to Figure 1.

Elemento	Acrônimo	TM	MO	BB	CB
Arbustivo -arbóreo	Arb-arv	19,24	19,77	53	22,38
Graminóide	Gra	91,65	50,3	83,33	59,88
Herbáceo	Her	43,19	57,54	64,53	39,03
Rocha exposta	Rch	21,87	44,27	0,00	,29
Solo exposto	Sle	83,33	52	8,85	2,08
Liquens	Liq	0	0	0	2,08

Discussão

Recorrência de incêndios

Ainda há poucos trabalhos analisando a recorrência de incêndios em unidades de conservação brasileiras. França *et al.* (2007) demonstraram que o Parque Nacional das Emas chegou a apresentar áreas com até sete queimas entre 1984 e 1994, e indicaram a mudança no regime de queima naquela unidade de conservação entre 1994 e 2003, quando o número queimas de uma mesma área foi menor (até quatro). No caso do Parna Chapada Diamantina,

os dados apurados mostraram um regime mais heterogêneo de queimas, com extensas áreas da UC sem focos de incêndio registrados desde sua criação, em 1985, enquanto outras áreas apresentaram até nove ocorrências. As áreas com maior recorrência coincidem com regiões onde havia criação de gado bovino ou ainda há a criação de equinos e muares. Também coincidem com áreas onde ocorre a sempre-viva-de-mucugê (*Comanthera mucugensis* (Giul.) L.R. Parra & Giul.). Antigos coletores desta sempre-viva que atualmente trabalham como brigadistas relatam que há o costume de se colocar fogo nos campos onde esta espécie ocorre para que haja, na opinião deles, a renovação das suas populações. Ainda faltam estudos sobre a biologia desta espécie para avaliar se existe algum fundamento cientifico neste hábito, mas estudos com *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhtland (capim dourado) indicam que, sob certas condições, o fogo pode favorecer a sua floração (Schmidt 2005), o que também poderia ocorrer com *C. mucugensis*. Faltam, ainda, estudos que considerem os impactos das práticas de queima para manejo destas espécies de sempre-vivas sobre toda a vegetação, uma vez que as condições favoráveis a estas plantas podem ser desfavoráveis a outras espécies que ocorram nos campos úmidos onde elas vegetam.

Os dados relativos ao tempo decorrido entre as queimadas também indicam a existência de grandes diferenças entre as várias áreas do PNCD. Algumas regiões do Parque, embora tenham sofrido queimadas depois da criação da UC, não são afetadas por incêndios há muitos anos. Estas áreas devem ser priorizadas em estudos sobre a dinâmica do fogo e seus efeitos sobre a vegetação de modo a buscar entender como a vegetação evolui quando em comparação com outros pontos mais afetados pela ocorrência de focos de incêndio.

Mesquita *et al*. (neste número) apresentam uma descrição dos ambientes do PNCD onde não se constatou a ocorrência de incêndios florestais. Basicamente, são áreas elevadas, ao norte de Mucugê, de difícil acesso, entremeadas por vales de rios encaixados que correm paralelos uns aos outros. Além disto, há algumas áreas menores que são cobertas, principalmente, por florestas estacionais semideciduais. Há, no entanto, áreas de campo rupestre, ao sul e a leste de Mucugê, assim como outras áreas com fitofisionomias predominantemente herbáceo-arbustivas, onde também não se registrou nenhum foco de incêndio. A mesma diversidade de ambientes pode ser verificada nos ambientes submetidos aos regimes de queima com menor recorrência (até quatro ocorrências). Desta forma, é provável que a recorrência dos incêndios florestais esteja mais ligada a fatores antrópicos (uso do parque pelas comunidades, como discutido acima; proximidade de assentamentos humanos) do que aos aspectos naturais (como declividade, microclima) de cada área. Análises posteriores, incluindo estas variáveis, podem auxiliar no esclarecimento destas questões. Preliminarmente, com base nos Relatórios de Ocorrência de Incêndios (ROI), documento onde se registra a ocorrência de focos e onde se apresenta informações sobre estes focos, pode-se dizer que a ocorrência de raios como fonte de ignição de focos de incêndio é pouco comum, tendo sido registrado apenas três focos com esta origem em mais de 500 registros.

Dinâmica da vegetação, em relação ao fogo, na vegetação do Parna Chapada Diamantina

A heterogeneidade florística das formações da Chapada Diamantina é atestada em diversos estudos (Giulietti *et al.* 1997, Conceição *et al.* 2005, Conceição & Pirani 2007, Neves & Conceição 2007). Conceição & Pirani (2007) constataram que a composição florística entre vários sítios amostrados é diferente, embora a diversidade seja similar. Neste estudo, esta variabilidade aparece claramente entre os diversos sítios amostrados. Este padrão é diametralmente diferente do encontrado por França *et al*. (2007) para o Parque Nacional das Emas, cujo relevo e vegetação são mais homogêneos e por isto tende a apresentar um comportamento em relação aos incêndios também mais uniforme. O comportamento do fogo no Parna Serra do Cipó, que, como o Parna Chapada Diamantina, fica na Cadeia do Espinhaço, também parece apresentar diferenças em função de aspectos ligados à topografia e a diferenças de microclima entre locais (Ribeiro *et al.* 2006). É interessante ressaltar que as parcelas amostradas no levantamento fitossociológico foram

selecionadas a partir dos polígonos de recorrência de incêndio. Portanto, as áreas amostradas, em cada sítio, estavam submetidas ao mesmo regime de queima, mesmo nos casos, como na localidade de Capa Bode (CB), em que havia diferenças nas fitofisionomias entre as parcelas. Além disto, a escala das variações na vegetação que foram encontradas está bem abaixo dos mapeamentos atualmente disponíveis, demandando que se procure fazer um mapeamento em escala maior caso se objetive uniformizar as fitofisionomias que se queira amostrar em estudos futuros.

Neves & Conceição (2010) constataram que as espécies de campo rupestre da região norte do PNCD, na localidade de Mucugezinho (Lençóis), têm adaptações que permitem sua rápida regeneração após a ocorrência de incêndios. No entanto, a área amostrada no estudo referido fica em uma região que foi submetida previamente a atividades de garimpo (C.N. Gonçalves, obs. pessoal), o que também aconteceu na área do Ribeirão do Meio (Lençóis), analisada por Neves & Conceição (2007). Outras áreas amostradas antes do presente estudo são menos perturbadas e mais diversificadas do ponto de vista florístico, assim como em relação ao regime de incêndios. No presente estudo não foi possível correlacionar a recorrência dos focos com as diferenças na composição florística, que parecem estar mais relacionadas com outras condições ambientais locais (microclima, substrato, topografia).

Uma exceção a ausência de correlação entre vegetação e regime de incêndios é a constatação de que há uma forte correlação positiva entre a cobertura por plantas do componente graminóide (Cyperaceae, Juncaceae, Poaceae, Xyridaceae) e o intervalo entre os incêndios. Este padrão corrobora a hipótese de Conceição & Pirani (2005), que propuseram a existência de uma dinâmica nos campos rupestres da Chapada Diamantina onde afloramentos rochosos são colonizados por plantas que conseguem crescer diretamente na rocha. O processo continua com a deposição de material orgânico e o surgimento de solos que levam à ampliação destas ilhas de vegetação, até que elas se fundem, formando um "tapete" de plantas graminóides, que os autores denominaram "entremeio". O fogo é um agente perturbador desta dinâmica e quanto mais tempo decorrer entre um foco e outro, maior tenderá a ser a cobertura vegetal existente na área. Este processo é dinâmico e envolve outros fatores que não foram considerados nesta análise, como a topografia local e os microclimas.

Considerações para o manejo do Parna Chapada Diamantina

A política adotada até o momento no Parna Chapada Diamantina consistiu em buscar, como meta, evitar todo e qualquer incêndio na vegetação, fazendo, para isso, combate direto de todos os focos detectados. Esta é uma política dispendiosa e de resultados questionáveis. A constatação de que uma área significativa do parque não é atingida por incêndios, enquanto outras áreas são recorrentemente queimadas, indica a necessidade de se adotar uma política mista de prevenção, combate e controle dos focos. Mesquita *et al.* (neste número) sugerem uma relação entre fatores climáticos, como o fenômeno El Niño, e a extensão do Parque que é atingida por incêndios. Também indicam que a retirada do gado bovino, realizada no final do ano de 2002, assim como a estruturação das brigadas de combate a incêndio voluntárias e contratadas, aproximadamente na mesma época, podem ter levado a uma mudança de regime de queima, com menores extensões queimadas em um período de cerca de cinco anos, levando a um acúmulo de biomassa que propiciou a ocorrência de extensas áreas queimadas em 2008. Os dados apurados no presente trabalho e conhecimentos de campo mostram que a ocorrência de repetidos eventos de incêndio tem causas antrópicas, ligadas à coleta de sempre-viva-de-mucugê, ao sul do Parque, ou à criação de animais de carga, no norte, onde um grande número de focos ocorre nas áreas utilizadas por moradores do parque para apascentar seus burros e cavalos. Além da necessidade de se investir maciçamente em estudos que permitam avaliar melhor a dinâmica destes ecossistemas, nas regiões pouco afetadas por incêndios, o combate direto a qualquer foco constatado pode ser recomendado, pois é possível que estes ecossistemas sejam mais sensíveis ao fogo que as áreas com maior recorrência. Além disto, é possível, ainda, que a ocorrência de eventos de incêndio

em áreas previamente pouco afetadas pelo fogo possa torna-las mais suscetíveis a novos eventos, uma vez que muitos destes ambientes são áreas florestadas que podem tornar-se mais abertas com a ocorrência do fogo, com mais vegetação herbácea e arbustiva e maior chances de sofrer dessecação. Nestas últimas áreas, o combate ao fogo pode adotar táticas que visem o controle através do isolamento dos focos, utilizando elementos da paisagem. A Figura 6 mostra uma proposta de setores de combate a incêndios, elaborados a partir do uso de rios, trilhas ou outros acidentes geográficos como limites e abrangendo todo o Parna da Chapada Diamantina. Novos passos neste processo devem incluir a avaliação destes setores, utilizando os dados apresentados neste estudo, visando à definição da tática de prevenção, controle ou combate de incêndios a ser adotada em cada um deles.

Adicionalmente, a aparente correlação entre a recorrência de incêndios e a ocorrência de *Comanthera mucugensis* mostra que é necessário ampliar as ações visando o controle da extração ilegal desta planta, além de se avaliar a sua resposta ao fogo. Esta atividade, que é desenvolvida desde o início do século passado, segundo informações de moradores locais, é praticada principalmente em áreas de terras devolutas, mas não há informações sobre os coletores que permitam realizar ações de inclusão social dos mesmos, como a elaboração de termo de compromisso prevista na legislação federal, caso se tratem de pessoas com perfil de comunidades tradicionais.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Abel Augusto Conceição, Christian Niel Berlinck, Pablo Lacaze de Camargo Casella e aos revisores anônimos pelas sugestões e apoio no desenvolvimento dos trabalhos. Este artigo é resultado do projeto "Análises sobre a ocorrência de incêndios no PNCD com vistas ao controle e manejo", executado com recursos da CGPEQ-DIBIO-ICMBio.

Referências bibliográficas

Berlinck, C.N.; Lima, L. H. A. & Gonçalves, C.N. 2010. O Parque Nacional da Chapada Diamantina e a emissão de gases de efeito estufa. **Ciência Hoje**, 46 (276): 28-33.

Bradstock, R.A. & Kenny, B.J. 2003. An application of plant functional types to fire management in a conservation reserve in southeastern Australia. **Journal of Vegetation Science,** 14: 345-354.

Causton, D.R. 1988. **Introduction to vegetation analysis**. Unwin Hyman, London.

Conceição, A.A. & Pirani, J.R. 2005. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina: substratos, composição florística e aspectos estruturais. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, 23: 85-111.

Conceição, A.A. & Pirani, J.R. 2007. Diversidade em quatro áreas de campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: espécies distintas, mas riquezas similares. **Rodriguésia,** 58: 193-206.

Conceição, A.A.; Rapini, A; Pirani, J.R.; Giulietti, A.M.; Harley, R.; Silva, T.R.S.; Funch, R.; Santos, A.K.A.; Correia, C.; Andrade, I.M.; Costa, J.A.S.; Souza, L.R.S.; Andrade, M.J.G.; Freitas, T.A.; Freitas, A.M.M. & Oliveira, A.A. 2005. Campos rupestres. Pp. 153-180. *In:* F.A. Juncá; L. Funch & W. Franca-Rocha (eds.). **Biodiversidade e conservação da Chapada Diamantina. Biodiversidade 13.** Brasília, Ministério do Meio Ambiente.

Coutinho, L.M. 1980. As queimadas e seu papel ecológico. **Brasil Florestal**, 44: 7-23.

Fiedler, N.C.; Azevedo, I.N.C.; Rezende, A.V.; Medeiros, M.B. & Venturoili, F. 2004. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa-DF. **Revista Árvore**, 29: 129-138.

França, H.; Ramos Neto, M.B.; & Setzer, A. 2007. **O fogo no Parque Nacional das Emas.** Série Biodiversidade, N. 27. MINISTÉRIO do Meio Ambiente, Brasília, 140 p.

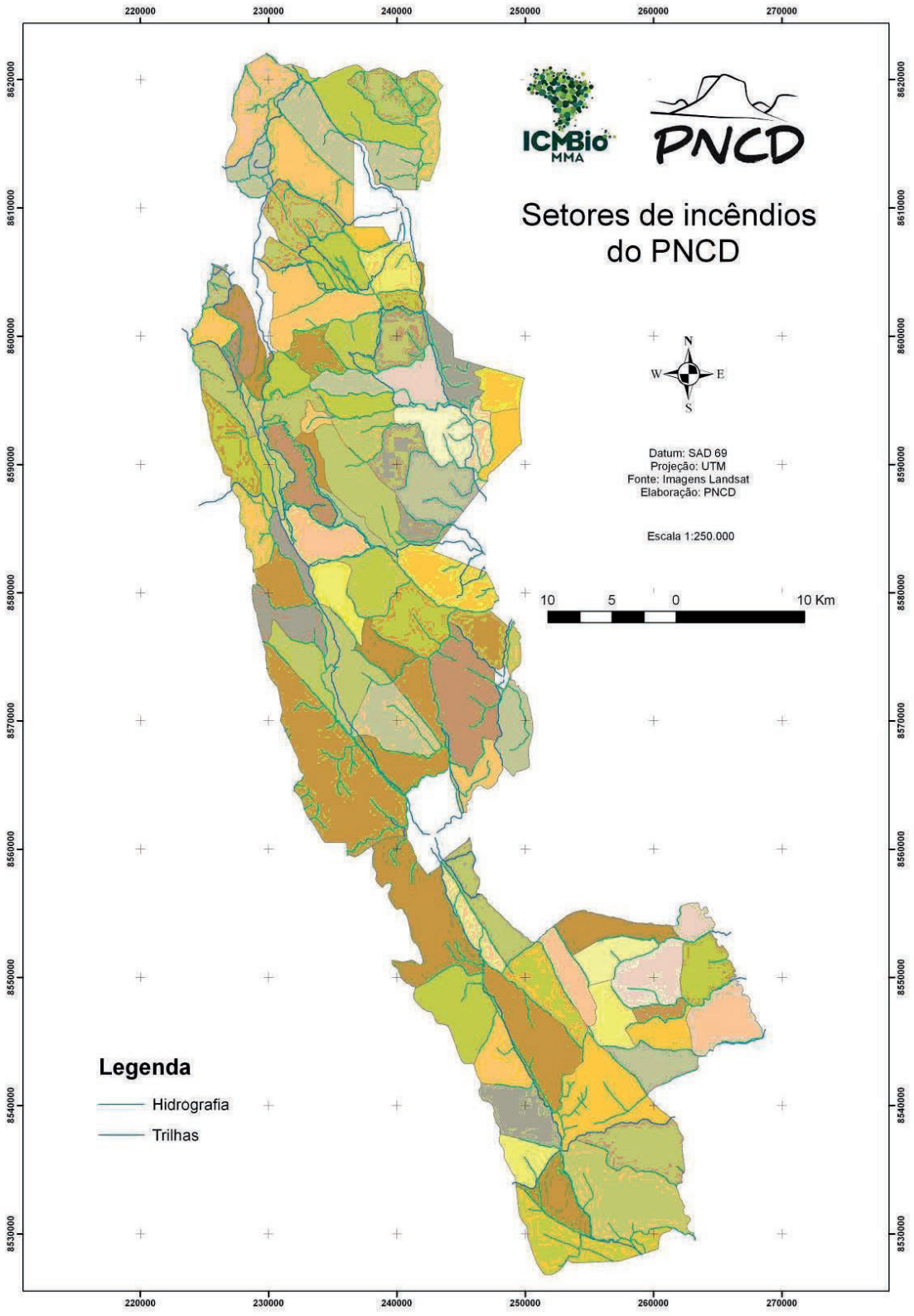

Figura 6 – Mapa mostrando os setores de incêndio do Parque Nacional da Chapada Diamantina. Os limites dos polígonos foram definidos com base em trilhas, rios ou outros acidentes naturais que possam dificultar a propagação do fogo. As diferentes colorações servem apenas para facilitar a individualização de cada polígono.

Figure 6 – Map showing the fires sectors of Chapada Diamantina National Park. Boundaries of polygons were defined based on trails, rivers, or other natural hazards that might hinder the spread of wildfires. The different colors are used only to facilitate the individualization of each polygon.

O que Perdemos com a Passagem do Fogo pelos Campos de Altitude do Estado do Rio de Janeiro?

Izar Aximoff[1]

Recebido em 16/4/2011 – Aceito em 3/7/2011

RESUMO – A presença do fogo nos campos de altitude do estado do Rio de Janeiro e as espécies ameaçadas de extinção presentes neste ecossistema foram estudados. O regime do fogo é apresentado associado às áreas e componentes de fauna e flora atingidos. Foram também analisados os registros dos agentes causadores e as causas, o quantitativo de bombeiros e brigadistas, os gastos e demais informações sobre o combate. Em especial, são apresentadas informações sobre o fogo nos campos de altitude do Parque Nacional do Itatiaia e também das espécies ameaçadas que existem nesta Unidade de Conservação. Os resultados apontam que cerca de 15% do total de ocorrências de incêndio nas UC do estado (841 incêndios desde a criação das UC até o momento) foram em áreas acima de 1600m de altitude. Mais de 70% dos incêndios foram nos campos de altitude do Parque Nacional do Itatiaia. Nesta UC existem 35 espécies classificadas a nível nacional como ameaçadas de extinção e que só existem em Itatiaia. Este valor corresponde a 30% das espécies ameaçadas com ocorrência para os campos de altitude do estado. Algumas espécies ameaçadas e não tolerantes ao fogo estão com populações reduzidas por conta do impacto deste distúrbio, causado quase que totalmente pelo homem, responsável por 97% dos incêndios com agente causador conhecido. Apenas 0,5% das ocorrências são tidas como de origens naturais. Os impactos do fogo sobre a biota ameaçada de extinção e que não tolera o fogo não pode continuar.

Palavras-chave: campos de altitude; espécies ameaçadas; fogo; Itatiaia; Rio de Janeiro.

ABSTRACT – The occurrence of fire in "campos de altitude" (high altitude grasslands) and the endangered species present in this ecosystem were studied. The fire regime is presented and components associated with the areas, flora and fauna affected. Were also recorded and analyzed the causative agents and causes, fire and firefighters, expenses and other information about the firefigtht. In particular we present information about the fire in high altitude grasslands of the Itatiaia National Park and also the endangered species that exist in this Protected Area (PA). The results show that about 15% of the fire that occurred in this PA (841 fires) were in areas above 1600m above sea level. Over 70% of the fires were in the high mountain grasslands of the Itatiaia National Park where there are 35 nationally threatened species that exist only in PA, accounting for 30% of threatened species occurring to high altitude grasslands of the state. Populations of some endangered and not fire tolerant species, are reduced due to the impact of this disorder caused almost entirely by human. Only 0.5% of events are of natural origins. The impacts of fire on the biota threatened of extinction and that does not tolerate fire should not continue.

Key words: endangered species; fire; high altitude grasslands, Itatiaia, Rio de Janeiro.

[1] Instituto Estadual do Ambiente/INEA-RJ, Diretoria de Biodiversidade e Áreas Protegidas/DIBAP, Av. Venezuela, 110/3º andar, Saúde – Rio de Janeiro-RJ. CEP:20.081-312. E-mail: Izar.aximoff@gmail.com

Introdução

A utilização do fogo pelas primeiras ocupações indígenas e em seguida pelo homem branco, como ferramenta para atividades agropastoris que incluem manejo de pastagens para criação de gado, plantio de culturas como cana de açúcar e café, vem sendo uma das principais ameaças humanas à preservação dos ecossistemas do Bioma Mata Atlântica (Dean 2002). Novas tendências de uso do fogo, relacionadas tanto à garantia do uso do solo na expansão imobiliária quanto a atos criminosos também vêm contribuindo para a degradação ambiental.

O estado do Rio de Janeiro, com uma das maiores densidades demográficas do país (Bergallo *et al*. 2009), possui a segunda maior porcentagem de Floresta Atlântica entre os estados brasileiros (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2009). A pressão humana aos ambientes naturais é quase inevitável, sendo que os campos de altitude, um dos ecossistemas associados a Mata Atlântica (Oliveira-Filho & Fontes 2000, Scarano 2002), onde o fogo de origem natural é raro (Aximoff & Rodrigues 2011), há mais de um século sofrem impactos com o fogo de origem humana (Dusén 1955, Brade 1956, Martinelli 1996, 2007, Safford 2001).

Este ambiente restrito aos topos das montanhas mais elevadas presentes nas Serras do Mar e da Mantiqueira e rico em casos de endemismos de fauna e flora (Martinelli 1996, Safford 1999a, Geise *et al.* 2004, Gonçalves *et al.* 2007, Vasconcellos & Rodrigues 2010), apresenta algumas características que facilitam a passagem do fogo, como o clima seco e congelante, vegetação dessecada durante o inverno e fortes ventos (Brade 1956, Segadas-Vianna & Dau 1965, Safford 1999a, Ribeiro *et al.* 2007). Além disso, muitos proprietários rurais com propriedades inseridas em áreas campestres contíguas aos campos de altitude tem seu sustento na atividade agropastoril e utilizam fogo em seu manejo, prática que aumenta o risco do fogo se alastrar para fora da propriedade e atingir áreas protegidas ou mesmo espécies ameaçadas de extinção, que existem naquele tipo de ambiente e que não toleram o fogo.

Embora alguns dos primeiros estudiosos deste ambiente já citassem o fogo em seus artigos e relatórios de viagem (Dusén 1955, Brade 1956), apenas recentemente pesquisas sobre este tema passaram a ser desenvolvidas nos campos de altitude do sudeste do Brasil (Safford 2001, Aximoff & Rodrigues 2011). Ainda assim, conhecemos pouco tanto o regime do fogo neste ambiente quanto as espécies ameaçadas de extinção presentes nestas áreas. Este artigo tem como objetivos levantar estas informações básicas a fim de subsidiar maior conhecimento para tomada de decisão relativa ao manejo do fogo nos campos de altitude do estado do Rio de Janeiro.

Materiais e métodos

Área de estudo

Os campos de altitude são um ecossistema associado ao Bioma Mata Atlântica (Scarano 2002), distribuído acima dos limites de ocorrência das florestas, nas cumeeiras das serras da Mantiqueira, do Mar e do Caparaó localizadas no sudeste e sul do Brasil (Martinelli 1996, 2007, Rambaldi *et al.* 2003, Caiafa & Silva 2007, Safford 2007, Mocochinski & Scheer 2008) ocupando 350 km^2 do território brasileiro, segundo Safford (1999a). Em geral, ocorrem a partir da altitude de 1600-1800m até cerca de 2.900m, apresentando constantemente temperaturas baixas e geadas (Segadas-Vianna & Dau 1965, Safford 1999b). Este ecossistema apresenta fisionomia dominada por matriz campestre entremeada por afloramentos rochosos em grande parte graníticos, sobre os quais também ocorrem muitas espécies de plantas (Safford 1999a, Medina *et al.* 2006, Ribeiro *et al.* 2007). Tanto as condições climáticas quanto pedológicas representam uma barreira clara para espécies florestais se estabelecerem neste ambiente (Larson *et al.* 2000, Ribeiro 2002).

Embora apresente elevada diversidade de espécies endêmicas (Martinelli 1996), o que segundo Safford (1999b) indica relativa antiguidade deste ecossistema, os campos de altitude estão na situação de maior isolamento em relação aos outros tipos de vegetação da Mata Atlântica por

estarem confinados no alto das montanhas. Esta característica, associada aos diversos impactos causados pelo homem, por exemplo, pelo uso do fogo, pelo turismo em excesso, pelo uso como áreas de pastagem para o gado (Ribeiro *et al.* 2007, Aximoff & Rodrigues 2011), tem levado tanto à destruição do habitat que os circunda (*buffering zone*) e que auxilia em parte de sua proteção (Porembski *et al.* 1998), quanto à descaracterização de sua própria área de ocorrência. A introdução de espécies exóticas e a ameaça pela elevação das temperaturas com aquecimento global representam outros fatores que colocam em risco a existência deste tipo de ambiente (Martinelli 2007).

Neste estudo foram utilizados dados referentes ao estado do Rio de Janeiro, que ocupa pouco mais de 4 milhões de hectares (0,5%) do território nacional e apresenta 8,5% da população do país, concentrada em grande parte nas áreas urbanas ao longo do litoral. No estado, 685 mil hectares (17%) são protegidos por Unidades de Conservação federais e estaduais (Bergallo *et al.* 2009). Estas, assim como as áreas protegidas municipais, garantem proteção à segunda maior porcentagem (19,60%) de remanescentes do Bioma Mata Atlântica, encontrados em um estado brasileiro (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2009).

Coleta e análise de dados

A partir dos limites geopolíticos do estado e dos limites das áreas protegidas fornecidos pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA) foram identificadas as localidades do estado acima da cota de 1600 metros de altitude, cota altitudinal mais baixa onde foram encontrados campos de altitude no estado (Martinelli 1996), e as Unidades de Conservação (UC) onde estas áreas estão inseridas, por meio do Sistema de Informações Geográficas Arc Gis 9.2 (Esri 2006).

As informações dos Registros de Ocorrência de Incêndios (ROI) das UC federais com campos de altitude foram obtidas junto ao Sistema Nacional de Informações sobre Fogo do Centro Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais (PREVFOGO), vinculado ao Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA 2011). A partir de consulta ao Serviço de Guardas Parque do INEA foram obtidas informações referentes aos incêndios florestais que ocorreram nas UC estaduais. Foram consultados também os Planos de Manejo das UC na busca por informações sobre a ocorrência de incêndios florestais.

Em seguida, foram identificadas as seguintes informações: (1) número total de incêndios registrados desde a criação das UC até 2011, (2) extensão das áreas atingidas, (3) meses de maior incidência durante os anos, (4) fauna e flora atingidos, (5) agentes causadores e causas dos incêndios, (6) número de bombeiros e brigadistas envolvidos, (7) gastos com combate e (8) perícias realizadas. Estas informações foram organizadas em planilhas eletrônicas e posteriormente analisadas.

Foram também levantadas informações das espécies de flora e fauna com ocorrência para os campos de altitude aqui estudados. O registro das espécies foi realizado a partir de levantamento bibliográfico e da busca em *sites* especializados. Para identificação da flora (Briófitas, Pteridófita, Gimnosperma e Angiosperma) foram utilizadas as listas de coleta geradas pelo Herbário *on line* do Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

Para gerar as listas de espécies foram utilizadas palavras-chave como o nome das UC e/ou o nome do(s) município(s) com ocorrência de campos de altitude. Em seguida foram selecionadas apenas as espécies coletadas acima de cota de 1.600m de altitude. Algumas vezes o próprio nome das espécies foi utilizado como palavra-chave na busca pelo local de ocorrência no estado.

Para identificar as espécies da flora ameaçadas de extinção ocorrentes nos campos de altitude, foi utilizada a lista oficial do Ministério do Meio Ambiente (Instrução Normativa nº 06, setembro de 2008), incluindo os dois anexos, sendo que no primeiro estão listadas 472 espécies como ameaçadas e no segundo estão listadas outras 1079 como potencialmente ameaçadas, mas

sem dados suficientes para avaliação objetiva. O livro Plantas da Floresta Atlântica também foi utilizado (Stehmann *et al.* 2009).

A identificação das espécies de fauna ameaçadas de extinção foi feita através do livro vermelho de espécies ameaçadas de extinção publicado em 2008 pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA 2008). Neste livro, para cada espécie da fauna ameaçada, são identificadas as Unidades de Conservação de ocorrência. Além disso, foi realizado levantamento bibliográfico referente a estudos sobre fauna nas Unidades de Conservação do estado.

Resultados e discussão

Áreas acima de 1600m

As localidades do Estado do Rio de Janeiro que ocorrem acima da altitude de 1600m ocupam uma extensão total de 21.439ha, equivalente a 0,5% da área do Estado (Figura 1). A maior parte destas áreas (97,8%) encontra-se inseridas em nove Unidades de Conservação (Tabela 1), distribuídas pelas Serras do Mar e da Mantiqueira, conhecidas por abrigar alguns dos maiores remanescentes de Mata Atlântica do sudeste do Brasil (Tabarelli *et al.* 2005). Os campos de altitude que ocorrem na Serra do Mar estão representados desde o norte do estado na Serra do Desengano, ocupando também parte das regiões central e sul fluminense. A porção da Serra da Mantiqueira presente no estado está situada mais para o interior da região sul, próximo à divisa dos estados de São Paulo e Minas Gerais. As Unidades de Conservação (UC) de proteção integral protegem mais de 90% dos campos de altitude. Mesmo assim estes ambientes sofrem com diversos impactos de origem humana (Martinelli 2007).

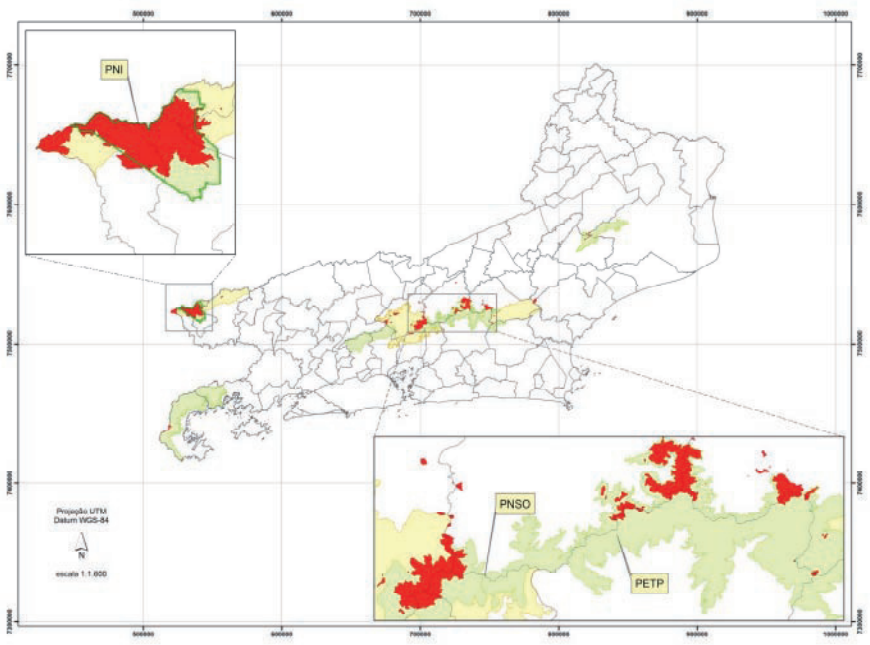

Figura 1 – Mapa indicando a localização das áreas acima de 1.600m de altitude (vermelho) no Estado do Rio de Janeiro. As regiões com as maiores extensões destas áreas foram ampliadas e destacadas as Unidades de Conservação onde estão inseridas. Abreviações: PNI= Parque Nacional do Itatiaia, PNSO= Parque Nacional da Serra dos Órgãos e PETP= Parque Estadual dos Três Picos.

Figure 1 – Map showing the location of the areas above 1,600m a.s.l. (red) in the State of Rio de Janeiro. The major extensions of these areas have been enlarged, highlighting the protected areas where they are inserted. Abbreviations: PNI= Itatiaia National Park, PNSO= Serras dos Órgãos National Park and PETP= Três Picos State Park.

Embora não existam publicações sobre o assunto, é razoável considerar que as áreas de campos de altitude fora de UC, cerca de 500 ha, mesmo estando protegidas legalmente por diferentes atos normativos como por exemplo a Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428/2006) e o Código Florestal (Lei nº 4771/1965), apresentam risco maior de degradação do que as áreas também de campos de altitude inseridas em UC, devido à menor freqüência de fiscalização das autoridades ambientais. Deve-se registrar ainda que a própria proteção legal que o Código Florestal fornece a este tipo de ambiente, ao considerar os topos de morro e a vegetação acima da cota de 1.800m como áreas de preservação permanente poderá ser perdida caso as alterações propostas recentemente ao conteúdo desta Lei venham a ser aprovadas pelo Congresso Nacional (Metzger 2010, Ribeiro & Freitas 2010).

Metade da extensão de campos de altitude no estado está no interior e entorno do Parque Nacional do Itatiaia, onde está localizado o pico das Agulhas Negras (2.792m), ponto mais elevado do estado e quinto ponto mais elevado do país. Para esta UC, cerca de 10.000ha estão acima da cota de 2.000m de altitude. O Parque Estadual dos Três Picos (PETP) e o Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PNSO), respectivamente com 21% e 20% das áreas dos campos de altitude, são as outras duas UC com maior extensão de campos de altitude. No Parque Nacional da Serra da Bocaina (PNB), apenas 0,14ha de seus campos de altitude estão em território fluminense, e a maior parte, incluindo o ponto culminante, está no Estado de São Paulo.

Tabela 1 – Descrição da área total (hectares), da área acima de 1600m, dos pontos culminantes e municípios em que estão localizadas as Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro que apresentam campos de altitude. Abreviações: APAP= Área de Proteção Ambiental de Petrópolis, APAM= Área de Proteção Ambiental de Macaé de Cima, PED= Parque Estadual do Desengano, PETP= Parque Estadual dos Três Picos, PNB= Parque Nacional da Bocaina, PNI= Parque Nacional do Itatiaia, PNSO= Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RBA= Reserva Biológica de Araras, RBT= Reserva Biológica do Tinguá.

Table 1 – Description of the total area (hectares), of the area above 1600m, the highest points and municipalities of Protected Areas with high altitude grasslands, within Rio de Janeiro State. Abbreviations: APAP = Environmental Protection Area of Petrópolis, APAM = Environmental Protection Area of Macaé de Cima, PED = Desengano State Park, PETP = Três Picos State Park, PNB = Serra da Bocaina National Park, PNI = Itatiaia National Park , PNSO = Serra dos Órgãos National Park, RBA = Araras Biological Reserve, RBT= Tinguá Biological Reserve.

Unidade de Conservação	Área total (ha)	Extensão >1600m (ha)	% acima de 1600m	Ponto culminante (metros)	Municípios
APAP	59.618,0	793,0	3,8	Couto (1.766m)	Petrópolis, Magé, Guapimirim e Duque de Caxias
APAM	35.037,0	376,1	1,8	Faraó (1.720m)	Nova Friburgo
PED	22.400,0	185,1	0,9	Desengano (1.761m)	Campos dos Goytacazes, São Fidelis e Santa Maria Madalena
PETP	58.790,0	4.391,7	20,9	Maior (2.316m)	Nova Friburgo, Teresópolis, Silva Jardim e Guapimirim
PNB	104.000,0	272,1	1,3	Tira Chapéu (2.088m)	Parati e Angra dos Reis
PNI	29.000,0	10.511,0	50,1	Agulhas Negras (2.792m)	Itatiaia e Resende
PNSO	24.024,0	4.099,0	19,5	Sino (2.263m)	Petrópolis, Teresópolis, Guapimirim e Magé
RBA	3.862,0	355,2	1,7	Couto (1.766m)	Miguel Pereira e Petrópolis
RBT	26.260,0	0,1	0,0	Tinguá (1.600m)	Nova Iguaçu, Duque de Caxias, Petrópolis e Miguel Pereira

Incêndios florestais

Em relação às ocorrências de incêndios, foram analisados 841 registros independentemente da altitude (Tabela 2). Os registros buscados junto ao site do PREVFOGO, ao Serviço de Guarda Parque do INEA e diretamente em visita a algumas UC, teoricamente retratam os incêndios ocorridos desde a criação das UC. Contudo, a maior parte dos registros analisados é oriunda de ROI e compreendem o período dos últimos 20 anos. Para algumas UC, o número de registros de ocorrência de incêndios está subestimado.

O número de registros identificados no Parque Nacional do Itatiaia (n=323) e no Parque Nacional da Serra da Bocaina (n=307) é superior a outras unidades de conservação do país em que o fogo de origem natural é mais comum e em alguns casos benéficos à biota, como em áreas de campo aberto de cerrado (ver Medeiros 2002, Fiedler *et al.* 2006), mas não necessariamente as extensões são maiores. Alguns fatores podem explicar ou estão relacionados a estes elevados valores. O primeiro é o fato do PNI e as partes mais elevadas do PNB estarem inseridas na região do Vale do Rio Paraíba do Sul, identificada por ser a primeira das sete unidades geomorfológicas estaduais em relação ao número absoluto de focos de incêndio (Tanizaki-Fonseca & Bohrer 2009). Outro fator ou mesmo contextualização, diz respeito a estas duas UC estarem contornadas por municípios historicamente reconhecidos pelas atividades agropastoris (MMA 2001, Richter 2004). E por último, o fato destas UC estarem relativamente melhor estruturadas do que outras de mesma categoria em outras regiões do Brasil poderia significar maior número dos registros de ocorrência de incêndios (ROI).

Incêndios acima de 1.600m de altitude foram identificados no PNI (n=89) e no PNB (n=28), considerando também as áreas abrangidas por estas UC em outros estados, na Reserva Biológica de Araras (n=3) e no Parque Nacional da Serra dos Órgãos (n=1). Estes valores estão subestimados já que na maior parte dos ROI (PNI=54%, PNSO=64%, PNB=90%) a altitude da ocorrência de incêndio não foi relatada. O elevado número de incêndios nos campos de altitude do PNI e PNB têm relação com a existência de áreas com grandes extensões de pastagens, com vegetação alterada e propriedades rurais dentro e no entorno destas duas UC (MMA 2001, Richter 2004, Aximoff & Rodrigues 2011). O constante uso do fogo nestas áreas seria uma das explicações para as elevadas extensões de campos de altitude atingidos ao longo dos anos nestas duas UC e a relação destes com a questão da regularização fundiária ainda incipiente nestas UC.

Para as UC estaduais e para Área de Proteção Ambiental de Petrópolis (APAP), as informações conseguidas provavelmente não condizem com a realidade de ocorrência de incêndios nestes locais. Não existe sistematização no órgão ambiental estadual (INEA) dos registros de ocorrência nas UC sob sua gerência. Com isso, os dados conseguidos na sede do órgão estão defasados daqueles registrados nas UC, que também estão dispersos. Por exemplo, parte dos dados de incêndios do Parque Estadual dos Três Picos (PETP) pode ter sido perdida, segundo informação do atual chefe da UC. Para o caso da APAP não foram obtidas informações na internet, como para as outras UC federais. A escassez de informações sobre a ocorrência de incêndios impede que sejam feitos diagnósticos precisos para elaboração de planos preventivos e de combate ao fogo para as UC. Por outro lado, mesmo as UC que apresentam estes dados coletados de maneira organizada como os Parques Nacionais do estado, estes ainda não contam com planos de prevenção e de combate ao fogo inteiramente implementado.

Em particular, o Parque Nacional do Itatiaia apresenta ao longo de sua história episódios de incêndios extensos e duradouros, como o ocorrido em 1963 que atingiu cerca de 10.000ha, permanecendo ativo por mais de 40 dias. Aximoff & Rodrigues (2011), com base nos incêndios ocorridos em 2001 (600ha), 2004 (600ha) e 2007 (800ha), sugerem padrão de ocorrência trienal para os grandes incêndios mesmo que em áreas não sobrepostas (dados dos limites do incêndio de 2004 não foram encontrados). De maneira a reforçar esta hipótese, em 2010 o PNI teve mais de 1.100ha de campos de altitude queimados em um único incêndio (Figura 2).

Tabela 2 – Número de registros de ocorrência de incêndios (ROI) e extensão da área atingida (hectares) para as Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro no período. Abreviações: PED= Parque Estadual do Desengano, PETP= Parque Estadual dos Três Picos, PNB= Parque Nacional da Bocaina, PNI= Parque Nacional do Itatiaia, PNSO= Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RBA= Reserva Biológica de Araras.

Table 2 – Number of records of occurrence of fires (ROI) and extention of affected area (hectares) for Protected Areas in Rio de Janeiro State. Abbreviations: PETP = Três Picos State Park, PNB = Bocaina National Park, PNI = Itatiaia National Park, PNSO = Serra dos Órgãos National Park, RBA = Araras Biological Reserve.

Incêndios				
Unidade de Conservação	Qualquer altitude		Acima de 1600m	
	ROI	ha	ROI	ha
PNI	323	5036,15	89	4217,88
PNSO	85	443,2	1	250
PNB	307	2001,98	28	1600
RBT	102	155,5	0	0
PETP	15	91,9	-	-
RBA	9	0	3	1500
TOTAL	**841**	**7728,73**	**121**	**7567,88**

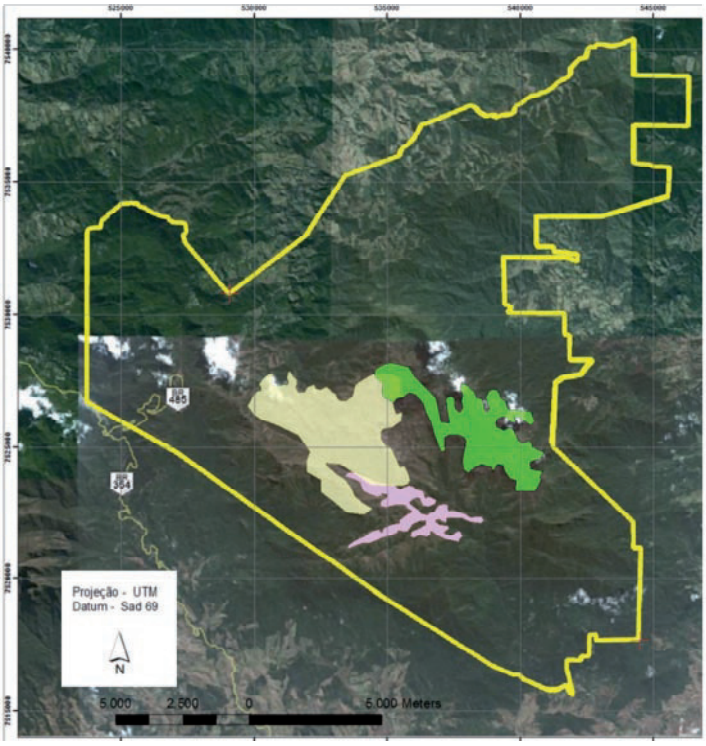

Figura 2 – Limites do Parque Nacional do Itatiaia (linha amarela) e extensão das áreas queimadas nos incêndios de 2001 (rosa), 2007 (bege) e 2010 (verde).

Figure 2 – Limits of the Itatiaia National Park (yellow line) and extention of burned areas in 2001 (pink), 2007 (light yelow) and 2010 (green).

Grandes incêndios também atingiram outras UC aqui estudadas. Em 2007, um único grande incêndio consumiu 500 ha da Serra da Maria Comprida, localizada no entorno da Reserva Biológica de Araras (RBA), queimando praticamente toda a vegetação local. Respectivamente no PNB em 2002 e PNSO em 2004, incêndios consumiram de uma só vez 356 ha e 250 ha. Relevante destacar que uma pequena parcela dos ROI analisados reportou a extensão da área atingida nos incêndios (PNI=15%, PNSO=15% e PNB=9% dos ROI). Nos últimos dez anos, diversos outros Parques Nacionais foram atingidos por grandes incêndios florestais, sendo que alguns tiveram quase toda a sua extensão afetada (Koproski *et al.* 2004, Fiedler *et al.* 2006, H. França, comunicação pessoal).

Considerando a pequena proporção de campos de altitude no estado, mas sua relevância nacional, os grandes incêndios tornam-se uma das maiores ameaças, pois podem queimar toda área abrangida pela vegetação dos campos de altitude de uma localidade, colocando em risco a parcela da biota ameaçada de extinção ali encontrada. Uma característica identificada para o PNI (Aximoff & Rodrigues 2011) e que também é freqüente em muitas outras UC nacionais e estrangeiras (Turner *et al.* 1994, Koproski *et al.* 2004), é o fato de que o número de incêndios não está diretamente relacionado com a extensão da área queimada. Esses dados revelam que tão importante quanto diminuir a ameaça do elevado número de incêndios é controlar de forma eficiente os incêndios de grandes proporções. Por ocorrerem em áreas de difícil acesso e locomoção, mesmos os incêndios de menores proporções são de difícil combate (Figura 3). Torna-se fundamental seu pronto registro ou detecção e rápida resposta com combate.

Figura 3 – Registro da ação dos brigadistas e bombeiros no trabalho de combate aos incêndios nos campos de altitude do Estado do Rio de Janeiro.

Figure 3 – Recording the action of the firemen at the combat of wildfires in high-altitude grasslands of the Rio de Janeiro State.

Quase toda a extensão central do PNI, onde ficam os pontos mais visitados da parte alta da UC, como o Pico da Agulhas Negras e das Prateleiras, que recebem anualmente cerca de 100 mil visitantes (L.S. Sarahyba comunicação pessoal), já foi queimada nos últimos 10 anos. O prejuízo econômico para as UC com os incêndios de grandes proporções é diversificado e envolve inicialmente a perda de receita pela não arrecadação com a venda de ingressos, já que estas permanecem fechadas por tempo indeterminado para o uso público, a fim de evitar a degradação pelo pisoteio das áreas atingidas e também para passar o período de resguardo do fogo, como aconteceu com PNI, após incêndios de 2001, 2007 e 2010. Em seguida estão os gastos de milhares de reais no combate que também devem ser computados como prejuízo.

Em 2007, o Parque Nacional da Serra do Cipó (MG), com grandes extensões de campos rupestres, teve cerca de 7.000 ha atingidos por um único incêndio e seu combate mobilizou mais de 160 pessoas, dois helicópteros, cinco aviões e diversas viaturas. Mais de uma centena de milhar de reais foram gastos na logística durante os seis dias de combate (K.T. Ribeiro comunicação pessoal). Esta verba gasta com o combate poderia ser investida em programas educativos voltados para a população do entorno das UC e na produção e implementação de planos de ação para conservação das espécies ameaçadas. Embora ainda não valoremos o quanto perdemos com a perda da biodiversidade e principalmente com a queima de espécies ameaçadas de extinção, sem dúvida este é o maior prejuízo se considerarmos todos os gastos para manutenção e implementação das UC que tem como objetivo primário a proteção da biodiversidade.

Das ocorrências de incêndios nos campos de altitude do estado que tiveram a causa e agente causador conhecido (24%), a maior parte dessas foi provocada por ação humana (97%). Em razão da baixa incidência de incêndios de causa natural para o estado (0,5%), é provável que os incêndios qualificados como de agentes causadores desconhecidos sejam igualmente de origem humana. A limpeza para renovação da pastagem foi a principal causa atribuída para os incêndios (42,8%). De acordo com Soares & Santos (2002), as principais causas dos incêndios florestais no país são a limpeza da vegetação e renovação da pastagem para o gado.

Os meses com maior ocorrência de incêndios nas UC estudadas foram justamente os meses com menor precipitação, de junho a setembro, com pico de ocorrências (47,8%) para este último mês. Segundo Agee (1993), a definição deste período permite estabelecer o regime do fogo, que nesse caso, foi similar ao apresentado para todo o estado (Tanizaki-Fonseca & Bohrer 2009). Este é o período, em quase todo Brasil, que o fogo é comumente utilizado como ferramenta para renovação da pastagem (Soares & Santos 2002).

O setor do PNI com maior potencial para ocorrência de incêndios, segundo Silva *et al.* (2009), é o setor norte, localizado acima da cota de 1.600m, justamente onde existem diversas propriedades rurais em situação fundiária irregular e que tem na pecuária extensiva sua base de sustento (I.Aximoff dados não publicados). De fato, trata-se da área do Parque mais atingida pelos incêndios, onde a maior parte destes tem inicio e em seguida avança em direção às áreas de campos naturais preservados próximo ao Pico das Agulhas Negras, como aconteceu em 2001, 2007 e 2010 (Aximoff & Rodrigues 2011). Todas as UC de Proteção Integral estudadas aqui apresentam ou apresentaram até recentemente problemas referentes à regularização fundiária de propriedades privadas em seu interior.

Situação similar ocorre no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, UC que também apresenta campos de altitude em Minas Gerais, onde os impactos das queimadas são grandes, e devem-se, sobretudo ao fato da UC ser habitada por pequenos produtores rurais que utilizam o fogo como principal ferramenta (Bonfim *et al.* 2003). Esse cenário reitera que a situação fundiária não regularizada dentro das UC, como dizem Medeiros & Fiedler (2004), é uma das fontes de pressão sobre a proteção da biodiversidade. A realização de acordos com proprietários, que criavam gado no Parque Nacional da Serra do Cipó, se mostrou uma ferramenta inicial viável na prevenção dos incêndios, seguida de retirada do gado e multa de reincidentes, a partir da regularização fundiária (Ribeiro *et al.* 2006).

Incêndios criminosos ou causados por incendiários, i.e., sem uma motivação de manejo, também ocorreram em todas as UC aqui estudadas e em diversas outras UC do país (Koproski *et al.* 2004, Medeiros & Fiedler 2004). A visão que a população local tem das UC, em alguns casos, é negativa, o que pode estar incentivando estas ocorrências. Isto foi identificado após a transformação da área da Serra da Bocaina em Parque Nacional, resultando em aumento do fogo deste tipo de origem na região (MMA 2001). As campanhas educativas, particularmente quanto ao trabalho de esclarecimento da importância das UC junto às populações que residem no interior ou no entorno são fundamentais, dentro de um amplo contexto de ações que envolvem também a redução de conflitos, para coibir este tipo de atitude.

Por outro lado, apesar dos métodos alternativos ao fogo serem de conhecimento da maioria dos proprietários rurais, conforme identificaram Bonfim *et al.* (2003), em razão do elevado custo de maquinário para tal, e ao imediatismo, o fogo continua sendo a técnica de manejo mais empregada. Além disso, existe a prática entre os proprietários rurais de atear fogo em áreas abandonadas, em recuperação, com receio de perderem a possibilidade de manejo futuro destas áreas, principalmente com a crescente expansão imobiliária para região serrana. É sabido que, ao atingir mais de 1,50m, a vegetação da Mata Atlântica passa a ser legalmente protegida contra o desmatamento (Lei nº 11.428/2006). Dessa forma, as áreas em recuperação nas propriedades rurais são freqüentemente queimadas com objetivos de garantia da possibilidade de uso futuro do solo.

De maneira geral, a falta de informações sobre a causa e o agente causador é consequência da precariedade do sistema de perícias. A maior parte dos incêndios analisados aqui teve causa e agentes desconhecidos (78,2%). Apenas para oito incêndios (0,9%) foi realizada perícia. A maior parte destas perícias (80%) foi realizada na Reserva Biológica de Araras e resultaram na identificação e multa aos agentes causadores. Baixo número de perícias é comumente registrado em outros estudos (Oliveira *et al.* 2000). No estado do Paraná, de um total de 15.890 ocorrências, apenas 67 tiveram as causas registradas (Vosguerau *et al.* 2006). Segundo dispõe o estatuto do Corpo de Bombeiros do Estado do Rio de Janeiro (Lei nº 880/1985), a perícia é uma das atribuições dos bombeiros, sendo sua realização fundamental para nortear o trabalho de prevenção e também para identificação de novas tendências.

Biodiversidade ameaçada acima de 1600m

Nos campos de altitude aqui estudados ocorrem 89 espécies da flora e 26 espécies da fauna ameaçadas de extinção (ver Apêndice). O PNI apresenta o maior número destas espécies, concentrando um total de 53, sendo que a maior parte destas (66%) tem ocorrência restrita a esta UC (Tabela 3). Se considerássemos as listas estaduais de espécies ameaçadas de extinção teríamos um número ainda maior. Por exemplo, das 75 espécies ameaçadas de briófitas para o estado, quase 70% ocorrem no PNI, das quais mais da metade (51%) são encontradas exclusivamente nessa UC (Costa & Santos 2009). Algumas desempenham importante função ecológica nos campos de altitude do PNI ao atuarem, por exemplo, como espécies pioneiras que formam "tapetes vivos" de vegetação sobre a rocha, facilitando a chegada e ocupação deste ambiente por espécies ameaçadas de extinção e endêmicas (Medina *et al.* 2006, Ribeiro *et al.* 2007). Se considerarmos o crescimento lento das espécies deste grupo e sua importância para o ecossistema, podemos considerar o impacto do fogo sobre este grupo como negativo a curto e médio prazo.

Como qualquer fator de distúrbio em um ambiente natural, os efeitos do fogo sobre a biodiversidade dependerão da freqüência, amplitude e época de ocorrência. A cada incêndio, tanto a cobertura vegetal quanto grande parte da fauna desaparecem da área atingida nos campos de altitude. Espécies da fauna de menor mobilidade são as mais comumente afetadas (Abreu *et al.* 2004, Koproski *et al.* 2006, Vasconcellos & Rodrigues 2010, Aximoff & Rodrigues 2011). Em relação à flora, as espécies que apresentam as gemas de crescimento protegidas, por exemplo, por folhas em formas de rosetas, ou mesmo órgãos de crescimento subterrâneos, são aquelas que melhor conseguem tolerar a passagem do fogo (Safford 2001, Ribeiro *et al.* 2007).

Tabela 3 – Levantamento do número de espécies ameaçadas de extinção a nível nacional, por diferentes grupos de fauna e flora, que apresentam ocorrência para os campos de altitude das Unidades de Conservação Estaduais. Os valores entre parênteses representam o número de espécies restritas à referida unidade de conservação. Abreviações: APAP= Área de Proteção Ambiental de Petrópolis, APAM= Área de Proteção Ambiental de Macaé de Cima, PED= Parque Estadual do Desengano, PETP= Parque Estadual dos Três Picos, PNB= Parque Nacional da Serra da Bocaina, PNI= Parque Nacional do Itatiaia, PNSO= Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RBA= Reserva Biológica de Araras, RBT= Reserva Biológica do Tinguá.

Table 3. Survey of the number of endangered species at national level, consideringdifferent groups of fauna and flora, which have occurrence in the high altitude grasslands of the Protected Areas of the Rio de Janeiro State. Values in parentheses represent the number of species restricted to the Protected Areas. Abbreviations: APAP = Environmental Protection Area of Petrópolis, APAM = Environmental Protection Area of Macaé de Cima, PED = Desengano State Park, PETP = Três Picos State Park, PNB = Serra da Bocaina National Park, PNI = Itatiaia National Park , PNSO = Serra dos Órgãos National Park, RBA = Araras Biological Reserve, RBT= Tinguá Biological Reserve.

	Unidades de Conservação								
	APAM	**APAP**	**PED**	**PETP**	**PNB**	**PNSO**	**PNI**	**RBA**	**RBT**
Fauna									
Anfíbios= 3		1				1	2 (2)		
Insetos= 8					2 (1)	3 (1)	6 (3)		
Aves= 7			4	4	3	4	5		4
Mamíferos= 8			5	2	6 (1)	2	7 (1)		2
Flora									
Briófitas= 9		3 (2)				1	7 (5)		
Pteridófitas= 20	1					4 (2)	18 (15)		
Gimnospermas= 1					1		1		
Angiospermas= 59	9 (2)	9	15 (6)	13 (4)	4 (3)	18(4)	14 (9)	6 (1)	4
Total = 115	**10 (2)**	**13 (2)**	**24 (6)**	**19 (4)**	**16 (5)**	**33 (7)**	**53 (35)**	**6 (1)**	**10**

Há espécies com estas características tanto entre as que dominam a fisionomia campestre-graminóide, das famílias Cyperaceae e Poaceae, como entre as menos abundantes, raras ou mesmo ameaçadas (Figura 4). Mesmo muitas das espécies com adaptações a distúrbios, com populações que respondem positivamente ao fogo, apresentando, por exemplo, um maior número de indivíduos e maior capacidade reprodutiva (Fidelis *et al.* 2008) podem não conseguir sobreviver em áreas com freqüência de incêndios anuais. Por exemplo, para a sempre-viva *Actinocephalus polyanthus* (Eriocaulaceae), cujas populações florescem intensamente com a passagem do fogo, e tendem a desaparecer localmente quando o regime torna-se muito intenso (Figueira *et al.* 2002).

Segundo Safford (2001), em campos de altitude queimados nos Parques Nacionais do Caparaó, no Espírito Santo, e da Serra dos Órgãos, no Rio de Janeiro, as espécies do estrato herbáceo, como as gramíneas, são aquelas que mais rapidamente se restabelecem e dominam o ambiente pós fogo em detrimento de outras espécies de crescimento lento, que podem ter tido uma distribuição mais ampla e mais abundante sobre a matriz campestre quando os incêndios eram menos freqüentes (Behling & Pillar 2007). A Rubiaceae *Hindsia glabra*, espécie outrora comum aos campos do Itatiaia (Brade 1956), é atualmente rara e restrita a poucos refúgios protegidos do fogo. Assim o homem, através do fogo, vem modelando e provocando mudanças sutis nas comunidades vegetais, inclusive nas áreas não atingidas diretamente (Ribeiro *et al.* 2007), causando impactos negativos para as espécies não tolerantes e que ainda encontram-se em meio a matriz campestre.

Figura 4 – Espécies resistentes ao fogo presentes no Planalto do Itatiaia. No sentido horário, começando do alto à direita temos a Bromeliaceae ameaçada de extinção *Fernseea itatiaiae* (Wawra) Baker , em plena floração, a gramínea *Cortaderia modesta* (Döll) Hack, que cresce rapidamente acima de touceiras, a Apiaceae *Eryngium eurycephalum* Malme e a Eriocaulaceae *Actinocephalus polyanthus* (Bong.) Sano – as duas últimas apresentam as folhas em forma de roseta, que protege o meristema de crescimento.

Figure 4 – Fire-resistant species present in the Itatiaia Plateau. Clockwise, starting at the top right, we have the endangered Bromeliaceae *Fernseea itatiaiae* (Wawra) Baker in full blooming, the grass *Cortaderia modesta* (Döll) Hack, which quickly resprout after fire, the Apiaceae *Eryngium eurycephalum* Malme and the Eriocaulaceae *Actinocephalus polyanthus* (Bong.) Sano which have both apical meristems protected by densely imbricated leaves.

Incêndios provocam perdas irreversíveis de parte dos recursos genéticos, antes mesmo de conhecermos seu potencial (Silva 2001). Segundo Lewinsohn & Prado (2005), conhecer é um dos maiores desafios da conservação em países de megadiversidade como o Brasil, onde anualmente são descritas 100 espécies de plantas, considerando apenas o Bioma Mata Atlântica (Stehmann *et al.* 2009). Exemplos recentes de espécies novas para os campos de altitude do Itatiaia são: a pteridofita Polypodiaceae, *Ceradenia itatiaiensis* (J.P.Condak comunicação pessoal) e duas novas espécies de anfíbios (S.Potsch comunicação pessoal).

Existe enorme lacuna de conhecimento de aspectos ecológicos, reprodutivos e genéticos das espécies com ocorrência nos campos de altitude, mesmo para aquelas reconhecidas como ameaçadas de extinção e que ocorrem fora de áreas protegidas. Estudos como o realizado recentemente por Moraes (2009), que desenvolveu algo similar a um plano de ação para conservação da Amaryllidaceae *Worsleya rainieri* (Figura 5), considerada uma das espécies mais ameaçadas da região de Petrópolis (Martinelli 1996), devem ser multiplicados. Apenas três dos 21 sítios de ocorrência desta espécie estão inseridos em UC de proteção integral. O estudo abrangeu aspectos de sua distribuição, ecologia reprodutiva, genética e principais ameaças estudadas, e o fogo figura entre elas.

Figura 5 – Montanhas e espécies endêmicas de duas áreas protegidas do Estado do Rio de Janeiro: as duas fotos da esquerda retratam a Serra da Maria Comprida e a planta ameaçada de extinção *Worsleya raineri,* ambas na Reserva Biológica de Araras. As fotos da direita mostram o pico das Agulhas Negras e o sapo *Melanophryniscus moreirae* (Bufonidae), ambos no Parque Nacional do Itatiaia.

Figure 5 – Mountains and two endemic species in Protected Areas of Rio de Janeiro State. The photos on the left show the 'Serra' da Maria Comprida and the endangered plant *Worsleya rainieri* (Amarillydaceae), both in Araras Biological Reserve. The pictures on the right show the Agulhas Negras Peak and the frog *Melanophryniscus moreirae* (Bufonidae), both in the Itatiaia National Park.

Caso a pressão humana com o uso do fogo continue com a frequência atual, em poucos anos as espécies ameaçadas, restritas aos campos de altitude e não tolerantes a este distúrbio só conseguirão sobreviver mediante outra intervenção humana. Os Planos de Ação ou Manejo destas espécies deverão contemplar o resgate e a conservação destas em coleções *ex-situ*. Em um segundo momento, a atenção deverá ser canalizada para espécies endêmicas como a Ericaceae *Gaultheria sleumeriana*, que embora não tenha sido listada oficialmente como ameaçada, tem ocorrência restrita para a Serra da Bocaina, apresentando população menor que 50 indivíduos adultos, quase toda localizada fora dos limites do PNB (Freitas *et al.* 2006), onde as queimadas são muito freqüentes (MMA 2001). Planos de Ação e Manejo para uma extensa lista de espécies ameaçadas e endêmicas terão alto custo e ainda existe o risco da não aclimatação das espécies para outras áreas considerando os fatores climáticos singulares dos campos de altitude. Menos custoso seria o trabalho de prevenção aos incêndios, dentre outras ações de redução de danos.

Todo este esforço e investimento na conservação deste ambiente e de suas espécies dependem do que queremos preservar. Myers (2006) propõe que se reflita acerca do que virá a ser preservado em uma unidade de conservação. Queremos permitir/manter o fogo e assim o predomínio de uma fisionomia dominada por gramíneas e espécies exóticas com baixa variabilidade genética, como tem sido registrado para alguns campos de altitude no estado ou queremos os campos de altitude com sua imensa biodiversidade protegida desta ação antropica, inclusive contando com a existência das espécies ameaçadas, endêmicas ou raras e que não resistem ao fogo?

Esta é uma das questões que deve ser colocada em pauta, discutida abertamente e melhor pesquisada para que a tomada de decisão de como realizar o manejo do fogo nas UC seja baseada em conhecimento consolidado e especifico para cada região. A questão maior é garantir a proteção das espécies que não resistem ao fogo. Não podemos permitir que o homem seja o fator causador da extinção destas espécies. Assim, embora naturalmente a conservação da biodiversidade seja a opção menos drástica para o manejo do fogo, a qual biodiversidade estamos nos referindo?

O Brasil está entre os países com menor número de servidores por hectare de área protegida (Medeiros *et al.* 2011), e poucos são os analistas ambientais, técnicos ou brigadistas das UC que conhecem de fato os ecossistemas e espécies pelos quais estão sendo pagos para proteger. Isto fica evidente com os resultados identificados aqui, já que apenas em 2,3% das ocorrências de incêndio foram citados animais ou plantas atingidas e em apenas um destes registros foi citada uma espécie ameaçada de extinção atingida, episódio registrado na Reserva Biológica de Araras.

O baixo registro de animais mortos pode estar relacionado ao sucesso de fuga dos animais e/ou a presença de aves de rapina e carniceiros que poderiam consumir os animais atingidos (Koproski *et al.* 2006) e também a baixa percepção em relação à busca desses animais pela equipe de combate aos incêndios. De maneira geral, no Brasil, são poucos os estudos que avaliam o impacto do fogo sobre a fauna (Abreu *et al.* 2004, Koproski *et al.* 2006). Com isso, a biodiversidade ameaçada de extinção continua sendo impactada e nem mesmo quem trabalha para sua proteção retrata de maneira adequada este fato. A sociedade em geral está ainda mais distante deste conhecimento. Neste sentido, fornecer informações sobre a biodiversidade ameaçada de extinção e presente nos campos de altitude é uma das ações prioritárias para reverter este cenário, contribuindo com os órgãos públicos e sociedade na difícil tarefa de proteção da qualidade deste ecossistema.

Para todas as UC aqui estudadas que apresentam plano de manejo, o fogo é identificado como uma das principais ameaças, sendo que até o momento nenhuma UC tem o Plano Operativo de Prevenção e Combate de Incêndio totalmente implantado embora existam algumas iniciativas, principalmente nas UC federais. A participação popular e de pesquisadores e suas instituições pode ser positiva para acelerar este processo, como ocorreu no Parque Nacional das Emas em Goiás (França *et al.* 2007). Não há ação de prevenção eficiente se não houver envolvimento crescente da população, sensibilização e busca de alternativas, e principalmente redução de conflitos. O desenvolvimento de programas de extensão rural, de modo a orientar a população do interior e do entorno das UC sobre técnicas alternativas de manejo de pastagens que causem menos impactos à biodiversidade das UC, é fundamental.

Em paralelo, questões dogmáticas relativas a uma série de aspectos dos incêndios precisam ser esclarecidas. Algumas destas se referem às crenças importadas de ambientes em que o fogo de origem natural é mais comum, como por exemplo, no Cerrado. Para os campos de altitude, não podemos afirmar que a supressão do fogo produz grande acumulação de biomassa inflamável aumentando, assim, o risco de queimadas catastróficas e incontroláveis. Outro aspecto que merece destaque é relativo ao processo de conservação destes ecossistemas naturais. Diferentemente do que tem sido sugerido para os campos do sul do Brasil (Pillar & Vélez 2010), não podemos dizer que o fogo é o processo que mantém a existência dos campos de altitude, considerando que na maior parte das vezes este distúrbio é de origem humana.

Não existe dúvida de que o fogo vem modelando os campos de altitude há mais de uma centena de anos, isto fica evidente com a cada vez maior restrição de habitat para espécies não tolerantes a este distúrbio. Há uma década Safford (2001) concluiu que era impossível estabelecer um plano de manejo adequado desses ecossistemas únicos e ameaçados sem uma compreensão detalhada do regime de fogo e do papel que incêndios desempenham na estruturação de comunidades bióticas. Aqui apresento de maneira detalhada o regime atual do fogo neste ambiente e também o papel negativo deste sobre as espécies ameaçadas. A supressão do fogo nos campos de altitude deve figurar entre as ações prioritárias nos processos de manejo destes ecosistemas.

Atear fogo nos campos de altitude e nas unidades de conservação continua sendo uma ação ilegal e passível de autuação e multa. Contudo, este estudo revela também a fragilidade das UC estaduais e federais em proteger não apenas a biodiversidade ameaçada de extinção dos campos de altitude, mas todo o seu território. Disciplinar, estudar e monitorar o uso do fogo com objetivos claros de proteção e conservação dos campos de altitude vinculados a ações proativas de uma gama de atores a serem envolvidos são fundamentais e comparativamente mais baratos do que o combate propriamente dito. Além disso, a busca de alternativas que conciliem as demandas de conservação e de desenvolvimento econômico da sociedade, principalmente em áreas vizinhas às UC, são fundamentais para o sucesso do trabalho preventivo. A cada incêndio nos campos de altitude, perdemos parte de sua biodiversidade.

Agradecimentos

À Lucia Regina Teixeira – DIBAP/INEA, pelo apoio na parte de geoprocessamento. Ao André Ilha – DIBAP/INEA, por autorizar o Serviço Guarda Parque a fornecer informações referentes às UC estaduais. Ao Ricardo Ganem, Chefe da Reserva Biológica de Araras por enviar os relatórios de vistoria e de perícia pós fogo. Ao André Viera do Ministério da Agricultura, Pesca e Abastecimento e ao Haroldo Simon da Prefeitura Municipal de Itatiaia pelos dados históricos sobre o fogo e seu combate, em Itatiaia. Ao João Marcos Rosa e ao Levy pela sessão de algumas fotos deste artigo. Ao Gustavo Martinelli – JBRJ, à Kátia Torres Ribeiro – ICMBio, ao revisor anônimo pelas sugestões no artigo e ao Pedro Constantino pela revisão do inglês.

Referências bibliográficas

Abreu, K.C.; Koproski, L.P. & Kuczach, A.M. 2004. Grandes felinos e o fogo no Parque Nacional de Ilha Grande, Brasil. **Floresta**, 34 (2): 163-167.

Agee, J.K. 1993. **Fire Ecology of Pacific Northwest Forests.** New York: Island Press.

Aximoff, I. & Rodrigues, R.C. 2011. Histórico dos incêndios florestais no Parque Nacional do Itatiaia. **Ciência Florestal**, 21 (1): 83-92.

Behling, H. & Pillar, V.P. 2007. Late quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazil highland and their implication for conservation and management of modern araucaria forest and grassland ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Biological Sciences,** 362: 243-251.

Bergallo, H.G.; Fidalgo, E.C.C.; Rocha, C.F.D.; Uzêda, M.C.; Costa, M.B.; Alves, M.A.; Van Sluys, M.; Santos, M.A.; Costa, T.C.C. & Cozzolino, A.C.R. 2009. **Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro.** Instituto Biomas, Rio de Janeiro, 344p.

Bonfim, V.R.; Ribeiro, G.A.; Silva, E. 2003. Diagnóstico do uso do fogo no entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), MG. **Revista Árvore**, 27 (1): 87-94.

Brade, A.C. 1956. A flora do Parque Nacional do Itatiaia. **Boletim do Parque Nacional do Itatiaia**, 5: 1-114.

Caiafa, A.N. & SILVA, A.F. 2007. Structural analysis of the vegetation on a highland granitic rock outcrop in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, 30 (4): 657-664.

Costa, D. & Santos, N. 2009. Conservação de hepáticas na Mata Atlântica do sudeste do Brasil: uma análise regional no estado do Rio de Janeiro. **Acta Botânica Brasileira.** 23(4): 913-922.

Dean, W. 2002. **A Ferro e Fogo: A história da devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, p. 484.

Dusén, P.K.H. 1955. Contribuições para a flora do Itatiaia. **Boletim do Parque Nacional do Itatiaia**, 4:6-91.

Esri Inc., 2006. **Arc Gis version 9.2**. New York Street, Redlands, California.

Fidelis A.; Overbeck G.E.; Pillar V.D. & Pfadenhauer J. 2008. Effects of disturbance on population biology of the rosette species *Eryngium horridum* Malme in grasslands in southern Brazil. **Plant Ecology** 195: 55-67.

Fiedler, N.C.; Merlo, D.A. & Medeiros, M.B. 2006. Ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. **Ciência Florestal**, 16 (2): 153-161.

Figueira, J.E.C; Miranda, C.A.K & Santos, F.A.M (2002). Effects of change in the fire regime at the Parque Nacional da Serra do Cipó on the populations of *Paepalanthus polyanthus* (Eriocaulaceae). **International Association for Vegetation Science**, 45 (1): 39.

França, H.; Ramos Neto; M. B. & Setzer, A. 2007. **O fogo no Parque Nacional das Emas.** Ministério do Meio Ambiente. Série Biodiversidade, 27: 140p.

Freitas, L.; Galetto, L. & Sazima, M. 2006. Pollination by hummingbirds and bees in eight syntopic species and a putative hybrid of Ericaceae in southeastern Brazil. **Plant Systematic Evolution**, 258: 49-61.

Fundação SOS Mata Atlântica & INPE. 2009. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período: 2005-2008.** São Paulo.

Geise, L.; Pereira, L.G. & Bossi, D.E.P. 2004. Pattern of elevational distribution and richness of non volant mammals in Itatiaia National Park and its surroundings, in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 64 (3B): 599-612.

Gonçalves, P.R.; Myers, P.; Vilela, J.F. & Oliveira, J.A. 2007. Systematics of species of the genus *Akodon* (Rodentia: Sigmodontinae) in southeastern Brazil and implications for the biogeography of the campos de altitude. **Miscellaneous Publications Museum of Zoology**, University of Michigan, 197:1-24.

IBAMA 2001. Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Bocaina – RJ. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/parna_bocaina/index.php?id_menu=50

IBAMA 2011. Página **http://siscom.ibama.gov.br/sisfogo/**

Koproski, L.; Batista, A.C. & Soares, R.V. 2004. Ocorrências de incêndios florestais no Parque Nacional de Ilha Grande – Brasil. **Floresta**, 34 (2): 193-197.

Koproski, L.; Batista, A. C. & Soares, R.V. 2006. Impactos do fogo sobre serpentes (Squamata) no Parque Nacional de Ilha Grande (PR/MS), Brasil. **Arquivos Ciência Veterinária**, 9 (2): 129-133.

Larson, D.W., Mathes, U. & Kelly, P.E. 2000. **Cliff ecology: pattern and process in cliff ecosystems.** Cambridge Studies in Ecology. Cambridge University Press, Cambridge.

Lewinsohn, T. & Prado, P.I. 2005. Quantas espécies há no Brasil? **Megadiversidade** 1:36-42.

Martinelli, G. 1996. **Campos de altitude.** 2ª Ed. Editora Index. Rio de Janeiro.

Martinelli, G. 2007. Mountain biodiversity in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, 30: 587-597.

Medeiros, M. B. 2002. Manejo de Fogo em Unidades de Conservação do Cerrado. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, v. 10, p. 75-88.

Medeiros, M.B. & Fiedler, N.C. 2004. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. **Ciência Florestal**, 14 (2): 157- 168.

Medeiros, R.; Young; C.E.F.; Pavese, H.B. & Araújo, F.F.S. 2011. **Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: Sumário Executivo**. Brasília: UNEP-WCMC, 44p.

Medina, B.M.O., Ribeiro, K.T. & Scarano, F.R. 2006. Plant-plant and plant-topography interactions on a rock outcrop at high altitude in southeastern Brazil. **Biotropica** 38:1-7.

Metzger, J.P. 2010. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**. 8: 92-99.

Ministério do Meio Ambiente 2008. Livro Vermelho. Disponível em: http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=179&idConteudo=8122&idMenu=8631.

Mocochinski, A.Y. & Scheer, M.B. 2008. Campos de altitude na serra do mar paranaense: aspectos florísticos. **Revista Floresta**, 38 (4): 625-640.

Moraes, M.A. 2009. **Conservação e manejo de *Worsleya rayneri* (Amaryllidaceae): uma espécie de campos de altitude ameaçada de extinção**. Dissertação (Mestrado em Botânica), Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Myers, R.L. 2006. **Convivir com el fuego – manteniendo los ecosistemas y los médios de subsistência mediante el Manejo Integral del Fuego.** Tallahassee: The Nature Conservancy Global Fire Iniciative, 2006, 28p.

Oliveira, D.S.; Batista, A.C. & Milano, M.S. 2000. Fogo em Unidades de Conservação. In: **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**, Campo Grande, Anais, 2: 200-207.

Oliveira-Filho, A. T. & Fontes, M. A. L. 2000 Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil, and the influence of climate. **Biotropica**, 32 (4b): 793-810.

Pillar, V.P. & Vélez, E. 2010. Extinção dos Campos Sulinos em Unidades de Conservação: um fenômeno natural ou um problema ético? **Natureza & Conservação**, 8 (1): 84-86.

Porembski, S.; Martinelli, G.; Ohlemüller, R. & Barthlott, W.1998. Diversity and ecology of saxicolous vegetation mats on inselbergs in the Brazilian Atlantic Rainforest. **Biodiversity Research,** 4:107-119.

Rambaldi, D.M.; Magnani, A; Ilha, A; Lardosa, E; Figueiredo, P. & Oliveira, R.F. 2003. **A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro**. Caderno 22. Caderno da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Programa MAB. Cetesb, São Paulo.

Ribeiro, K.T. 2002. **Estrutura, dinâmica e biogeografia das ilhas de vegetação rupícola do Planalto do Itatiaia, RJ.** Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Ribeiro, K.T.; Madeira, J.A. & Collet, H. D. 2006. Conquistas e desafios na prevenção e combate a incêndios em vegetações abertas no interior e entorno do Parque Nacional da Serra do Cipó, sudeste do Brasil. In: **II Congreso para la prevención y combate a incêndios florestales y pastizales del mercosur**. Malargüe, Mendoza, Argentina.

Ribeiro, K.T.; Medina, B.M.O. & Scarano, F.R. 2007. Species Composition and Biogeographic Relations of the Rock Outcrop Flora on the High Plateau of Itatiaia, SE-Brazil, **Revista Brasileira de Botânica**, 30 (4): 623-639.

Ribeiro, K.T. & Freitas, L. 2010. Impactos potenciais das alterações no Código Florestal sobre a vegetação de campos rupestres e campos de altitude. **Biota Neotropica**., 10 (4): 239-246.

Richter, M. 2004. **Geotecnologias no Suporte ao Planejamento e Gestão de Unidades de Conservação Estudo de caso: Parque Nacional do Itatiaia**. 162 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

Safford, H.D. 1999a. Brazilian Páramos. I. An introduction to the physical environment and vegetation of the *campos de altitude.* **Journal of Biogeography**. 26 (4): 693-712.

Safford, H.D. 1999b. Brazilian Páramos II. Macro- and Mesoclimate of the Campos de Altitude and affinities with High Mountain Climates of the Tropical Andes and Costa Rica. **Journal of Biogeography**, 26 (4): 713-737.

Safford, H.D. 2001. Brazilian Páramos III – Patterns and rates of postfire regeneration in campos de altitude. **Biotropica**, 33 (2): 282-302.

Safford, H.D. 2007. Brazilian Páramos IV. Phytogeography of the campos de altitude. **Journal of Biogeography** 34:1701-1722.

Scarano, F.R. 2002. Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest, **Annals of Botany**, 90 (4): 517- 524.

Segadas-Vianna, F. & Dau, L. 1965. Ecology of the Itatiaia Range, Southeastern Brazil - Climates and Altitudinal Climatic Zonation. **Arquivos do Museu Nacional**, 53: 31-53.

Silva, J.C. 2001. **Diagnóstico das áreas de maior incidência de incêndios florestais em Unidades de Conservação Pertencentes a APA Gama – Cabeça de Veado**. 2001. 59 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Brasília.

Silva, L.C.V.; Fernandes, M.C.; Menezes, P.M.L. & Argento, M.S.F. 2009. Mapa geoecológico de potencialidade a ocorrência de incêndios no Parque Nacional do Itatiaia/RJ. **Revista Brasileira de Cartografia**, 61 (3): 285-292

Soares, R. V.; Santos, J.F. 2002. Perfil dos incêndios florestais no Brasil de 1994 a 1997. **Revista Floresta**, 2 (3).

Stehmann, J.R.; Forzza, R.; Salino, A.; Sobral, M.; Costa, D.P. & Kamino, L.H.Y. 2009. **Plantas da Floresta Atlântica.** Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Tabarelli, M.; Pinto, L.P.; Silva, J.M.C.; Hirota, M. & Bedê, L.C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade.** Belo Horizonte, 1 (1).

Tanizaki-Fonseca, K.; E Bohrer, C.B.A. 2009. **O fogo como fator de degradação de ecossistemas de mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro.** In: BERGALLO, H.G. et al. (Orgs.). Estratégias e Ações para a Conservação da Biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Instituto Biomas, p. 81-90.

Turner, M.G.; Hargrove, W.H. & Gardner, R.H. 1994. Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. **Journal of Vegetation Science**, 5: 731-742.

Vasconcelos, M.F. & Rodrigues, M. 2010. Avifauna of southeastern Brazilian mountaintops. **Papéis Avulsos de Zoologia**, 50(1): 1-29.

Vosguerau, J.L.; Batista, A.C. & Soares, R.V. 2006. Avaliação dos registros de Incêndios Florestais do Estado do Paraná no período de 1991 a 2001. **Floresta**, 34 (2): 193-197.

Apêndice

Listas da fauna e flora ameaçadas de extinção, no âmbito nacional, com ocorrência nos campos de altitude das Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro. Abreviações: APAP= Área de Proteção Ambiental de Petrópolis, APAM= Área de Proteção Ambiental de Macaé de Cima, PED= Parque Estadual do Desengano, PETP= Parque Estadual dos Três Picos, PNB= Parque Nacional da Bocaina, PNI= Parque Nacional do Itatiaia, PNSO= Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RBA= Reserva Biológica de Araras, RBT= Reserva Biológica do Tinguá. Grau de ameaça para fauna: EN= Em perigo, VU= vulnerável, CR= Criticamente em perigo.

Appendix

Checklist of fauna and flora nationally endangered and occurrence for the high altitude grasslands of the protected areas of the Rio de Janeiro State. Abbreviations: APAP= Environmental Protection Area of Petrópolis, APAM= Environmental Protection Area of Macaé de Cima, PED= Desengano State Park, PETP= Três Picos State Park, PNB= Bocaina National Park, PNI= Itatiaia National Park, PNSO= Serra do Órgãos National Park, RBA= Araras Biological Reserve, RBT= Tinguá Biological Reserve. Degree of threat to fauna: EN= Endangered, VU= Vulnerable, CR= Critically endangered.

FAUNA			
Ordem Família/Espécie	**Nome Vulgar**	**Grau de ameaça**	**Presença nas Unidades de Conservação**
Insetos			
Lepidoptera/Nymphalidae			
Caenoptychia boulleti	Borboleta	EN	PNI
Dasyophthalma geraensis	Borboleta	EN	PNI
Pampasatyrus gyrtone	Borboleta	EN	PNI, PNSO
Polygrapha suprema	Borboleta	VU	PNI, PNSO

Pseudocercyonis glaucope	Borboleta	EM	PNB, PNI
Dirphia monticola	Borboleta	CR	PNI
Episcada vitrea	Borboleta	VU	PNSO
Lepidoptera/Riodinidae			
Euselasia eberti	Borboleta	CR	PNB
Anfíbios			
Anura/Leptodactyle			
Holoaden bradei	sem nome	CR	PNI
Paratelmatobius lutzii	sem nome	CR	PNI
Thoropa petropolitana	sem nome	EN	APAP, PNSO
Aves			
Falconiformes/Acciptridae			
Leucopternis lacernulatus	Gavião-pomba	VU	PED, PNSO, RBT, PETP
Harpyhaliaetus coronatus	Águia-cinzenta	VU	PNI, PNB, RBT
Passeriformes/Emberizidae			
Sporophila falcirostris	Cigarra-verdadeira	VU	PNI, PED, RBT, PETP
Sporophila frontalis	Pichochó	VU	PNI, PED, PNSO, PETP
Passeriformes/Pipridae			
Piprites pileata	Caneleirinho-de-chapéu-preto;	VU	PNI, PNB
Passeriformes/Thamnophilidae			
Biatas nigropectus	Papo-branco	VU	PNI, PED, PNSO, PETP
Passeriformes/Cotingidae			
Tijuca condita	Saudade-de-asa-cinza	VU	PNSO, RBT
Mamíferos			
Carnivora/Felidae			
Panthera onca	jaguatirica	VU	PNB
Puma concolor capricornensis	Gato-do-mato	VU	PNI, PNB, PNSO, RBT, PED, PETP
Leopardus pardalis mitis	Gato-maracajá	VU	PNI, PED, PETP
Leopardus tigrinus	Onça-parda	VU	PNI, PNB, PED
Leopardus wiedii	Onça-pintada	VU	PNI, PNB, PED
Carnivora/Canidae			
Chrysocyon brachyurus	Lobo-guará	VU	PNI, PNB
Primates/Atelidae			
Brachyteles hypoxanthus	Muriqui-do-norte	VU	PNI
Brachyteles arachnoides	Muriqui-do-sul	VU	PNI, PNB, PNSO, PED, RBT, PETP

FLORA			
Ordem/Família	**Espécie**	**Anexo**	**Presença em Unidade de Conservação**
Briófita/Hepática			
Arnelliaceae	*Southbya organensis*	1	APAP
Dicranaceae	*Campylopus densicoma*	1	PNI
Lejeuneaceae	*Blepharolejeunea securifolia*	1	PNI
Lepidoziaceae	*Paracromastigum dusenii*	1	PNI

Plagiochilaceae	*Plagiochila boryana*	1	APAP
Briófita/Musgo			
Bruchiaceae	*Pringleella subulata*	1	PNI
Dicranaceae	*Atractylocarpus brasiliensis*	1	PNI, APAP
Dicranaceae	*Atractylocarpus longisetus*	1	PNI, PNSO
Pottiaceae	*Leptodontium wallisii*	1	PNI
Pteridótita			
Aspleniaceae	*Asplenium castaneum*	1	PNI
Blechnaceae	*Blechnum andinum*	1	PNI
Culcitaceae	*Culcita coniifolia*	2	PNI
Dicksoniaceae	*Dicksonia sellowiana*	1	PNI, PNSO, APAM
Dryopteridaceae	*Polystichum bradei*	2	PNI
Hymenophyllaceae	*Hymenophyllum magellanicum*	2	PNSO
Hymenophyllaceae	*Trichomanes lucens*	2	PNI
Isoetaceae	*Isoetes bradei*	1	PNI
Isoetaceae	*I. martii*	2	PNI
Isoetaceae	*Isoetes organensis*	2	PNI, PNSO
Lycopodiaceae	*Lycopodiella bradei*	2	PNI
Plagiogyriaceae	*Plagiogyria fialhoi*	2	PNI
Polypodiaceae	*Terpsichore semihirsuta*	1	PNI
Pteridaceae	*Cheilanthes incisa*	1	PNSO
Pteridaceae	*Doryopteris itatiaiensis*	2	PNI
Pteridaceae	*Doryopteris paradoxa*	2	PNI
Pteridaceae	*Eriosorus cheilanthoides*	2	PNI
Pteridaceae	*Eriosorus insignis*	2	PNI
Pteridaceae	*Jamesonia brasiliensis*	2	PNI
Woodsiaceae	*Athyrium filix-fenina*	2	PNI
Gimnosperma			
Araucariaceae	*Araucaria angustifolia*	1	PNI
Angiosperma			
Acanthaceae	*Staugogyne brachiata*	1	APAP, PETP
Amaryllidaceae	*Worsleya rayneri*	1	APA Pet, REBIO Ara
Aquifoliaceae	*Ilex loranthoides*	2	PNI
Araceae	*Philodendron fragile*	1	PNB, PED, APAM, PNSO
Araliaceae	*Schefflera succinea*	2	PED, PETP
Asteraceae	*Stevia organensis*	2	PNSO, PNI, APAM
Bignomiaceae	*Jacaranda subalpina*	1	PNI
Bromeliaceae	*Alcantarea farneyi*	2	PED
Bromeliaceae	*Alcantarea glaziouana*	2	PNSO, APAP, RBA
Bromeliaceae	*Alcantarea nevaresii*	2	PETP
Bromeliaceae	*Fernseea bocainensis*	2	PNB
Bromeliaceae	*Fernseea itatiaiae*	1	PNI
Bromeliaceae	*Neoregelia hoehneana*	2	PNB
Bromeliaceae	*Nidularium bocainense*	1	PNB
Bromeliaceae	*Nidularium itatiaiae*	2	PNI
Bromeliaceae	*Nidularium organense*	2	PNSO
Bromeliaceae	*Pitcairnia encholirioides*	2	PED
Bromeliaceae	*Pitcairnia glaziovii*	2	PNSO, RBA, APAP

Bromeliaceae	*Tillandsia grazielae*	2	PNSO, RBA, APAP
Bromeliaceae	*Tillandsia reclinata*	2	RBA, APAP
Bromeliaceae	*Vriesea altimontana*	2	APAM
Bromeliaceae	*Vriesea arachnoidea*	2	PETP, APAM
Bromeliaceae	*Vriesea bituminosa*	2	PNI, PNSO, PETP
Bromeliaceae	*Vriesea hieroglyphica*	2	PETP
Bromeliaceae	*Vriesea leptantha*	2	PED
Bromeliaceae	*Vriesea penduliflora*	2	PNI
Bromeliaceae	*Vriesea rubyae*	2	RBIA
Bromeliaceae	*Vriesea sparsiflora*	2	PETP, APAP
Bromeliaceae	*Vriesea thyrsoidea*	2	PNSO, PETP
Bromeliaceae	*Vriesea triligulata*	2	PNSO, PETP
Bromeliaceae	*Vriesea wawranea*	2	PNSO, PETP
Cactaceae	*Rhipsalis pilocarpa*	2	PNI
Cactaceae	*Schlumbergera truncata*	2	PNSO, RBT, APAM
Campanulaceae	*Lobelia santos-limae*	2	PED
Ericaceae	*Gaylussacia angulata*	2	PED, APAP
Gentianaceae	*Prepusa hookeriana*	1	PED, PNSO, PETP
Gentianaceae	*Senaea janeirensis*	2	PED
Gesneriaceae	*Sinningia cardinalis*	1	PNSO
Gesneriaceae	*Sinningia cochlearis*	1	PNSO
Gesneriaceae	*Sinningia lindleyi*	1	RBT, APAM
Gesneriaceae	*Vanhouttea bradeana*	1	PED
Gesneriaceae	*Vanhouttea fruticulosa*	1	APAM
Gesneriaceae	*Vanhouttea lanata*	1	PETP
Malpighiaceae	*Banisteriopsis magdalenensis*	2	PED
Malpighiaceae	*B. parviflora*	2	PNSO
Melastomataceae	*Miconia penduliflora*	2	PED, PNSO
Monimiaceae	*Macropeplus friburgensis*	1	PETP
Myrsinaceae	*Myrsine congesta*	2	PED, APAM
Myrsinaceae	*Myrsine glazioviana*	2	PNSO
Myrsinaceae	*Myrsine villosissima*	2	PED, PNI
Passifloraceae	*Passiflora imbeana*	1	RBT, PED
Poaceae	*Glaziophyton mirabile*	1	RBT, APAP
Rubiaceae	*Hindsia glabra*	1	PNI
Scrophulariaceae	*Buddleja speciosissima*	1	PNI
Symplocaceae	*Symplocos corymboclados*	2	PED, PNI
Symplocaceae	*Symplocos organensis*	2	APAM, PNSO
Xyridaceae	*Xyris augusto-coburgii*	1	PNI

Avaliação da Detecção de Focos de Calor por Sensoriamento Remoto para o Parque Nacional do Itatiaia

Gustavo Wanderley Tomzhinski[1,2], Pedro Henrique Ferreira Coura[2] & Manoel do Couto Fernandes[2]

Recebido em 15/2/2011 – Aceito em 14/7/2011

RESUMO – O sensoriamento remoto e, em particular, a detecção de focos de calor por satélite constituem parte importante do sistema de monitoramento de incêndios florestais dos dois principais órgãos federais ligados à prevenção e combate dessas ocorrências, o ICMBio e o IBAMA. Utilizando por base os dados georreferenciados de incêndios registrados pelo Núcleo de Prevenção e Combate a Incêndios do Parque Nacional do Itatiaia do período de 2008 a 2010 e os polígonos dos grandes incêndios que ocorreram no Parque em 2001, 2007 e 2010, obtidas por interpretação de imagens dos satélites LANDSAT 5 e CBERS 2, foi avaliada a efetividade e acurácia dos focos de calor identificados pelo Banco de dados de queimadas (BDQueimadas-INPE) para a área do Parque Nacional do Itatiaia e entorno de 3km. Foram analisadas informações dos satélites AQUA, TERRA, ERS-2, MGS-02 e os das séries NOAA e GOES para a área e período estudados, totalizando 92 focos de calor, cujas informações foram comparadas com as de 101 Registros de Ocorrência de Incêndio (ROIs). Observou-se uma omissão de 96% das detecções de focos de calor em relação aos incêndios registrados. Os satélites AQUA e TERRA, que carregam sensores MODIS, apresentaram os melhores resultados, tanto na detecção dos incêndios quanto na acurácia do posicionamento dos focos detectados em relação à área queimada.

Palavras-chave: detecção de incêndios florestais, relatório de ocorrência de incêndios, sensoriamento remoto.

ABSTRACT – The remote sensing detection of hotspots is an important part of the monitoring system of forest fires for two major Brazilian federal agencies elated to preventing and combating these occurrences, IBAMA and ICMBio. To evaluate the effectiveness and accuracy of data from the Vegetation Fires Database of the National Institute of Space Research, we used the following two data sources: data recorded by the Center for the Prevention and Combat of Fire in Itatiaia National Park from 2008 to 2010 and data about areas of large fires that occurred in the Park in 2001, 2007 and 2010, obtained by interpretation of satellite images from LANDSAT 5 and CBERS 2. We analyzed information from the AQUA, TERRA, ERS-2, MGS-02 and NOAA and GOES satellites series for the aforementioned area and period to study a total of 92 hotspots, whose data were compared to those from 101 records of fire occurrence. Ninety-six percent of hotspot detections were omitted in relation to fires reported. The TERRA and AQUA satellites, which carry MODIS sensors, showed the best results in the detection of fires and in the accuracy of the hotspot's position in relation to the burned area.

Keywords: forest fire detection, fire occurrence report, remote sensing.

Introdução

O fogo é um fator de perturbação dos ecossistemas que é ao mesmo tempo um fenômeno natural e uma criação do homem: uma ferramenta de manejo dos recursos naturais e uma arma de destruição dos ecossistemas (Miranda *et al.* 1996). Muitos incêndios têm causas naturais e podem ser ecologicamente entendidos como um entre muitos fatores que atuam nos ecossistemas,

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Núcleo de Prevenção e Combate a Incêndios do Parque Nacional do Itatiaia/NPCI/PNI, Estrada do Parque Nacional, km 8,5, Caixa Postal 83.657, Itatiaia/RJ, Brasil, 27.580-000.
E-mail: Gustavo.Tomzhinski@icmbio.gov.br

[2] Universidade Federal do Rio de Janeiro/UFRJ, Centro de Ciências Matemáticas e da Natureza/CCMN, Instituto de Geociências/IGEO, Programa de Pós-Graduação em Geografia/PPGG, Laboratório de Cartografia/GeoCart, Av. Athos da Silveira Ramos, 274, Bloco H, Sala 017, Ilha do Fundão, Cidade Universitária, Rio de Janeiro/RJ, Brasil, 21949-900.
E-mails: ped.coura@gmail.com, manoel.fernandes@ufrj.br

no entanto, na maioria das regiões do mundo, as principais fontes de ignição estão ligadas à ação antrópica (Whelan 1995). Caldararo (2002) aponta os grandes incêndios florestais existentes atualmente como uma conseqüência da ocupação humana.

O incêndio florestal é um evento com potencial devastador (França *et al.* 2007), representando uma ameaça ambiental de primeira ordem (Campo *et al.* 2006). Os efeitos do fogo nos ecossistemas são complexos, abrangendo desde a perda de biodiversidade (ICMBio 2007) e a redução ou eliminação da biomassa na superfície do solo a impactos nos processos físicos, químicos e biológicos abaixo da superfície (Neary *et al.* 1999), aumentando a susceptibilidade à erosão (Campo *et al.* 2006, Hubbert *et al*. 2005, Lasanta & Cerda 2005, Gimeno-Garcia *et al*. 2000). Além disso representam uma grande fonte adicional de emissões de gases de efeito estufa (Fearnside 2002) e podem resultar em efeitos diversos, como, paralisação de aeroportos, poluição atmosférica, aumento da incidência de doenças respiratórias, danos ao patrimônio público e privado, entre outros (ICMBio 2007).

No entanto, nem sempre os efeitos do fogo são danosos ao meio ambiente e estudos indicam que alguns ecossistemas, como o cerrado, dependem deste elemento para a sua manutenção (Moreira 1996). Em diversos países, especialmente nos Estados Unidos, as agências responsáveis pelo manejo florestal e pelos Parques Nacionais têm adotado uma política de queimas prescritas para redução de biomassa e prevenção de grandes incêndios de difícil controle, apesar de ainda haver grande controvérsia com relação às consequências dessa prática para os ecossistemas (Caldararo 2002). No Brasil merece destaque a experiência que vem sendo adquirida com o manejo do fogo no Parque Nacional das Emas (França *et al.* 2007). Uma nova compreensão a respeito das ocorrências de fogo e suas consequências vem sendo desenvolvida através dos estudos sobre a ecologia do fogo, para os quais o sensoriamento remoto é uma importante fonte de informações.

O Parque Nacional do Itatiaia (PNI), primeiro desta categoria de Unidade de Conservação (UC) a ser criado no Brasil, está situado entre os dois maiores centros urbanos do país, Rio e São Paulo e é uma das UCs mais visitadas do país, com cerca de 84.000 visitantes em 2010 (ICMBio 2011). De grande importância para a conservação da biodiversidade, integra o Mosaico de Unidades de Conservação da Serra da Mantiqueira (MMA 2006) e o Corredor Ecológico da Mantiqueira (Herrmann 2011), sendo classificado pelo Ministério do Meio Ambiente como área de prioridade extremamente alta para a conservação (MMA 2007). A Unidade protege um dos últimos remanescentes de Mata Atlântica do Vale do Paraíba e da Serra da Mantiqueira e abriga diversas espécies endêmicas da flora e da fauna, como por exemplo, a samambaia *Doryopteris feei* (Ribeiro & Medina 2002) e o sapo flamenguinho – *Melanophryniscus moreirae* (Castro 2006) ou constantes das listas oficiais de espécies em extinção como a *Araucaria angustifolia* (MMA 2008) e a onça parda – *Puma concolor* (MMA 2003).

A extraordinariamente rica flora do Itatiaia sofreu diversas intervenções humanas ao longo de sua história, sendo especialmente afetada por desmatamentos e queimadas, modificando sua paisagem, tanto reduzindo a população de espécies arbóreas, como a Araucária (*Araucaria angustifolia*), quanto favorecendo a ampliação de áreas ocupadas por gramíneas e formações arbustivas (Brade 1956). Ribeiro (2001) e Aximoff (2007), através dos relatórios de avaliação dos efeitos dos grandes incêndios de 2001 e 2007 ocorridos no Planalto do Itatiaia, indicam que a ocorrência do fogo tem alterado significativamente as características bióticas e abióticas da paisagem.

Com o objetivo de minimizar os impactos causados pelo fogo nas Unidades de Conservação, desde 2001 são contratadas Brigadas de Prevenção e Combate a Incêndios pelo PREVFOGO/IBAMA (Centro Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais) e pelo ICMBio, que assumiu essa atribuição em 2009 (IBAMA 2009). O Parque Nacional do Itatiaia conta com uma equipe de 42 brigadistas distribuídos em escala nas diversas zonas de risco da Unidade, de forma a monitorar a ocorrência de incêndios e combatê-los dentro do menor prazo (Tomzhinski & Coslope 2011).

Um sistema eficiente de controle dos incêndios florestais baseia-se na rápida detecção e comunicação do mesmo para o acionamento das Brigadas e demais estruturas de combate. Para a detecção dos incêndios pode-se utilizar a vigilância terrestre por postos fixos ou móveis (rondas) e torres de observação, o patrulhamento aéreo com aeronaves e monitoramento por imagens de

satélites (ICMBio 2010a), que permitem a localização de focos de calor no momento do incêndio ou de cicatrizes de áreas queimadas, que podem ser identificadas em imagens de até 3 anos após a ocorrência do fogo (França *et al*. 2007).

Seja para a prevenção e combate aos incêndios florestais, para o manejo do fogo ou para os estudos da ecologia do fogo, os sistemas de detecção de incêndios constituem importante fonte de informação. Tanto o ICMBio, através da Coordenação Geral de Proteção Ambiental, quanto o IBAMA, através do PREVFOGO, possuem metodologias que utilizam do Sensoriamento Remoto para identificação e localização dos incêndios. Além disso, também são utilizados como um dos componentes dessa metodologia os dados de focos de calor detectados por satélites e disponibilizados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). No entanto, existe certo grau de incerteza e imprecisão nos sistemas de detecção por satélites, sendo necessária para seu refinamento, uma validação de campo e o retorno dessas informações (ICMBio 2010a).

Objetivos e justificativa

O presente trabalho resulta das análises preliminares do projeto "Análise Geoecológica dos Incêndios Florestais no Parque Nacional do Itatiaia", que está sendo desenvolvido no Laboratório de Cartografia (GEOCART/UFRJ). Tem por objetivo mapear e analisar comparativamente os dados de detecção por satélites adquiridos através do Programa de Monitoramento de Focos do INPE com os Registros de Ocorrência de Incêndio (ROIs) do PNI que têm polígonos georreferenciados.

Através desta análise buscamos melhorar a compreensão das aplicações e limitações da utilização do sistema de detecção por satélites para a realidade do PNI, bem como identificar pontos vulneráveis no sistema de monitoramento de incêndios da Unidade. Os resultados encontrados poderão: subsidiar o INPE na calibração e validação dos produtos de detecção de queimadas; fornecer informações ao ICMBio e IBAMA para a interpretação destes produtos; indicar as potencialidade e limitações destes produtos para aplicação em outras UCs, bem como avaliar a adequação de medidas de proteção destas.

Materiais e métodos

Área de estudo

O Parque Nacional do Itatiaia (PNI) é a primeira UC desta categoria criada no Brasil, instituído através do Decreto nº 1.713, em 14 de junho de 1937, com uma área original de 11.943 ha. Em 1982, o parque teve sua área ampliada para aproximadamente 30.000 ha conforme o Decreto nº 87.586/82 ou 28.086 ha calculando-se a área a partir da representação vetorial mais atualizada dos limites da unidade e utilizando-se a projeção cônica equivalente de Albers para a América do Sul. Situado na Serra da Mantiqueira, o parque abrange os municípios de Itatiaia e Resende no Estado do Rio de Janeiro e Bocaina de Minas e Itamonte no Estado de Minas Gerais, onde fica aproximadamente 60% de seu território.

Apresenta relevo montanhoso com grandes afloramentos rochosos e altitudes variando de aproximadamente 540 m a 2.792 m no seu ponto culminante, o Pico das Agulhas Negras, 5º mais alto do país (IBGE 2005). A cadeia montanhosa da Mantiqueira é formada por granitos ou gnaisses, mas no maciço do Itatiaia destaca-se a ocorrência do tipo nefelina-sienito, rocha de ocorrência rara no Brasil, cuja elevada solubilidade resulta nas formações em canaleta características do maciço das Agulhas Negras e que deram origem ao seu nome (Ribeiro & Medina 2002).

Com relação aos solos, encontram-se Latossolos Amarelos na parte sul do Parque e Latossolos Vermelho Amarelos na parte norte. Na parte central, onde ocorrem os principais afloramentos rochosos verifica-se a ocorrência de Litossolos (IBDF 1982).

Merece destaque a riqueza hídrica do Itatiaia. De suas alturas brota uma enorme quantidade de nascentes, dando origem a 12 bacias de importância regional mapeadas por Richter (2004) segundo critérios sócio-ambientais e das quais destacamos as dos rios Preto, Campo Belo, Aiuruoca e Grande.

O clima do Planalto do Itatiaia, região onde foram registrados os principais incêndios no Parque, pode ser caracterizado como mesotérmico com estação seca bem definida no inverno e temperaturas médias em torno de 5º C no mês de julho. As temperaturas negativas comuns nas noites de inverno e as geadas, frequentes de maio a outubro, resultam no ressecamento da vegetação, deixando-a ainda mais susceptível ao fogo nessa estação (IBDF 1982).

O acentuado gradiente altitudinal do Parque Nacional do Itatiaia resulta em grande variação das fitofisionomias encontradas, que vão desde a Floresta Ombrófila densa nas encostas mais baixas até os campos de altitude e ilhas de vegetação sobre rocha, encontradas no Planalto. A partir da altitude de 1.880m observa-se uma considerável mudança no aspecto da vegetação (Brade 1956), com uma transição para as fisionomias mais abertas, mais suscetíveis ao fogo.

A ampliação do PNI em 1982 (Brasil 1982) abrangeu diversas propriedades rurais de pequeno e médio porte na Parte Alta do Parque, principalmente nos municípios de Itamonte e Bocaina de Minas, além de parte dos bairros rurais de Vargem Grande e Serra Negra, cuja economia baseia-se principalmente na pecuária de leite extensiva e na agricultura de subsistência. Tal situação gera conflitos diversos de interesses, resultando diretamente no aumento do risco à deflagração de incêndios, tanto em função da utilização do fogo para a limpeza de pastagens como por ações de vandalismo contra a unidade de conservação (Silva 2006, Tomzhinski 2007).

Considerando os Registros de Ocorrência de Incêndios (ROIs) do PNI de 2008 a 2010 e os grandes incêndios de 2001 e 2007, observa-se que aproximadamente 85% das ocorrências e 92% da área registrada se encontram na faixa de entorno de 3 km, refletindo a área de maior risco para a Unidade e foco principal de atuação da brigada, conforme o Plano Operativo de Prevenção e Combate a Incêndio da Unidade (Tomzhinski & Coslope 2011). Desta forma, para fins de delimitação da área deste estudo, foi incluída uma faixa de 3Km no entorno do Parque (Figura 1).

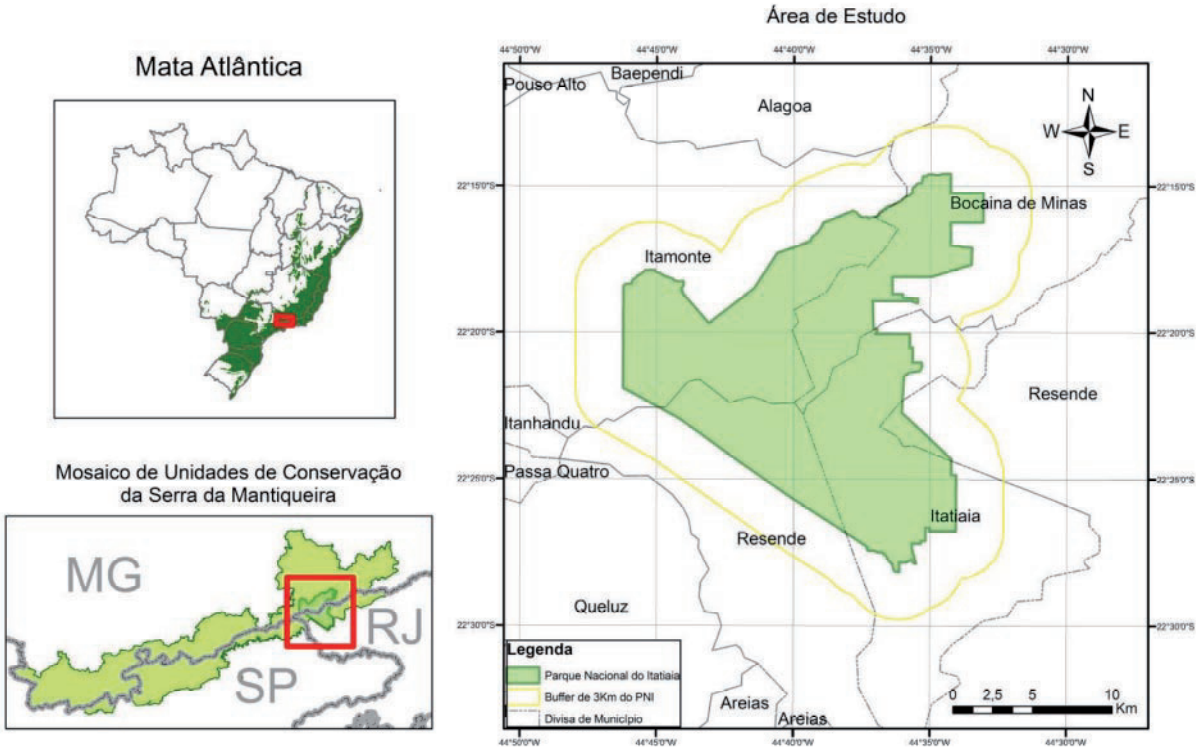

Figura 1 – Área de estudo definida num raio de 3km do Parque Nacional de Itatiaia, incluindo contextualização nacional no Bioma Mata Atlântica e regional no Mosaico Mantiqueira.

Figure 1 – Study area of Itatiaia National Park including a 3km belt around it, and its national context in the Atlantic Forest biome and Mantiqueira regional mosaic.

Sistemas de detecção de incêndios do Itatiaia

O sistema de detecção de incêndios do PNI baseia-se no monitoramento de rotas em áreas críticas e pontos de observação (mirantes), que são monitorados diariamente pela brigada em regime de escala. Também são recebidos alertas de incêndios detectados por moradores do entorno, que são avaliados e atendidos conforme o risco para a UC e disponibilidade de equipe. A contratação e distribuição dos esquadrões de brigadistas são feitas de acordo com um zoneamento baseado no histórico de ocorrência de incêndios, risco para o Parque e na estrutura logística disponível, sendo a Zona 1 a de maior risco e a 3 de menor risco (Tomzhinski & Coslope 2011). As rotas de monitoramento e o zoneamento para a prevenção e combate a incêndios podem ser observados na Figura 2.

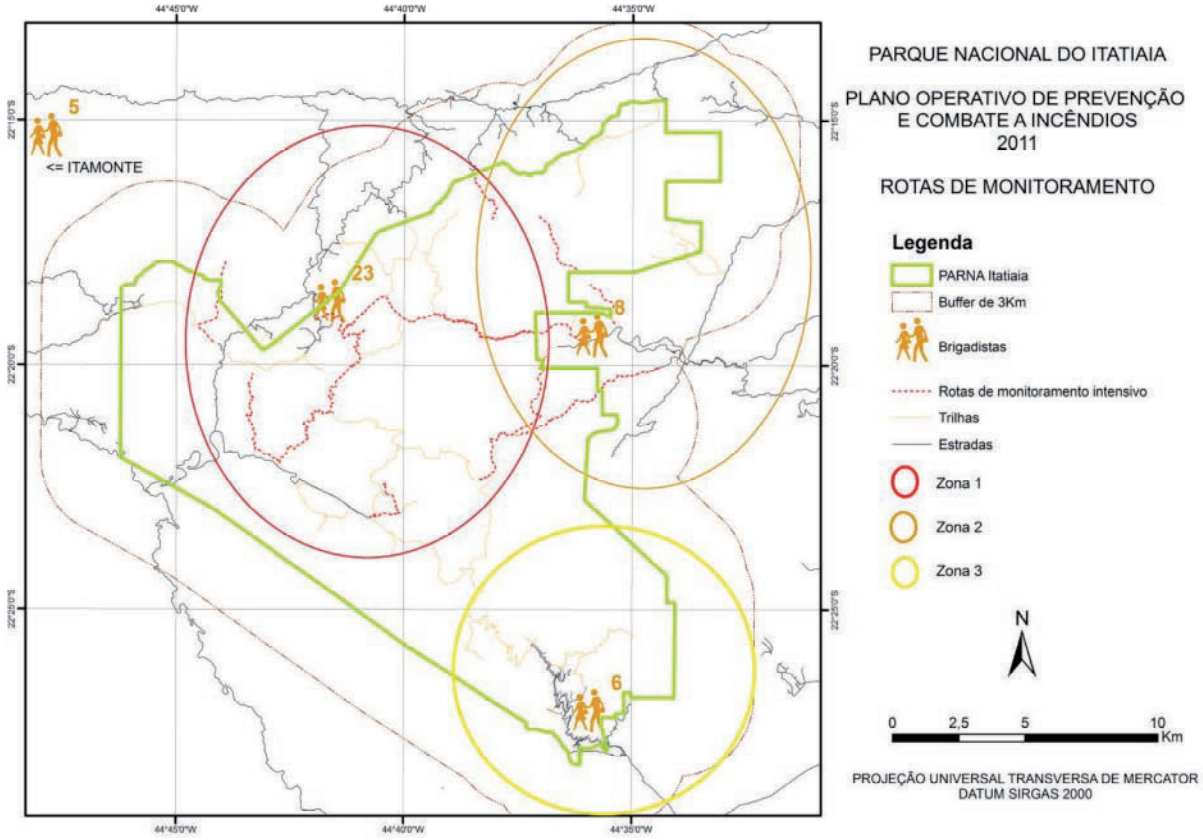

Figura 2 – Distribuição da brigada de incêndio, zonas de atuação prioritária e principais rotas de monitoramento no Parque Nacional do Itatiaia (Tomzhinski & Coslope 2011)

Figure 2 – Distribution of the brigade, priority action areas and main monitoring routes.

Desde 1987 o INPE vem trabalhando no aperfeiçoamento de um sistema de detecção de queimadas baseado na identificação de focos de calor em imagens geradas pelos sensores capazes de captar a faixa termal-média de 3,7 a 4,1 μm do espectro óptico, a bordo de diversos satélites. São analisadas mais de 100 imagens por dia especificamente para detectar focos de queima de vegetação e os dados são disponibilizados gratuitamente. O monitoramento de queimadas em imagens de satélites é especialmente útil para regiões remotas, no entanto informações de outras

áreas que auxiliem a interpretação e calibração desses dados são importantes para aprimorar a metodologia (INPE 2011).

A detecção de focos de calor por imagens de satélite tem uma série de limitações que precisam ser compreendidas para a sua correta utilização. O elemento de resolução espacial ("pixel") dos satélites de órbita polar tem 1 km x 1 km ou mais, portanto uma queimada de algumas dezenas de metros quadrados será registrada como tendo pelo menos 1 km^2 ou, no caso dos satélites geoestacionários, 16 km^2 (Setzer *et al.* 2010). O INPE (2011) informa que a imprecisão na localização dos focos de calor é de cerca de 1 km, podendo chegar a 6 km. Trabalhos de validação de campo indicam que frentes de fogo com cerca de 30m de extensão por 1m de largura podem ser detectadas pelos satélites, porém diversos fatores podem impedir ou prejudicar a detecção dos focos, como:

- Queimadas de pequena duração, ocorrendo entre as imagens disponíveis;
- Fogo em uma das encostas de determinada montanha, enquanto que o satélite só observou o outro lado;
- Nuvens cobrindo a região na hora do imageamento;
- Fogo apenas no chão de uma floresta densa (INPE 2011).

No presente trabalho, foram analisadas detecções de focos de calor pelos satélites NOAA (12, 15, 16, 17, 18 e 19), AQUA, TERRA, ERS-2, GOES (10 e 12) e MSG-02, equipados com diferentes sensores, cujas principais características estão resumidas na Tabela 1.

Tabela 1 – Satélites com respectivos sensores que captaram os focos de calor estudados no presente trabalho.

Table 1 – Satellites and sensors that captured hotspots considered in this paper.

Satélite Tipo	Sensor	Resolução Espacial	Revisita
Órbita Polar			
NOAA	AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer)	1,1 Km	12 horas
AQUA	MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer)	1 Km	1 a 2 dias
TERRA	MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer)	1 Km	1 a 2 dias
ERS-2	ATSR (Along Track Scanning Radiometer)	1 Km	3, 35 e 176 dias
Geoestacionários			
GOES	GOES I-M (Imager Radiometer e Vertical Sounder)	4 Km	a cada 30 minutos
MSG-02	SEVIRI (Spinning Enhanced Visible and Infrared Imager)	3 Km	a cada 30 minutos

Dados Utilizados

Para o presente trabalho, foram utilizados os polígonos dos Registros de Ocorrência de Incêndios (ROIs) a partir do ano de 2008, quando o Núcleo de Prevenção e Combate a Incêndios do Parque Nacional do Itatiaia passou a perimetrar sistematicamente as áreas atingidas com a utilização de aparelhos receptores de navegação GPS – *Global Position System* (ICMBio 2010b).

Além destes foram analisados também os polígonos dos grandes incêndios de 2001 e 2010, obtidos a partir da análise das imagens do satélite LANDSAT de 09/09/2001 e 02/09/2010, respectivamente, e o polígono do incêndio de 2007, que foi gerado pela empresa Geodesign a partir de imagem CBERS de 25/08/2007 e doado ao Parque naquele ano.

Em função da disponibilidade dos dados descritos acima foi definido o recorte temporal da análise abrangendo os dados dos ROIs dos anos de 2008 a 2010, além dos períodos de duração dos grandes incêndios de 2001 (18 a 21/07/2001) e 2007 (21/08/2007 a 25/08/2007). No total foram analisados 118 polígonos de ROIs, dos quais foram selecionados os 101 inseridos na área de estudo.

A partir do Banco de Dados de Queimadas (BD Queimadas) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE 2010), foram obtidos os dados pontuais de detecção de focos de calor compreendidos num raio de até 6Km (margem de imprecisão prevista pelo INPE) de algum polígono dos ROIs estudados, totalizando 166 registros. Destes, foram selecionados para análise apenas aqueles compreendidos no período de análise, ou seja, 92 registros.

Através de análises espaciais efetuadas no *software* ArcGIS 9.3® da Enviromental System Research Institute - ESRI (ESRI 2008) os focos de calor e os polígonos foram separados por ano e calculada a distância entre cada foco e o polígono mais próximo, considerando-se a distância máxima de 6Km. Em seguida, os registros foram analisados individualmente para a correlação com os ROIs em função da data e da distância. Dos 92 focos analisados, 71 puderam ser relacionados a um incêndio registrado pela brigada.

Esses registros foram então agrupados por tipo de satélite e por tipo de sensor, calculando-se o número de focos detectados por cada um e as distâncias máximas, mínimas e médias de cada um ao respectivo polígono de área queimada.

Resultados e discussão

Dos 101 polígonos de incêndios analisados, 85 podem ser considerados pequenos, com áreas menores que 10ha, 13 de médio porte, atingindo áreas entre 10 e 52ha e 3 ocorrências de grandes proporções para a unidade, com áreas de 742ha, 764ha e 1.255ha, em 2001, 2007 e 2010, respectivamente. Nenhum dos incêndios menores que 10ha foi detectado pelos satélites, apenas 1 dos incêndios médios foi detectado (23ha em 2008) e todos os grandes foram detectados por pelo menos 3 satélites, totalizando 4 incêndios que puderam ser associados aos focos de calor estudados. Considerando todos os incêndios analisados, os satélites deixaram de detectar 96% das ocorrências, enquanto que levando em conta apenas os de médio e grande porte a omissão, foi de 75%.

Estas observações são compatíveis com os resultados de outros estudos similares para a região Norte do Brasil, onde são relatadas omissões dos satélites entre 65 a 100% das ocorrências de fogo (Pantoja *et al*. 2005; Pantoja & Brown 2007). As omissões dos incêndios pequenos já eram esperadas neste estudo em função do curto período de duração e do menor tamanho das frentes de fogo no Itatiaia. Em relação as omissões dos eventos de médio porte, pensou-se estas estarem associadas principalmente ao espaço temporal de passagem dos satélites e ao relevo acidentado, já que a vegetação atingida apresenta fisionomia aberta, não cabendo a hipótese das copas de floresta densa prejudicarem a detecção.

As distâncias dos focos de calor aos polígonos foram compatíveis com as resoluções e limitações para cada satélite e estão apresentadas na totalidade na Tabela 2. Já a Tabela 3 traz um resumo das observações para todos os registros de incêndios.

Tabela 2 – Relação anual dos focos de calor analisados com os polígonos dos respectivos ROIS, incluindo as distâncias máximas, mínimas, médias e desvio padrão (σ) observados.

Table 2 – Annual List of hotspots analyzed with the polygons of the respective Registers of Fire Occurrence, including the maximum, minimum, and mean distances and standard deviation (σ).

Satélites	ROI 02/2001					ROI 14/2007					ROI 10/2008					ROI 23/2010				
	No. Focos	Dist. do polígono (m)				No. Focos	Dist. do polígono (m)				No. Focos	Dist. do polígono (m)				No. Focos	Dist. do polígono (m)			
		Máx.	Min.	Média	σ		Máx.	Min.	Média	σ		Máx.	Min.	Média	σ		Máx.	Min.	Média	σ
TERRA	7	358	0	91	139	7	2685	0	457	921						7	4012	0	650	1374
AQUA						19	786	0	171	219	2	3124	0	1562	1562	5	111	0	22	44
ERS-2	3	946	0	613	434															
NOAA-12	3	5933	4176	5056	717															
NOAA-15																2	1935	305	1120	814
NOAA-16																1	5364	5364	5364	0
NOAA-17						2	5856	5650	5753	103										
NOAA-18D						2	736	440	588	148						1	1184	1184	1184	0
NOAA-19D																2	4302	3905	4103	198
GOES-10						2	3085	32	1558	1526										
GOES-12																5	3223	320	1143	1055
MSG-02																1	1773	1773	1773	0

Nenhum satélite detectou todos os quatro incêndios do período de estudo, no entanto o AQUA captou todos os que ocorreram durante o período em que estava ativo, i.e., desde 2002 até a atualidade. Se considerarmos os dados do sensor MODIS, a bordo dos satélites AQUA e TERRA, os 4 incêndios foram detectados.

Tabela 3 – Relação total dos focos de calor analisados com os polígonos dos respectivos ROIS, incluindo as distâncias máximas, mínimas, médias e desvio padrão (σ) observados.

Table 3 – List of total hotspots analyzed with the polygons of the respective Registers of Fire Occurrence, including the maximum, minimum, and mean distances and standard deviation (σ).

Satélite	No. Focos	Dist. dos polígonos (m)			
		Máx.	Mín.	Média	σ
TERRA	21	4.012	-	399	986
AQUA	26	3.124	-	249	608
Terra + Aqua (MODIS)	47	4.012	-	316	803
ERS-2	3	946	-	613	434
NOAA	13	5.933	305	3.449	2.116
GOES	7	3.223	32	1.262	1.223
MSG-02	1	1.773	1.773	1.773	-
TOTAL	**71**	**5.993**	**-**	**1.016**	**1.682**

Na média geral, o satélite AQUA apresentou os melhores resultados tanto em quantidade de detecções como na proximidade dos focos em relação à área atingida. Vale lembrar que o foco de calor detectado pode ser resultante de uma frente de fogo em outro local dentro do polígono adotado. Com os dados disponíveis não é possível a exata localização da frente de fogo, portanto utilizamos o ponto mais próximo do polígono para todos os casos, para efeito de comparação.

Os satélites AQUA e TERRA carregam sensores MODIS e giram em órbita assíncrona e, juntos, os dois instrumentos conseguem adquirir imagens da Terra de 1 a 2 dias. Desta forma, o conjunto de informações dos sensores MODIS mostra-se a base de dados de focos de calor mais precisa e completa, dentre as analisadas. Essas características conferem a esse sensor especial utilidade para análises espaciais e históricas onde se procura a comparação de dados com mesmos parâmetros.

Dos 92 focos estudados, 21 não puderam ser relacionados a nenhum ROI. Destes, apenas 1 no ano de 2007 e 2 no ano de 2010 possivelmente caracterizam uma falha de monitoramento por parta da brigada. Isto porque, considerando que a atuação prioritária da brigada é sempre voltada para a proteção da unidade, estes focos de calor não detectados pela brigada possuem localização (dentro do PNI) e data que deveriam ter sido identificadas pelo monitoramento em campo. Apesar de por si só não serem conclusivos, esses números apontam para uma boa eficiência do sistema de monitoramento atualmente adotado no PNI, o que é corroborado pelo grande número de ocorrências pequenas, que aponta para uma rápida detecção e pronto combate.

Considerações Finais

As análises confirmam estudos para outras regiões que mostraram que o método de detecção de focos de calor, se utilizado isoladamente, omite significativa parte das ocorrências de fogo. Este fato é ainda mais significativo para a região da Serra da Mantiqueira, onde as propriedades são em geral pequenas e médias, o relevo acidentado e a maioria das ocorrências de incêndios são de menores proporções e duração que em outras regiões do país, como a Norte e a Centro-Oeste.

Os dados analisados no presente estudo podem ser particularmente úteis para a calibração do sistema do INPE quando somadas à experiência acumulada por aquela Instituição, já que ainda é bastante limitada a informação sistemática de ocorrências de incêndios com datas e medições de campo.

É importante registrar também que dos 101 Registros de Ocorrência analisados, em nenhum caso o acionamento da brigada foi em função de alerta por detecção remota de foco de calor. Este fato não minimiza a importância desse sistema de detecção, mas apenas confirma a informação do próprio INPE (2011) de que a sua utilidade é maior para áreas remotas e que ele não substitui os sistemas de monitoramento terrestres, mas os complementa. Cabe lembrar que a maior parte do território nacional não dispõe de equipes de campo para monitoramento e que, nesses casos, a detecção dos incêndios é feita quase que unicamente pelo sistema do INPE.

Agradecimentos

Aos colegas Léo Nascimento, Luiz Antônio Coslope e Marcelo de Souza Motta pelas dicas e empréstimos bibliográficos e Brian Ackerman e Professor Paulo Márcio Leal de Menezes pelas sugestões e ajuda nas traduções.

Referências bibliográficas

ArcGIS, 2008. versão 9.3. Enviromental System Research Institute, ESRI.

Aximoff, I. 2007. **Impactos do fogo na vegetação do Planalto do Itatiaia**. Relatório Técnico, Parque Nacional de Itatiaia. ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 17p.

Brade, A.C. 1956. **A flora do Parque Nacional do Itatiaia**. Boletim do Parque Nacional do Itatiaia, nº5. Itatiaia/RJ, 114p.

Brasil, 1937. Decreto nº 1.713 de 14 de junho de 1937. Cria o Parque Nacional do Itatiaia.

Brasil, 1982. Decreto nº 87.586 de 20 de setembro de 1982. Amplia a área do Parque Nacional de Itatiaia, criado pelo Decreto nº 1.713, de 14 de janeiro de 1937 e dá outras providências.

Caldararo, N. 2002. Human ecological intervention and the role of forest fires in human ecology. **The Science of the Total Environment**, 292:141-165.

Campo, J.; Andreu, V.; Gimeno-Garcia, E.; Gonzáles, O. & Rubio, J.L. 2006. Ocurrence of soil erosion after repeated experimental fires in a Mediterranean environment. **Geomorphology**, v. 82: 376 – 387.

Castro, P. G. 2006. **Atividade Horária, Anual e Reprodutiva de *Melanophryniscus moreirae* (Miranda-Ribeiro 1920) (Anura: Bufonidae) no Planalto do Itatiaia**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 46p.

Fearnside, P. M. 2002. Fogo e emissão de gases de efeito estufa dos ecossistemas florestais da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, 16(44): 99-123.

França, H.; Ramos, M. B. & Setzer, A. 2007. **O Fogo no Parque Nacional da Emas**. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Brasília, 140p.

Gimeno-Garcia, E.; Andreu, V & Rubio, J.L. 2000. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations in soil as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. **European Journal of Soil Science**, 51 (2): 201– 210.

Herrmann, G. 2011. **Incorporando a Teoria ao Planejamento Regional da Conservação: a Experiência do Corredor Ecológico da Mantiqueira**. Belo Horizonte: Valor Natural. 228p.

Hubbert, K.R.; Preisler, H.K.; Wohlgemuth, P.M.; Graham, R.C. & Narog, M.G. 2005. Prescribed burning effects on soil physical properties and soil water repellency in a steep chaparral watershed, southern California, USA. **Geoderma**, v. 130: 284-298.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2009. **Ocorrências de incêndios em Unidades de Conservação Federais**. Relatório Técnico. PREVFOGO. Brasília, 31p.

IBDF (Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal). 1982. **Plano de manejo do Parque Nacional do Itatiaia**. Brasília, 207p.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2005. **Projeto Pontos Culminantes: IBGE calcula nova altitude do Monte Roraima**. Nota de imprensa. <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=412&id_pagina=1&titulo=IBGE-calcula-nova-altitude-do-Monte-Roraima>. (Acesso em 20/06/2011).

ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2007. **Impactos do fogo na vegetação do Planalto do Itatiaia**. Relatório Técnico. 17p.

ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2010a. **Formação de Brigadista de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais**. Apostila. Diretoria de Unidades de Conservação de Proteção Integral, Coordenação Geral de Proteção Ambiental. Brasília, 87 p.

ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2010b. **Registros de Ocorrência de Incêndios e Dados Digitais de Ocorrências de Incêndios**. Núcleo de Prevenção e Combate a Incêndios do Parque Nacional do Itatiaia. Ministério do Meio Ambiente, Brasil.

ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2011. **Controle de Visitação do Parque Nacional do Itatiaia**. Coordenação de Uso Público do Parque Nacional do Itatiaia. Estatística de visitação não publicada. Ministério do Meio Ambiente, Brasil.

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). **Dados pontuais de focos de calor.** Programa de Monitoramento de Focos. <http://sigma.cptec.inpe.br/queimadas/>. (Acesso em 17/12/2010).

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). **Perguntas Freqüentes**. Programa de Monitoramento de Focos. <http://sigma.cptec.inpe.br/queimadas/perguntas.html>. (Acesso em 09/01/2011).

Jacques, A. V. A. 2003. Fire on native pastures: effects on soil and vegetation. **Ciência Rural**, 33(1): 177-181.

Lasanta, T. & Cerda, A. 2005. Long-term erosional responses after fire in the Central Spanish Pyrenees. **Catena**, v. 60: 81-100.

MMA (Ministério do Meio Ambiente), 2003. Instrução Normativa nº 003 de 26 de maio de 2003. **Diário Oficial da União**, Seção 1, 101, 28/05/203: 88-97.

MMA (Ministério do Meio Ambiente), 2006. Portaria nº 351 de 11 de dezembro de 2006. **Diário Oficial da União**, Seção 1, nº 237, 12/12/2006: 71-72.

MMA (Ministério do Meio Ambiente), 2007. Portaria nº 9 de 23 de janeiro de 2007. **Diário Oficial da União**, Seção 1, 17, 24/01/2007: 55.

MMA (Ministério do Meio Ambiente), 2008. Portaria nº 6 de 23 de setembro de 2008. **Diário Oficial da União**, Seção 1, 185, 24/09/2008: 77-83.

Miranda, H. S.; Saito, C. H. & Dias, B. F. S. 1996. **Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga**. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, 187p.

Moreira, A. G. 1996. Proteção Contra o Fogo e Seu Efeito na Distribuição e Composição de Espécies de Cinco Fisionomias de Cerrado. *In:* Miranda, H. S.; Saito, C. H. & Dias, B. F. S. (eds). **Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga**. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, 187p.

Neary, D.G.; Klopatek, C.C.; DeBano, L.F. & Ffolliott, P.F. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. **Forest Ecology and Management**. v. 122: 51-71.

Pantoja, N.V.; Selhorst, D.; Rocha, K. da S.; Lopes, F.M. da C.; Vasconcelos, S.S. de & Brown, I.F. 2005. Observações de queimadas no leste do Acre: subsídios para validação de focos de calor derivados de dados de satélites. p. 3215-3222. *In:* XXII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Goiânia. **Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto.** INPE.

Pantoja, N. V. & Brown, I. F. 2007. Acurácia dos sensores AVHRR, GOES e MODIS na detecção de incêndios florestais e queimadas a partir de observações aéreas no estado do Acre, Brasil. p. 4501-4508. *In:* XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. **Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto.** INPE.

Ribeiro, K. T. 2001. **Incêndio no Planalto do Itatiaia – Parecer Técnico sobre Uso Público do Planalto do Itatiaia imediatamente após o incêndio**. Relatório Técnico. Parque Nacional de Itatiaia. ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 11p.

Ribeiro, K. T. & Medina, B. M. O. 2002. **Estrutura, Dinâmica e Biogeografia das Ilhas de Vegetação Sobre Rocha do Planalto do Itatiaia**. *Boletim do Parque Nacional do Itatiaia,* Nº 10. Itatiaia/RJ, 84p.

Richter, M. 2004. **Geotecnologias no Suporte ao Planejamento e Gestão de Unidades de Conservação Estudo de caso: Parque Nacional do Itatiaia**. Dissertação (Mestrado em Geografia) Universidade Federal do Rio de Janeiro. 162p.

Setzer, A.; Morelli, F. & Jesus, S.C. 2010. **Queimadas e incêndios na vegetação ocorridos no interior do Parque Nacional da Serra da Canastra, MG, em agosto de 2008**. Laudo Técnico. INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 18p.

Silva, L. C. V. 2006. **Modelagem Ambiental de Cenários de Potencialidade à Ocorrência de Incêndios no Parque Nacional do Itatiaia/RJ**. Dissertação (Mestrado em Engenharia da computação) FEN/Universidade estadual do Rio de Janeiro. 101p.

Tomzhinski, G. W. 2007. **Análise Estratégica para a Implementação e Proteção do Parque Nacional do Itatiaia na Região do Alto Aiuruoca**. Trabalho Final do curso (pós-graduação *lato-sensu* em Gerência Estratégica da Informação). Universidade Federal do Rio de Janeiro, 35p.

Tomzhinski, G. W. & Coslope, L. A. 2011. **Plano Operativo de Prevenção e Combate a Incêndios**. Apresentação em *Power Point*, Núcleo de Prevenção e Combate a Incêndios do Parque Nacional de Itatiaia. ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 49 slides.

Whelan, R. J. 1995. **The Ecology of Fire**. Cambridge University Press. 346p.

Uma Abordagem Histórica do Fogo no Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais – Brasil

Marilene Cardoso Ribeiro[1] *& José Eugênio Cortes Figueira*[1]

Recebido em 15/4/2011 – Aceito em 25/8/2011

RESUMO – O Parque Nacional da Serra do Cipó, em Minas Gerais – Brasil abriga diversas fitofisionomias do Bioma Cerrado, além de áreas representativas de Mata Atlântica. Os registros históricos de fogo de origem antrópica na região da Serra do Cipó datam do século XVIII. Desde então, pelo menos, o fogo tem sido usado com frequência pelos habitantes dessa região como ferramenta para renovação de pastagens, limpeza de terreno, e, não obstante, com o intuito de agressão ao Parque. Apesar da recorrência desse distúrbio na história do Parque Nacional da Serra do Cipó e da importância do conhecimento da especificidade dos efeitos do fogo nas populações biológicas, comunidades e também na paisagem local, para gestão de tal distúrbio dentro e no entorno do Parque, apenas alguns estudos envolvendo o fogo foram conduzidos até hoje nessa Unidade de Conservação (UC). Nos últimos três anos, uma mudança no regime de incêndios vem sendo observada dentro dessa UC, com registros negativos de queimadas na estação seca e ocorrência de incêndios naturais, deflagrados por raios, durante a estação chuvosa, o que poderia ser interpretado como um tímido retorno ao regime de fogo natural desses ecossistemas. Tal mudança seria, na verdade, um reflexo das ações conjuntas tomadas a partir de 2001, com o objetivo de reverter o quadro de queimadas anuais que atingiram o Parque até 2007. O manejo adequado do fogo dentro do PARNA Serra do Cipó tem sido um desafio para seus gestores, assim como o tem sido em todas as outras unidades brasileiras criadas com o propósito de conservação de um Bioma no qual o fogo é parte integrante da história de vida de seus organismos.

Palavras-chave: incêndios florestais; cerrado; história; Serra do Cipó; unidade de conservação.

ABSTRACT – The Serra do Cipó National Park, in Minas Gerais State – Brazil, comprises a large number of Brazilian savannah physiognomies as well as a significant area of the Brazilian Atlantic Forest. Historical notes about fire in the Serra do Cipó region come from the 18th Century. Since then, local inhabitants have been using fire to renew their fields for cattle grazing, to have their lands cleaned, and even to cause intentional damage to the National Park as well. In spite of the fact that fire has played an important role in the Serra do Cipó National Park history and scientific knowledge has been required in order to be applied to the management of this protected area, only few academic studies involving effects of this disturbance on the plant and animal populations, communities and even on the landscape have been conducted there until now. Yet, for the last three years, it has been observed a switch in the fire regime inside Serra do Cipó National Park, going from annual man-made high intensity fires occurring during the dry season to sporadic fires triggered by lightning during the rainy season. Such switch could be explained by the managers' attitudes in dealing with fire from the year 2001 on. Designing the optimal fire regime to Serra do Cipó National Park has been a challenge for its managers as it has been for all the other Brazilian Units' managers who intend to protect an ecosystem in which fire is a relevant part of the life history of its organisms.

Keywords: wildfire; cerrado; brazilian savannah; history; Serra do Cipó, conservation unit.

[1] Laboratório de Ecologia de Populações, Departamento de Biologia Geral, Instituto de Ciência Biológicas/ICB, Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG, CP. 486, Belo Horizonte, MG. CEP. 30161-970. E-mails: mcardosoribeiro@gmail.com, cortesfigueira@gmail.com

O Parque Nacional da Serra do Cipó

O Parque Nacional da Serra do Cipó foi criado com o objetivo de proteger as nascentes do rio Cipó, a rica flora dos campos rupestres e fazer frente ao desmatamento, à coleta de sempre-vivas e ao parcelamento do solo, dentre outras pressões antrópicas. Inicialmente, em 1978, foi criado como Parque Estadual da Serra do Cipó (Decreto 9.278 de 1978) e foi transformado, posteriormente (e com algumas alterações em seus limites) em Parque Nacional da Serra do Cipó (Decreto 90.223 de 1984), dentro do período de intensa criação de Unidades de Conservação (UCs) que aconteceu no Brasil na década de 1980 (Mittermeier *et al.* 2005). O Parque Nacional (PARNA), com área total de 31.617 ha (coordenadas 19°10'-19°40'S e 43°30'-43°55'W) é envolvido inteiramente pela Área de Proteção Ambiental (APA) Morro da Pedreira, criada em 1990 também na esfera federal (Decreto 98.891 de 1990), com a intenção expressa no decreto de criação de que funcionasse como zona de amortecimento do Parque. Em 2005, a UNESCO anunciou a Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço, da qual o PARNA Serra do Cipó, juntamente com mais dez Unidades de Conservação de Proteção Integral, é uma das áreas núcleo. O Parque Nacional abrange os municípios de Jaboticatubas, Santana do Riacho, Morro do Pilar e Itambé do Mato Dentro e sua sede dista 100 Km, via rodovia, do centro de Belo Horizonte, capital de Minas Gerais. Nos últimos anos, um plano de ampliação dos seus limites vem sendo estudado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).

A Serra do Cipó corresponde à porção meridional da Cadeia do Espinhaço (Figura 1), que se estende por 1000 km desde a região metropolitana de Belo Horizonte até a Chapada Diamantina, na Bahia. É um importante divisor de águas das bacias do rio São Francisco e rio Doce, característica que mereceu destaque nas palavras de Couto (1801), ainda no início do

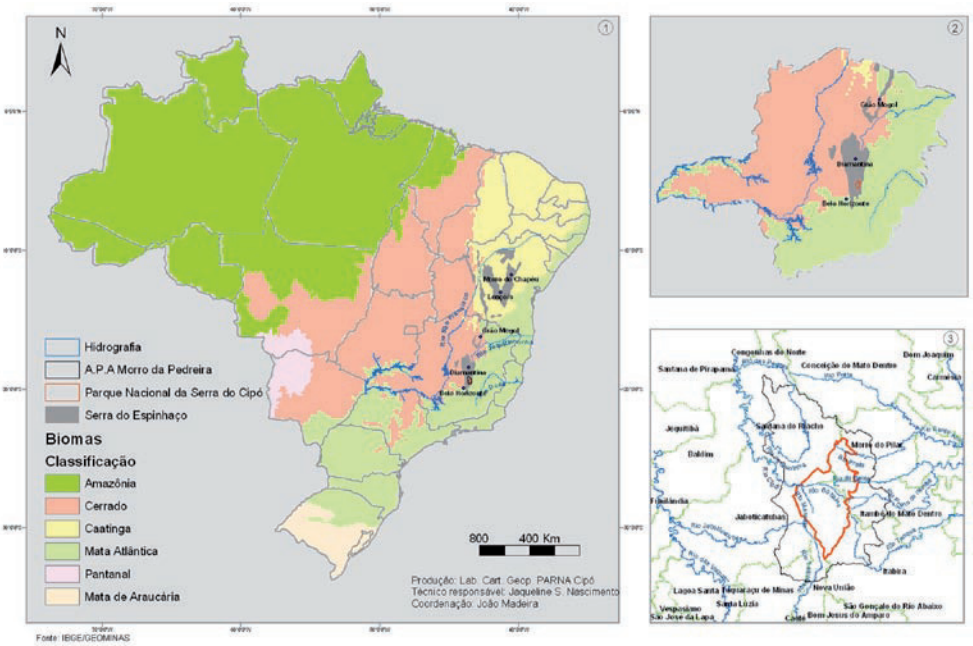

Figura 1 – Localização do Parque Nacional da Serra do Cipó em relação aos biomas do país e do estado de Minas Gerais, conforme o IBGE e GEOMINAS, respectivamente, com destaque para a Cadeia do Espinhaço. A figura no canto inferior direito apresenta os principais rios, a divisão municipal e as unidades de conservação federais na Serra do Cipó. Fonte: Laboratório de Cartografia e Geoprocessamento do Parque Nacional da Serra do Cipó.

Figure 1 – Serra do Cipó National Park and Brazilian & Minas Gerais State Biomes according to IBGE and GEOMINAS (highlighting Espinhaço Rocky Moutain). At the bottom right: main rivers, city boundaries as well as Serra do Cipó Protected Areas. From Serra do Cipó National Park Cartography & Geoprocessing Laboratory.

século XIX: "Esta mesma serra pela sua cumeada, sempre encadeada, vai dividindo as águas da mesma Capitania em duas principais: em águas de Leste, que vão todas ao Rio Doce (...) e em águas do Poente, que vão todas ao Rio de São Francisco (...)".

As montanhas da região abrigam numerosos manaciais e cursos d'água de excelente qualidade (Callisto *et al*. 2002, Callisto & Goulart 2005), que abastecem em grande parte o rio Cipó, considerado como "de Preservação Permanente" (por força de uma Lei estadual), dada sua importância estratégica para toda a bacia do rio das Velhas (Vieira *et al*. 2005). Em termos de biodiversidade, a Serra do Cipó, como as demais áreas de campos rupestres ao longo da Cadeia do Espinhaço, destaca-se pela elevada riqueza e pelo endemismo de espécies de plantas (Menezes & Giulietti 2000, Gomes *et al*. 2004), mas também chamam a atenção a avifauna, com espécies de Cerrado, Mata Atlântica, Campos Rupestres e mesmo de Campos de Altitude (Silva 1995, Silva & Bates 2002, Rodrigues *et al*. 2005, Marcos Rodrigues comunicação pessoal), os répteis, anfíbios e mamíferos e a ainda pouco estudada entomofauna (Drummond *et al*. 2005). A Serra do Cipó é classificada como uma área de importância biológica extremamente alta ou especial, no cenário brasileiro, de acordo com fóruns especializados (MMA 2007, Drummond *et al*. 2005 – vide Figura 2), e é uma das áreas prioritárias para conservação do Cerrado, sendo que Drummond *et al*. (2005) sugerem ações em conservação a curto prazo para essa região.

O clima local é classificado como tropical de altitude (tipo Cwb de Köppen), com precipitação anual entre 1300 e 1600 mm e duas estações bem definidas: uma estação seca, que corresponde ao final do outono, inverno e início da primavera, ou seja, de maio a setembro/outubro, dependendo do ano, e uma estação chuvosa, que se estende de outubro/novembro a março/abril (Galvão & Nimer 1965). A 800 metros de altitude, a oeste, as temperaturas no verão oscilam entre 15° e 37°

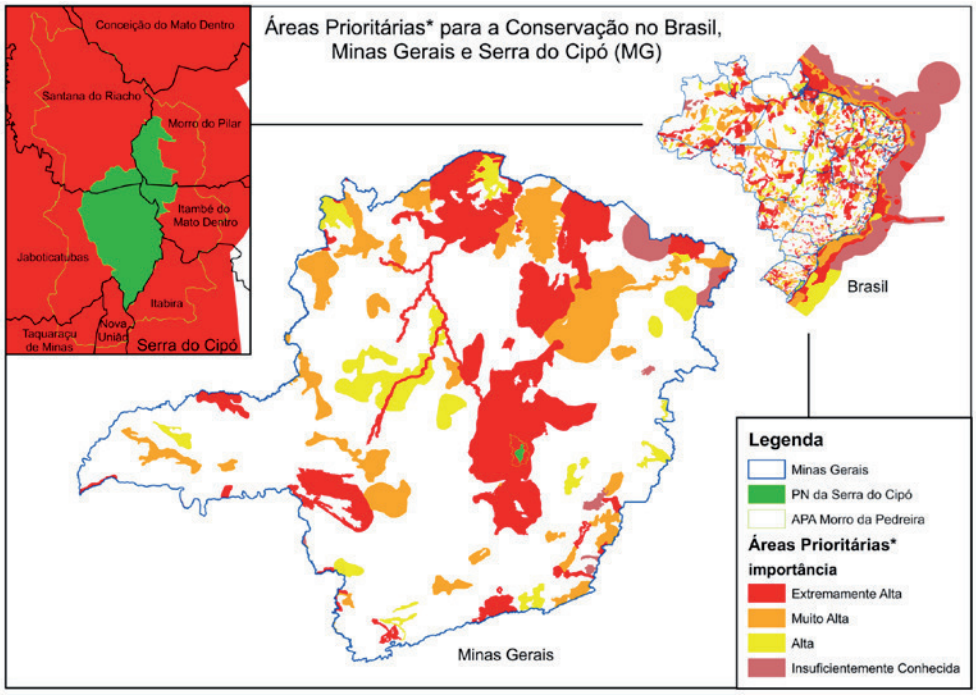

Figura 2 – Áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira, de acordo com o Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica brasileira PROBIO/MMA, com destaque para o Parque Nacional da Serra do Cipó e Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira.

Figure 2 – Prioritary areas for conservation, sustainable use and share of the Brazilian biodiversity benefits according to PROBIO/MMA - Conservation and Sustainable Use of the Brazilian Biological Diversity Project. Serra do Cipó National Park and APA Morro da Pedreira highlighted in green.

C e no inverno entre 13º e 37ºC. A umidade do ar é maior na vertente leste do Parque do que na oeste, consequência da orientação sentido norte-sul da Serra, que funciona como barreira à progressão das massas de ar úmidas vindas do litoral, a leste. Na estação seca, valores de umidade relativa do ar de até 15% podem ser registrados (Ribeiro *et al*. 2006, Ribeiro *et al.* 2009), e os meses mais quentes não são os do verão, mas sim os meses de agosto a outubro, quando a nebulosidade é muito reduzida.

O PARNA Serra do Cipó está inserido oficialmente no bioma Cerrado, mas pode ser visto também como um rico enclave de campos rupestres, associados ao maciço quartzítico, ladeado por fitofisionomias mais características de Cerrado, associadas predominantemente a latossolos, a oeste, e de Mata Atlântica a leste, associadas a maior umidade. As altitudes variam entre cerca de 750 e 1670 metros, e a região como um todo pode ser dividida em dois Geossistemas, de acordo com Derby (1906 citado em IBAMA 1994): o Geossistema Montanhoso do Espinhaço, que corresponde ao conjunto de alinhamentos de quartzito - a edificação montanhosa propriamente dita, onde ocorrem os campos rupestres e que, aqui, chamamos de Parte Alta do parque e o Geossistema Semi-montanhoso da Bacia Inter-planáltica do Médio Rio Cipó, que, no Parque, corresponderia aos vales (alguns muito largos, com espessa camada de sedimentos quartzíticos, como o do rio Mascates), onde encontram-se outras fitofisionomias do Cerrado, região que corresponderia à Parte Baixa do Parque. Nas drenagens a leste, menos conhecidas por pesquisadores e visitantes, encontram-se fisionomias características da Mata Atlântica, com espécies indicadoras como embaúba-branca (*Cecropia hololeuca* Miq.) e palmito doce (*Euterpe edulis* Mart.). A Parte Alta constitui cerca de 80% da área do Parque. No vale do rio Mascates, que após confluir com o Bocaina forma o rio Cipó, os cerradões, cerrados *stricto sensu* e campos limpos/sujos das cotas altimétricas mais baixas são recortados por matas de galeria, junto às calhas dos rios. Nas porções mais úmidas, como na baixada do rio Mascates, extensos campos alagáveis podem ser observados, formados por uma matriz de monocotiledôneas típicas de Cerrado (como *Andropogon bicornis* L.) entremeada por arbustos e árvores também de Cerrado, com rica avifauna associada (Rodrigues *et al.* 2005). Tais formações campestres são conseqüências tanto da topografia e alagamento sazonal quanto das características físicas específicas do solo, contendo alto teor de silte (Batista 2011). As matas secas se desenvolvem sobre afloramentos calcários e, na porção sudoeste do Parque, são encontradas sobre quartzito, onde a leguminosa arbórea sucupira-branca (*Pterodon emarginatus* Vog.) é muito abundante. Nos solos pedregosos das encostas das serras, a vegetação fica progressivamente mais escassa de elementos lenhosos e incorpora elementos campestres que passam a dominar a paisagem sobre solos arenos/pedregosos, acima dos 1.000 metros de altitude (Giulietti *et al.* 1987, Rizzini 1997, Menezes & Giulietti 2000).

A paisagem do Parque e seu entorno se apresenta, então, como um grande mosaico vegetacional, tanto em termos florísticos como estruturais e fisionômicos, condicionada não só pela altitude, mas também pela imensa variação na composição dos solos (Fernandes *et al*. 1997, Giulietti *et al.* 1987; Rizzini 1997, Vitta 2002), formados a partir de rochas distintas como calcários, quartzitos e granitos (Almeida-Abreu 1995), pela proximidade de cursos d'água e lençóis freáticos (Giulietti *et al.* 1987, Rizzini 1997, Vitta 2002), pela variação na nebulosidade e umidade do ar (Ribeiro *et al*. 2006) e pelo regime de fogo (Ribeiro 2007).

O Fogo

As queimadas desempenham papel importante no aquecimento global (Ryan 2000), devido tanto à perda de área verde (sequestradora de carbono) quanto ao acréscimo de gases de efeito estufa na atmosfera que ocasionam.

O fogo é evento frequente nas formações savânicas e campestres de todas as partes do globo terrestre e, devido à sua onipresença, atuou e ainda atua como pressão evolutiva nos organismos desses ambientes (Daubenmire 1968, Vogl 1974, Coutinho 1980, Christensen 1985, Howe 1994, Whelan 1997).

Apesar de ser um ecossistema pirofítico (Coutinho 1980, 1982, 1990, Miranda *et al.* 1996), apresentando alta resiliência (Gardner 2006) e da importância do fogo para os processos e as relações ecológicas das formações savânicas (Beerling & Osborne 2006, Begon *et al.* 2006), a frequência e as extensões cada vez maiores das queimadas de origem antrópica no Cerrado têm contribuído para modificações na sua diversidade fisionômica e biológica (Hoffmann & Solbrig 2003, veja também Bond *et al.* 2005, Bond & Keeley 2005). Percebe-se, inclusive, uma certa banalização do evento fogo, derivada da constatação de que há incêndios de causas naturais no Cerrado, o que torna ainda mais complexa a discussão sobre quais regimes de incêndios seriam aceitáveis e quais seriam deletérios para cada ecossistema dentro do grande bioma.

No Brasil, a transformação de áreas naturais de Cerrado em áreas degradadas, com solos expostos, dominadas por gramíneas exóticas e plantas ruderais, resultado do manejo inadequado dos sistemas agropastoris (Branco 2000, Perón & Evangelista 2004), tem acarretado prejuízos biológicos importantes. O ciclo "desmatamento - manejo inadequado da área desmatada (sobrepastoreio, solo desnudo sem proteção vegetal, compactação do solo pelo pisoteio do gado e trânsito de máquinas pesadas, uso inadvertido de gramíneas exóticas, etc.) - degradação do solo - perda da produtividade econômica da área - desmatamento de nova área" gerou perda significativa das áreas de Cerrado que, associada ao alto grau de endemismo da flora regional e `a pressão das monoculturas e do agronegócio, justificou a classificação dessa formação vegetal como um *hotspot* para conservação (Myers *et al.* 2000).

Desde tempos remotos, o fogo é utilizado pelo homem como ferramenta para modificar o ambiente que o cerca (Stewart 1956, Sternberg 1968, Brown 2000). Os povos indígenas das Américas queimavam (e ainda queimam) a vegetação para limpar o terreno onde se estabeleceria a aldeia, para abrir trilhas durante os deslocamentos da tribo, para caçar, para preparar a terra para o plantio da mandioca e do milho e para guerrear (Coutinho 1982, Barbosa & Schimiz 1998). Atualmente, o ciclo anual ou bienal de queimadas é o mais praticado no Brasil (WWF 2011) e as queimadas são executadas com a finalidade de renovação das pastagens, limpeza dos terrenos para novos plantios, limpeza de margens de estradas, atitude de vandalismo ou agressões a Unidades de Conservação. Durante os processos de ocupação "pós-descobrimento" do país, desde os primitivos avanços para o sertão até as novas fronteiras agrícolas, o fogo era e ainda é utilizado para rápida comprovação de uso da terra, com vistas a garantir a sua posse.

O regime de fogo observado na Serra do Cipó está fortemente ligado à ocupação humana. A presença humana nessa região data de pelo menos 8.000 anos A.P. (Prous 1989), mas há indícios de que esses grupos de paleoíndios já habitariam essa área há 11.600 anos A.P. (Neves 2002). Vestígios de fogueiras foram encontrados nas escavações de Prous (1989), demonstrando o domínio e uso do fogo pelo homem pré-histórico dessa região, no início do Holoceno. Entretanto, ainda não foi documentada a utilização do fogo como ferramenta de manejo das vegetações onde viviam essas populações, durante esse período. Os registros históricos de ocupação da região remetem ao início do século XVIII, quando da cessão de sesmarias naquela localidade (Guimarães 1991). A produção de diamantes ao norte (região de Diamantina) e, posteriormente, a metalurgia fracassada no local que futuramente seria o município de Morro do Pilar (então Gaspar Soares) foram os fatores responsáveis pelo surgimento de vilas e da atividade agropecuária nessa localidade - atividade que, até há bem pouco tempo, era predominante na região (Guimarães 1991).

O uso do fogo para a renovação dos pastos e o desmatamento crescente na região já eram notórios desde os tempos de A. Saint-Hilaire (Guimarães 1991), Peter Lund e Eugene Warming: "Cada ano queimam-se grandes extensões de campos. Avançado o período da seca, quando um sol ardente num céu sem nuvens já tem crestado a grama campestre alta, já há muito de cor cinzenta e reduzida a feno e, quando já não serve mais, sendo até rejeitada pelo gado livre que, no interior do Brasil, constitui a maior riqueza da população, o lavrador, ou melhor, o criador, trata de arranjar pasto novo. Põe fogo nos campos (...)"(Warming 1892). Nas últimas décadas, as queimadas com esse mesmo intuito aconteceram todos os anos na região da Serra do Cipó, no decorrer de toda a estação seca (Figueira, 1998, Ribeiro *et al*. 2006), acompanhando a estatística

nacional de queimadas atuais para o bioma Cerrado (EMBRAPA 2011, WWF 2011). Os efeitos dos incêndios naturais (mais raros, em geral a cada 3 ou 4 anos e deflagrados por raios durante a estação chuvosa) sobre a flora e fauna nativas são muito distintos daqueles decorrentes de causas antrópicas, (habitualmente na estação seca, mais frequentes, intensos e extensos) (Coutinho 1976, 1982, 1990, 1994, Howe 1994, Bond & Wilgen 1996, Hofmann 1996, 1999, Whelan 1997, Myers 2000). Observa-se, aliás, que há regiões vizinhas ao Parque Nacional, como a da Lagoa Dourada e a da Cachoeira da Capivara, que queimam diversas vezes no mesmo ano, pressão que, associada ao sobrepastoreio, resulta em solos expostos e vegetação extremamente perturbada.

Além das alterações espaço-temporais, a estação prolongada em que acontecem as queimadas de origem antrópica se sobrepõe à época de floração da maioria das espécies do Cerrado (Rizzini 1997, Oliveira 1998, Batalha & Mantovani 2000), o que pode inviabilizar o investimento energético dessas populações em reprodução sexuada, podendo comprometer, inclusive, o crescimento e manutenção das mesmas. As repercussões dessas queimadas antrópicas na dinâmicas populacional, abundância, distribuição e, possivelmente, na história de vida das espécies atingidas podem colocar em risco de extinção populações ou até mesmo espécies, já que vários componentes da flora e da fauna dos campos rupestres da Serra do Cipó são endêmicos e muitas espécies raras são encontradas na Parte Alta do parque (Giulietti *et al.* 1987, Vitta 2002, Drummond *et al.* 2005).

A vegetação da Parte Alta é em geral mais aberta e inflamável, devido à abundância de gramíneas e ciperáceas nativas. Essa fisionomia campestre é pontuada por capões de mata. Em tais campos, Poaceae representa 35 a 41% da biomassa vegetal e Cyperaceae 22 a 59% (Vitta 2002). Esses dois *taxa* compõem uma grande massa de combustível vegetal fino (veja Whelan 1997), rapidamente dessecada ao longo dos cinco meses de seca, o que predispõe os campos da Parte Alta do parque a incêndios de grande intensidade e extensão. Associa-se a isso a grande velocidade dos ventos que incidem principalmente sobre a Parte Alta, durante a estação seca. O acúmulo de biomassa combustível nos campos rupestres dessa UC pode atingir 14,6 ton/ha (Miranda 2002), valor que ultrapassa os registrados em campos limpos e campos sujos altamente favoráveis à combustão, em Brasília/DF (Kauffman *et al.*1994, Miranda *et al.* 1996). Esse acúmulo também é grande na Parte Baixa do PARNA. Nessa área há maior disponibilidade de água, temperaturas mais altas, solos mais profundos e, eventualmente, mais férteis, o que favorece o desenvolvimento de vegetação mais lenhosas, incluindo fisionomias florestais, com menos combustível vegetal fino. Além da ação frequente do fogo, a Parte Baixa foi alvo de intenso desmatamento no passado. A atual cobertura vegetal desa região é, portanto, uma consequência de variações na frequência de incêndios, na intensidade/tempo de corte e na resiliência de cada sistema.

As barreiras naturais à propagação do fogo, na Serra do Cipó, são compostas por paredões abruptos, afloramentos rochosos, rios, matas de galeria e vales mais úmidos (Figueira 1998, Ribeiro *et al.* 2006, França & Ribeiro 2008). Estas barreiras tornam-se menos efetivas à medida que a estação seca avança (Ribeiro *et al*. 2006, Ribeiro 2007).

A implantação de uma brigada de incêndio atuante e vigilante no Parque, a partir do ano 2001, contribuiu para a contenção das queimadas dentro dessa UC (vide Figura 3); entretanto, até 2003, o uso do fogo com o intuito de renovação das pastagens ainda era o principal motivo dos grandes incêndios ocorridos dentro do PARNA. A persistência de áreas de pastoreio no interior do Parque até 2002, na Parte Baixa, e até 2004, na Parte Alta, era o desencadeador desta situação. Um programa de retirada do gado tornou-se possível dada a situação fundiária do Parque. Em relação à Parte Alta, a maioria das terras já haviam sido adquiridas na década de 1970 e o resgate desta informação, em 2003, alavancou a campanha Gado Zero. Na Parte Baixa, as terras foram alvo de processos de desapropriação, previstos no Decreto Nº 94.984 de 1987, cuja resolução gradual possibilitou a retirada do gado em 2002. Cabe ressaltar que o Parque Nacional da Serra do Cipó encontra-se em posição privilegiada, quando comparado a outras UCs brasileiras, por apresentar 83% da sua área com situação fundiária inteiramente regularizada (ICMBio 2009).

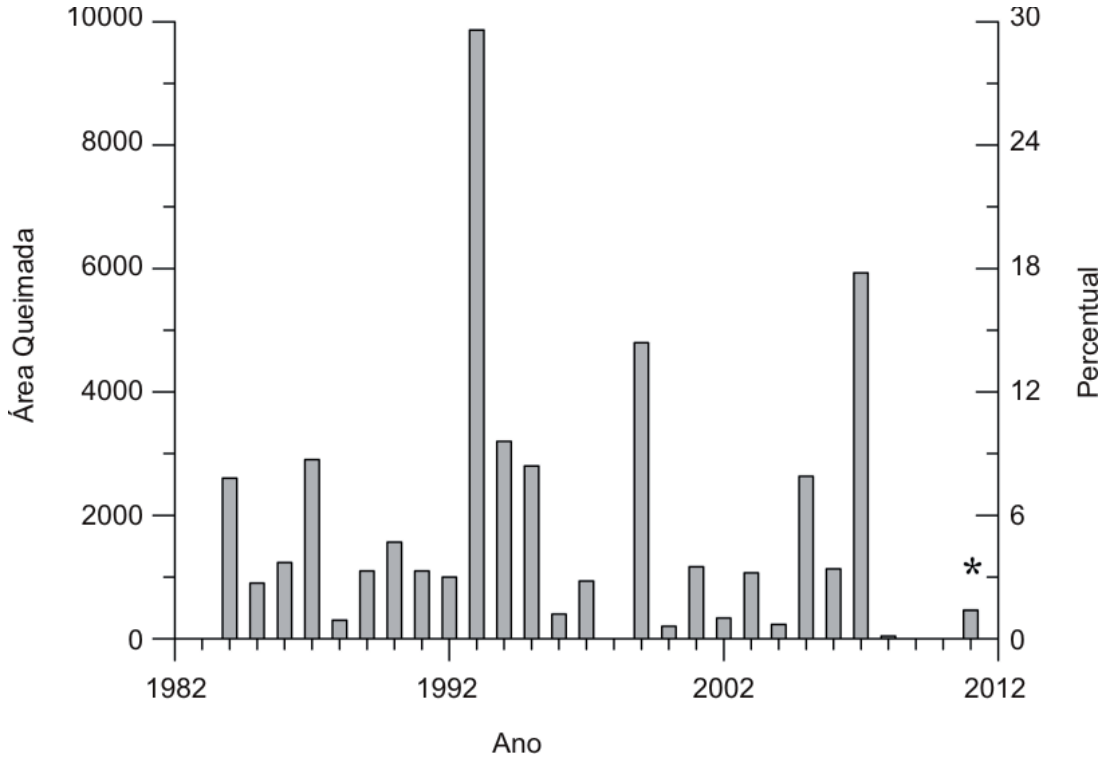

Figura 3 – Área queimada anualmente dentro do Parque Nacional da Serra do Cipó (em hectares), de 1984 a 2011. Dados de França & Ribeiro 2008 e atualizados com dados fornecidos pela equipe do Parque. Nota: não há dados para 1998.
* Os dados de 2011 correspondem aos meses de janeiro a abril desse ano.

Figure 3 – Burned area per year from 1984 to 2011 in Serra do Cipó National Park (hectars). Data from França & Ribeiro (2008) and updated with data from the Park team. Note: no data available for the year 1998.
* In 2011, data from January to April.

Em 1993 os incêndios foram numerosos no parque, provavelmente em consequência da insatisfação com a "Carta aberta sobre o gado" (ampla campanha que aconteceu naquele ano, no entorno do Parque, direcionada aos pecuaristas locais). Após essa data, os focos de incêndio foram menores e os combates mais eficientes, com distribuição mais adequada dos pontos de vigilância da brigada e maior articulação/participação dos brigadistas (Ribeiro *et al.* 2006). Atualmente, ainda acontece entrada esporádica de gado, intencionalmente colocado dentro do perímetro da UC por proprietários rurais e os incêndios provêm das regiões fronteiriças, onde se localizam suas propriedades. As remoções desses animais, juntamente com as repetidas multas aplicadas, resultaram em novos incêndios, agora com a intenção de agressão ao PARNA (Ribeiro *et al.* 2006). Em agosto de 2007, um incêndio de grandes proporções se alastrou pela Parte Alta do Parque, numa região onde se concentram os estudos sobre a flora de campos rupestres na região (conhecida como Salitreiro). A área não queimava desde 1999 e era grande o acúmulo de combustível – a saber, matéria orgânica senescente. Nessa ocasião, foi possível evitar a queima das extensas populações de *Vellozia gigantea* N.L. Menezes & Mello-Silva, que possui rica flora de epífitas associada (Pereira 1994). Esse incêndio, sabidamente uma agressão intencional ao Parque, comoveu a comunidade local e pesquisadores, por ter chegado muito próximo à vila, ameaçando casas e por ter atingido diretamente áreas de estudo.

Cabe mencionar que incêndios equivalentes ocorrem em toda a vizinhança do Parque Nacional, em áreas igualmente ricas em espécies e endemismo, como também na parte oriental do Parque, bem menos visitada e estudada.

No início de 2008, foram registrados oficialmente dois incêndios deflagrados por raios, justamente numa área do Parque que não queimava desde 1998/99, o que pode ser interpretado como um tímido retorno a um ciclo de fogo que poderia ser considerado natural. Apesar da grande quantidade de biomassa, o incêndio não se alastrou muito, tanto pela facilidade de combate nesta época do ano, como pelas barreiras naturais já citadas, mais efetivas na estação chuvosa.

Em 2009 e 2010 não foram registrados incêndios dentro do PARNA da Serra do Cipó (Edward Elias Junior, comunicação pessoal), fato interessante, uma vez que, em 2010, os focos de incêndio em todo o país atingiram frequência e extensão alarmantes (Figura 4), com 90% do Parque Nacional das Emas e 35% do Parque Nacional da Serra da Canastra queimados, por exemplo (INPE 2011, WWF 2011).

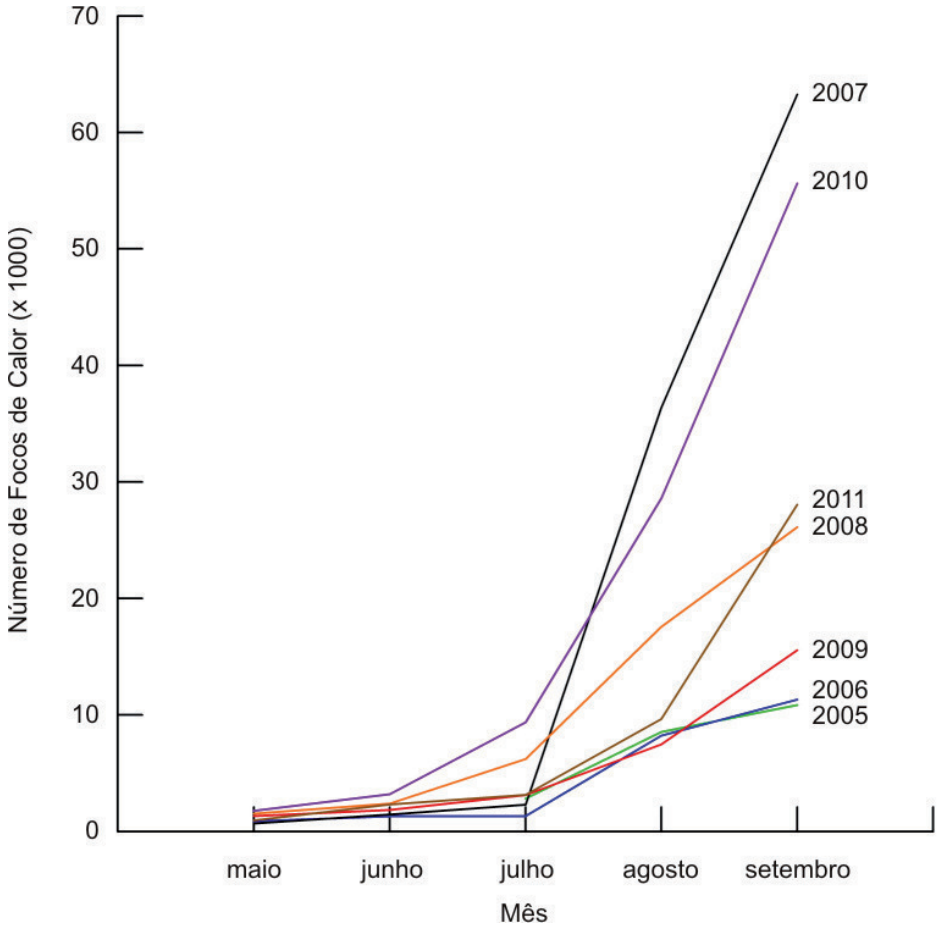

Figura 4 – Registros de número de focos de calor por satélite (NOAA-15 noite) no Brasil, mensalmente, durante a estação seca, de 2005 a 2010. Dados retirados de: INPE (http://sigma.cptec.inpe.br/queimadas/).

Figure 4 – Number of hot spots detected monthly during the dry season in Brazil from 2005 to 2010 (sattelite NOAA-15 / night sights). Data from: INPE (http://sigma.cptec.inpe.br/queimadas/).

Em janeiro de 2011, um incêndio deflagrado por raio atingiu a Parte Alta do Parque, na região da Serra das Bandeirinhas (Figura 5), onde havia grande acúmulo de combustível vegetal fino. Nesse caso, houve opção pelo combate e o fogo foi controlado após dois dias de trabalho de brigadistas e voluntários, queimando 1,47% (464 ha) da área do parque (Edward Elias Junior, comunicação pessoal).

Figura 5 – Fotografias aéreas do incêndio deflagrado por raio em janeiro de 2011, na região da Serra das Bandeirinhas, Parte Alta do PARNA Serra do Cipó. Foto: Edward Elias Junior.

Figure 5 – Images of a fire triggered by lightening in January, 2011 at the Bandeirinhas Hill area – Serra do Cipó National Park. © Edward Elias Junior.

Seria prematuro delinear perfis neste momento, mas essa tendência atual para uma mudança no regime de fogo dentro do Parque Nacional da Serra do Cipó poderia ser vista como o reflexo de ações conjuntas tomadas no passado, haja vista a implantação de uma brigada de incêndios eficaz, a retirada do gado de dentro do perímetro do Parque, as campanhas de conscientização da população local, a fiscalização efetiva, o que corroboraria as estratégias apontadas tanto por especialistas externos quanto pelo MMA/ICMBio para o controle de queimadas em unidades de conservação brasileiras.

Por outro lado, não se deve negligenciar o papel da mudança que ocorreu nessa última década no uso e ocupação do solo principlalmente na região oeste do entorno do Parque – de iniciativas eminentemente voltadas para a atividade agropastoril para iniciativas voltadas para a atividade turística – na análise do comportamento atual do fogo nessa região da Serra do Cipó. Cabe salientar que nos últimos anos o turismo desordenado, juntamente com a especulação imobiliária têm se tornado importantes fatores de pressão antrópica na região (Costa *et al*. 2002, Drummond *et al.* 2005, Ribeiro *et al.* 2006), gerando conflitos associados à degradação ambiental, a interesses divergentes em termos de uso do espaço físico, ao parcelamento do solo e a discrepâncias entre os modos de vida mais tradicionais e outros que compõem o espectro típico dos grandes centros urbanos (Costa *et al*. 2002).

O Plano de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais do Parque Nacional da Serra do Cipó, elaborado em 2004 (PREVFOGO/IBAMA 2004) e atualizado anualmente, estabelece meta de incêndio zero nas seguintes formações: capões de mata em diferentes estágios de regeneração, com cuidado especial para as áreas ocupadas por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. indicadora de antigos solos sob mata onde existe potencial para um clímax florestal (Tabarelli & Mantovani 1999); matas ciliares; baixada do rio Mascates, onde pretende-se efetivar uma barreira à propagação do fogo nessa área crítica, de elevada biomassa; áreas campestres onde as gramíneas exóticas são abundantes, de modo a favorecer espécies nativas, como *Andropogon bicornis* L.. Outras formações são alvo de projetos que visam compreender os padrões de acúmulo de combustível e as sensibilidades específicas de cada tipo vegetacional ao fogo.

Apesar do papel da alta frequência de fogo como ameaça à biodiversidade dentro do parque (Figueira 1998, Drummond *et al.* 2005, Ribeiro *et al.* 2006), poucos estudos têm abordado esse tema (Figueira 1998, 2003, Miranda 2002, Ribeiro 2007, França & Ribeiro 2008), o que reflete uma fragilidade no conhecimento dos efeitos desse distúrbio na Serra do Cipó, assim como acontece no Brasil, de uma forma geral.

Estudos na Serra do Cipó

Figueira (1998) demonstrou os efeitos das florações em massa induzidas por fogo nas dinâmicas populacionais da sempre-viva *Actinocephalus polyanthus* (Bong.) Sano (Eriocaulaceae) e as possíveis consequências de variações na frequência de incêndios para as futuras gerações, Como *A. polyanthus* é uma espécie monocárpica que raramente floresce na natureza na ausência de fogo, o aumento na frequência desse distúrbio leva a alterações marcantes na estrutura populacional dessa monocotiledônea, com perda de grande número de indivíduos em estágios reprodutivos e também de plântulas sensíveis ao fogo, podendo, potencialmente, acarretar extinção local de populações dessa espécie.

Miranda (2002) utilizou *A. polyanthus* como bioindicadora do tempo de ocorrência de incêndios e reconstituiu uma cronossequência de acúmulo de biomassa vegetal nos campos rupestres da Serra do Cipó num período de tempo de algumas décadas. Concluiu-se que a altura do caule de *A. polyanthus* está positivamente correlacionada com a biomassa de monocotiledôneas e com a razão biomassa morta/viva do estrato herbáceo, salientando que essa espécie vegetal pode ser utilizada como um marcador da história de fogo, na região.

Ribeiro (2007) acompanhou a resposta ao fogo de uma espécie de Melastomataceae abundante nas áreas queimadas da Parte Baixa do PARNA (*Miconia stenostachya* DC.), documentando a grande importância que essa pioneira pode ter em ações de restauração ecológica (Ribeiro *et. al.* 2009), uma vez que tal arbusto apresenta estratégia de resistência ao fogo (representada por xilopódio), sendo capaz de estabelecer uma população em área dominada por gramíneas, exerce papel de nucleadora e recurso-chave para a avifauna nas regiões campestres da Parte Baixa sujeitas a incêndios frequentes, evidenciando *M. stenostachya* como espécie relevante no processo inicial de sucessão pós-fogo nessas áreas.

Ana Carolina de Oliveira Neves (comunicação pessoal) investiga desde 2009 os efeitos do fogo na demografia de diversas espécies de sempre-viva (*Leiothrix spp.*) com diferentes estratégias de propagação, na Parte Alta do Parque.

França & Ribeiro (2008) apresentaram a história de fogo dentro do PARNA Serra do Cipó e da APA Morro da Pedreira, de 1984 a 2007, baseada em cicatrizes de queimada visíveis em imagens de satélite. Esse último trabalho alerta para a necessidade de técnica suplementar à análise de imagens de satélite para um delineamento mais fidedigno das queimadas (a exemplo do monitoramento feito por sobrevôo periódico sobre essas UCs, na estação onde se concentram as queimadas de origem antrópica), uma vez que a efemeridade das cicatrizes de queimada detectadas por sensoriamento remoto dessa região tendem a subestimar a real ocorrência/frequência de fogo, além do fato de, na vertente leste do parque, a nebulozidae frequente inutilizar as imagens de satélite para essa finalidade.

A aplicação dos resultados encontrados nos estudos citados acima, e em outros que porventura venham a acontecer, deve contribuir para ações em conservação e para o manejo adequado do fogo no amplo conjunto de ecossistemas do PARNA Serra do Cipó, já que incêndios continuam ocorrendo dentro do perímetro dessa UC. Cabe ressaltar que espécies exóticas de gramíneas, como braquiárias (*Urochloa spp.*) e capim-meloso (*Melinis minutiflora* Beauv.) são encontradas dentro do Parque (Ribeiro *et al.* 2005, Filippo 2007, Ribeiro 2007, Filippo & Ribeiro 2010) e que a interação gramíneas exóticas-fogo acarreta o empobrecimento da flora do Cerrado (Klink & Machado 2005), aumentando, inclusive, a intensidade e a probabilidade de ocorrência de fogo nesse bioma.

Com a finalidade de erradicar a braquiária, em 2006 iniciou-se um programa piloto de mobilização e ações conjuntas envolvendo a comunidade local, brigadistas, estagiários voluntários e pessoas cumprindo pena alternativa, envolvendo campanhas de educação ambiental, combate ao fogo, mutirões de capina e roçagem da braquiária, plantio de espécies

nativas provenietes do viveiro de mudas do próprio parque e ainda monitoramento das áreas ocupadas por essa espécie invasora selecionadas para tal projeto dentro do PARNA Serra do Cipó e da APA Morro da Pedreira (Ribeiro *et. al.* 2008). Os resultados apresentados em 2008 demonstraram que a contenção dessa Poacea está na dependência não só de ações sinérgicas da comunidade, mas também da combinação de múltiplos fatores relacionados ao entorno das áreas onde ela ocorre.

São temas de importância para o estudo da relação entre o regime de incêndios e a biota na Serra do Cipó: caracterização física das queimadas na região (temperaturas alcançadas, calor dissipado, altura das chamas, tempo de residência, etc.); determinação de padrões de acúmulo de combustível e inflamabilidade das diversas fitofisionomias e sua relação com o tempo transcorrido desde o último incêndio; delineamento de estratégias para recomposição de formações vegetais que funcionem como cordões de isolamento do fogo; monitoramento e determinação se há tipos vegetacionais dentro do mosaico do parque que necessitam do fogo; (na dependência dos resultados do tema anterior) estabelecimento de parâmetros para definição de regimes ideais de incêndio em cada um desses tipos; impactos do fogo sobre a fauna local; prospecção de regimes passados de incêndio; estudos fisiológicos de respostas aos incêndios.

A resposta de cada espécie a determinado regime de fogo é bastante particular (Arata 1959, Hocking 1964, Baird 1977, Coutinho & Jurkevics 1978, Berenstain 1986, Bond & Wilgen 1996, Silva *et al.* 1996, Whelan 1997, Figueira 1998, Soares *et al.* 2006, Ribeiro 2007) e é importante multiplicar os estudos de caso para que um panorama mais amplo da relação da flora da Serra do Cipó com o fogo seja traçado, com análises do grau de tolerância de cada espécie e também do conjunto de espécies de cada fitofisionomia.

Tomando como exemplo: as pradarias norte-americanas foram totalmente descaracterizadas com a eliminação dos búfalos e mudanças radicais no regime natural de incêndios. Sua rica flora campestre foi substituída por umas poucas espécies que passaram a dominar a paisagem após séculos de intervenções humanas. Atualmente, tenta-se restaurar a flora original dessas pradarias via restabelecimento do pastejo, da época de ocorrência/frequência dos incêndios naturais (Howe 1994) e através da semeadura de sementes de plantas nativas extintas localmente.

Conclusões

No momento atual, os administradores do PARNA Serra do Cipó encaram um difícil dilema: gerenciar queimadas controladas, em regiões e estação pré-determinadas que reduziriam periodicamente a biomassa de combustível fino dos campos, resultando em incêndios de menor intensidade ou combater o fogo na sua totalidade, facilitando os processos sucessionais, porém, sujeitando o Parque ao risco de incêndios esporádicos e de grande intensidade? A resposta para esse dilema conservacionista repousa no grande objetivo da ciência da conservação que é o de manter o potencial evolutivo das espécies em seu habitat natural. Isso pressupõe manter a integridade do ecossistema, preservando as espécies, suas interações (tanto entre espécies, quanto entre essas e o ambiente físico), enfim, os processos ecológicos. A fauna e flora que hoje ainda compõem a rica biota da Serra do Cipó não evoluíram sob o regime de incêndios imposto pelo homem nos últimos séculos. Combater os incêndios antrópicos e permitir a ocorrência dos incêndios naturais supostamente propiciaria o retorno do ecossistema do Parque a uma dinâmica mais próxima do natural, assim como mais naturais seriam as pressões seletivas sobre suas espécies.

Debates e estudos envolvendo os efeitos do fogo na Serra do Cipó continuam sendo desejáveis, assim como ações em educação, conservação e recuperação de áreas degradadas. Somente o envolvimento ativo da comunidade científica, dos habitantes da região e do poder público é que poderá trazer essa e outras respostas que contribuirão para a longevidade da história evolutiva da Serra do Cipó.

Agradecimentos

À direção e aos funcionários do PARNA Serra do Cipó, pelos espaços (físicos e humanos) cedidos para as pesquisas envolvendo o fogo. `A Jaqueline Serafim Nascimento, pela elaboração e cessão dos mapas que destacam o Parque Nacional da Serra do Cipó e Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira dentro dos Biomas brasileiros e a relação dessas UCs com a hidrografia local. Ao Dr. João Madeira, pela re-elaboração do mapa das Áreas Prioritárias para a Conservação em Minas Gerais, destacando o Parque Nacional da Serra do Cipó e Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira. Ao Edward Elias Júnior, pelas fotografias aéreas e informações sobre a situação atual do fogo nessa UC. A todos os brigadistas que atuaram e atuam na região, pelo empenho e dedicação nos combates e nas ações de prevenção a incêndios. Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre – UFMG, pela oportunidade de pesquisa concedida a Marilene Cardoso Ribeiro (mestrado). À Dra. Kátia Torres Ribeiro, pelas frutíferas discussões durante e após a conclusão do mestrado de Marilene Cardoso Ribeiro. Aos Drs. Leopoldo Magno Coutinho e Heloísa Miranda, pela gentileza em enviarem seus *papers*.

Referências bibliográficas

Almeida-Abreu, P.A. 1995. O Supergrupo Espinhaço da Serra do Espinhaço Meridional (Minas Gerais): o Rifte, a Bacia, o Orógeno. **Geonomos**, 3 (1): 1-18.

Arata, A.A. 1959. Effects of burning on vegetation and rodent population in a Longleaf Pine Turkey Oak association in North Central Florida. **Journal of the Florida Academy of Science**, 22: 94–104.

Baird, A.M. 1977. Regeneration after fire in King's Park , Perth, Western Australia. **Journal of the Royal Society of Western Australia**, 60: 1-22.

Barbosa, A. S. & Schimiz, P. I. 1998. Ocupação indígena do Cerrado: esboço de uma história. p. 3–46. *In*: Sano , S. M. & Almeida, S. P. (org.) **Cerrado: Ambiente e Flora.** Planaltina: EMBRAPA – CPAC.

Batalha, M. A. & Mantovani, W. 2000. Reproductive phenological patterns of Cerrado Plant Species at Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): A comparsion between the herbaceous and woody floras. **Revista Brasileira de Biologia,** 60 (1): 129 – 145.

Batista, E.K.L. 2011. **Sucessão em campo abandonado no vale do rio Cipó - Parque Nacional da Serra do Cipó - Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado em Ecologia Conservação e Manejo de Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 80p.

Beerling, D. J. & Osborne, C. P. 2006. The origin of the savannah biome. **Global Change Biology**, 12: 2023-2031.

Begon, M.; Townsed, C. Harper, J. 2006. **Ecology - From Individuals to Ecosystems.** 4th ed. Oxford: Blackwell Publishing Ltda. 752 p.

Berenstain, L. 1986. Responses of long-tailed Macaques to drought and fire in Eastern Borneo: a preliminary report. **Biotropica,** 18: 257-262.

Bond, W.J. & Wilgen, B.W. 1996. **Fire and Plants.** New York: Chapman & Hall. 263p.

Bond, W.J. & Keeley, J.E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**, 20: 387-394.

Bond, W. J.; Woodward, F. I. & Midgley, G. F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **New Phytologist**, 165: 525–538.

Branco, R. H. 2000. **Degradação de pastagens: diminuição da produtividade com o tempo – conceito de sustentabilidade.** Pós-graduação em Zootecnia. Universidade Federal de Viçosa. <http://www.forragicultura.com.br/arquivos/DegradacaoPASTAGENS.pdf>. 27p.

Brown, J. K. 2000. Ecological principles, shifting fire regimes and management considerations. In: Brown, J. K. & Smith, J. K. (eds.) **Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Flora**. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2: 185-204.

Callisto, M.; Ferreira, W.; Moreno, P.; Goulart, M. D. C. & Petrucio, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, 14 (1): 91-98.

Callisto, M. & Goulart, M. 2005. Invertebrate drift along a longitudinal gradient in a Neotropical Stream in Serra do Cipó National Park, Brazil. **Hydrobiologia**, 539: 47-56.

Christensen, N. L. 1985. Shrubland fire regimes and their evolutionary consequences. p. 85-100. *In*: Pickett S.T.A. & P.S. White (eds.) **The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics**. San Diego: Academic Press. 472p.

Costa, H. S. M.; Oliveira, A. M. & Ramos, M. V. 2002. População, turismo e urbanização: conflitos de uso e gestão ambiental. **XIII Encontro da Associação Brasileira de Estudos Populacionais**, Ouro Preto/MG.

Coutinho, L.M. 1976. **Contribuição ao Conhecimento do Papel Ecológico das Queimadas na Floração de Espécies do Cerrado**. Tese (Livre Docência) Universidade de São Paulo.

Coutinho, L.M. 1980. As queimadas e seu papel ecológico. **Brasil Florestal**, 44: 7-23.

Coutinho, L.M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. p.273-291. *In:* Huntley, B. J. & Walker, B. H. (ed.). **Ecological Studies 42: Ecology of Tropical Savannas**. New York: Springer-Verlag.

Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. p.82-105. *In:* J.G. Goldammer (ed.) **Ecological Studies 84: Fire in the Tropical Biota**. New York: Springer-Verlag.

Coutinho, L.M. 1994. O uso do fogo em pastagens naturais brasileiras. p.159-168. *In:* Puignau, J. P. (ed). **Utilización y Manejo de Pastizales**. Montevideo: IICA PROCISUR, (DIÁLOGO XL).

Coutinho, L. M. & Jurkevics, I. R. 1978. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado V: O efeito de altas temperaturas na germinação de uma espécie de *Mimosa*. **Ciência e Cultura,** (Suplemento30), São Paulo, p. 420.

Couto, J. V. 1801. Memória sobre as minas da capitania de Minas Gerais . **Manuscrito do Instituto Histórico-Geográfico Brasileiro**. Publicado Rio de Janeiro: Laemmert, 1842. Reimpresso em: **Revista do Arquivo Público Mineiro**, 6: 55-106, 1900.

Daubenmire, R. 1968. Ecology of fire in grasslands. **Advances in Ecological Research**, 5: 209-66.

Derby, A. O. 1906. The Serra do Espinhaço. **Journal of Geology**, 14: 374-401.

Drummond, G. M.; Martins, C. S.; Machado, A.B. M.; Sebaio, F.A. & Antonini, Y. (orgs.). 2005. **Biodiversidade em Minas Gerais: Um Atlas para sua Conservação**. 2ª. ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 222p.

EMBRAPA. <http://www.queimadas.cnpm.embrapa.br> (acesso em janeiro de 2011).

Fernandes, G. W. ; Araújo, L. M. ; Carneiro, M. A. A. ; Corlenissen, T. G. ; Greco, M. K. B.; Lara, A. C. F. & Ribeiro, S. P. 1997. Padrões de riqueza de insetos em Gradientes Altitudinais No Cerrado da Serra do Cipó. 5: 32-34. *In:* UnB (org.). **Contribuição ao Conhecimento Ecológico do Cerrado**. Brasília: Universidade de Brasília.

Figueira, J. E. C. 1998. **Dinâmica de Populações de *Paepalanthus polyanthus* (Eriocaulaceae) na Serra do Cipó, MG**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas. 112p.

Figueira, J.E.C. 2003. **Propriedades Físico-químicas dos Solos e Crescimento da Vegetação em Áreas Recentemente Queimadas, Intermediárias e Protegidas do Fogo**. Relatório Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Projeto 397-1992, 15p.

De Filippo, D. C. 2007. **O Capim Braquiária (Urochloa Decumbens) Na Serra Do Cipó, MG: Monitoramento e Combate com Mobilização Comunitária.** Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas). Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUC-MG). 54p.

Filippo, D. C. & Ribeiro, K. T. 2010. Em Destaque: *Urochloa [=Brachiaria] decumbens*. **MG. Biota**, 3: 48-51.

França & Ribeiro. 2008. **Mapeamento de queimadas no Parque Nacional da Serra do Cipó e na Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira, MG: 1984-2007** - ICMBio, 75p.

Galvão, M.V & Nimer, E. 1965. Clima. 5: 91-139. *In:* **Geografia do Brasil ñ Grande Região Leste**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro. 486p.

Gardner, T. A. 2006. Tree–grass coexistence in the Brazilian Cerrado: demographic consequences of environmental instability. **Journal of Biogeography**, 33: 448- 463.

Giulietti, A. M.; Menezes, N. L.; Pirani, J. R.; Meguro, M. & Wanderley, M. G. L. 1987. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: Caracterização e Lista das Espécies. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, 9: 1-151.

Gomes, V.; Collevatti, R. G.; Silveira, F. A.O. & Fernandes, G. W. 2004. The distribution of genetic variability in *Baccharis concinna* (Asteraceae), an endemic, dioecious and threatened shrub of rupestrian fields of Brazil**. Conservation Genetics,** 5: 157–165.

Guimarães, C. M. 1991. A ocupação histórica da região de Santana do Riacho. **Arquivos do Museu de História Natural**, XII: 13-32.

Hoffmann, W. A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. **Journal of Ecology**, 84 (3): 383-393.

Hoffmann, W. A. 1999. Fire and population dynamic of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. **Ecology**, 80 (4): 1354-1369.

Hoffmann, W. A. & Solbrig O. T. 2003. The role of the topkill in diferencial responses of savannah woody species to fire. **Forest Ecology and Management**, 180: 273-286.

Hocking, B. 1964. Fire melanism in some African grasshoppers. **Evolution**, 18: 332–335.

Howe, H.F. 1994. Managing tall-grass species diversity: assumptions and implications. **Conservation Biology**, 8: 691-704.

ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2009. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra do Cipó** - Portaria ICMBio nº 55/2009.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 1994. **Plano de Ação Emergencial para o Parque Nacional da Serra do Cipó**. Coord. G. Wilson Fernandes. DUC/ IBAMA, Brasília. 177p.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Disponível em: <http://sigma.cptec.inpe.br/queimadas> (acesso em outubro de 2011)

Kauffman, J. B.; Cummings, D. L. & Ward, D. E. 1994. Relationships of Fire, biomass and Nutrient Dynamics along a Vegetation Gradient in the Brazilian Cerrado. **The Journal of Ecology**, 82(3): 519-531.

Kink, C. A. & Machado, R. B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, 1: 1, p. 147-155.

Menezes, N. L. & Giulietti, A. M. 2000. Campos Rupestres. p. 65–75. *In:* Mendonça, M. P. & Luis, L. V. (orgs.) **Lista vermelha das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas & Fundação Zoo-botânica de Belo Horizonte.

Miranda C.A.K. 2002. ***Paepalanthus polyanthus* (Bong.) Kunth (Eriocaulaceae) como bioindicadora de biomassa vegetal aérea nos campos rupestres da Serra do Cipó**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal de Minas Gerais. 110p.

Miranda, H. S; Rocha e Silva, E. P. & Miranda, A. C. 1996. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. p.1-10. *In:* Miranda, H. S.; Saito, C. H. & Dias, B. F. S. (orgs.) **Impacto de queimadas em áreas de Cerrado e restinga**. Brasília: UnB/ECL. 187p.

Mittermeier, R.A.; Fonseca, G. A. B.; Rylands, A. B. & Brandon, K. 2005. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**, 19 (3): 601–607.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2007. **Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: atualização** - Portaria MMA n°9, de 23 de janeiro de 2007. 300p.

Myers, R. L. 2000. Fire in tropical and subtropical ecosystems. 2:161-174. *In:* Brown, J. K. & Smith, J. K. (eds.) **Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora**. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 257p.

Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403 (6772): 853-845.

Neves, W. 2002. **Idéias e Debates 1: Um novo modelo para explicar a origem do homem no continente americano.** Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi. 37p.

Oliveira, P. E. 1998. Fenologia e biologia reprodutiva das espécies de Cerrado. p.169-194. *In*: Sano, S. M. & Almeida, S. P. (org.) **Cerrado: ambiente e Flora**. Planaltina: EMBRAPA – CPAC. 556p.

Pereira, M. C. A. 1994. **Estrutura das comunidades vegetais de afloramentos rochosos dos campos rupestres do Parque Nacional da Serra do Cipó, MG**. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 156 p.

Peron, A. J. & Evangelista, A. R. 2004. Degradação de pastagens em regiões de Cerrado. **Ciência e Agrotecnologia**, 28 (3): 655-661.

PREVFOGO/IBAMA. 2004. **Plano de prevenção e combate aos incêndios florestais do parque Nacional da Serra do Cipó**. Coordenação: Kátia Torres Ribeiro. IBAMA/PREVFOGO, Jaboticatubas.

Prous, A., 1989. **Os sepultamentos da sondagem nº 1 do Grande Abrigo de Santana do Riacho. Relatórios das Escavações Arqueológicas**. Belo Horizonte: Setor de Arqueologia, Museu de História Natural da Universidade Federal de Minas Gerais.

Renger, F. E. 2005. O "quadro geognóstico do Brasil" de Wilhelm Ludwig Von Eschwege: breves comentários à sua visão da geologia no Brasil. **Geonomos**, 13 (1-2): 91-95.

Ribeiro, M. C. 2007. **Sobrevivência pós-fogo de *Miconia stenostachya* DC. (Melastomataceae) em Cerrado, Serra do Cipó – Minas Gerais, Brasil e seu potencial uso em restauração de áreas degradadas.** Dissertação (Mestrado em Ecologia Conservação e Manejo de Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais. 139p.

Ribeiro, M. C. & Figueira, J. E. C.; Carrara, L. A. & Faria, L. P. 2009. *Miconia stenostachya* DC. (Melastomataceae): recurso-chave e adaptação ao fogo - opção para ações em Restauração Ecológica de Áreas degradadas por atividade agropecuária. 28p. *In:* **Congresso Iberoamericano e do caribe sobre Restauração Ecológia.** SOBRADE/SER. Curitiba, Brasil. Anais em *compact disc* contendo 141 trabalhos.

Ribeiro, K. T.; Filippo, D. C.; Paiva, C. L.; Madeira, J. A. & Nascimento, J. S. 2005. Ocupação por *Brachiaria* spp. (Poaceae) no Parque Nacional da Serra do Cipo e infestação decorrente da obra de pavimentação da rodovia MG-010, na APA Morro da Pedreira, Minas Gerais. **I Simpósio Brasileiro de Espécies Invasoras**. Brasília, DF.

Ribeiro, K. T.; Madeira, J. A.; Collet, H. D.; Nascimento, J. S. & Braga, J. C. 2006. Conquistas e desafios na prevenção e combate a incêndios em vegetações abertas no interior e entorno do Parque Nacional da Serra do Cipó, sudeste do Brasil. **2º Congresso para la Prevención y Combate a Incêndios Florestales y Pastizales del Mercosur**, Mendoza, Argentina.

Ribeiro, K. T., Filippo, D. C., Silva, V. D. & Nascimento, J. S. 2008. **Monitoramento e controle da braquiária (*Brachiaria* spp.) e revegetação com espécies nativas na baixada do Rio Cipó, Parque Nacional da Serra do Cipó e APA Morro da Pedreira (MG), por meio de mobilização social e voluntariado.** Relatório técnico conclusivo. Fundação O Boticário de Proteção á Natureza. 28p.

Ribeiro, K. T.; Nascimento, J. S.; Madeira, J. A. & L. C. Ribeiro. 2009. Aferição dos limites da Mata Atlântica na Serra do Cipó, MG, Brasil, visando maior compreensão e proteção de um mosaico vegetacional ameaçado. **Natureza & Conservação**,7 (1): 30-49.

Rizzini, C.T. 1997. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. 2 ed. Âmbito Cultural, São Paulo. 747p.

Rodrigues, M.; Carrara, l. A.; Faria, L. P. & Gomes, H. 2005. Aves do Parque Nacional da Serra do Cipó: o Vale do rio Cipó, Minas Gerais, **Revista Brasileira de Zoologia**., 22 (2): 326-338.

Ryan, K. C. 2000. Global Change and Wildland Fire. 2: 175-184. *In:* Brown, J. K. & Smith, J. K. (eds.) **Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora**. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 257p.

Silva, J. M. C. 1995. Birds of the Cerrado Region, South America. **Steenstrupia,** 21 (2): 69–92.

Silva, G. T.; Sato, M. N. & Miranda, H. S. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas em um campo sujo de cerrado submetido a queimadas prescritas. p.93-101. *In:* Miranda, H. S.; Saito, C. H. & Dias, B. F. S. (orgs.) **Impacto de queimadas em áreas de Cerrado e restinga**. Brasília: UnB/ECL. 187p.

Silva, J. M. C. & Bates, J. M. 2002. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. **BioScience***,* 52 (3): 225-233.

Soares, J. J.; Souza, M. H. A. O. & Lima, M. I. S. 2006. Twenty years of post-fire plant succession in a "cerrado", São Carlos, SP, Brazil. **Brazilian Journal of Biology,** 66 (2B): 587-602.

Sternberg, H. O. R. 1968. Man and environmental change in South America**.** 1: 413. *In:* Fittkau, e. J.; Illies, J.; Klinge, H.; Schwabe, G.H. & Sioli, H. (ed.). **Biogeography and Ecology in South America**. New York: The Hague Junk W.J. (publ.).

Stewart, O.C. 1956. Fire as the first great force employed by man. p.115-133. *In:* Thomas, W. L. (ed.) **Man's Role in Changing the Face of the Earth.** Chicago: University of Chicago Press.

Tabarelli, M. & Mantovani, W. 1999. A regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil) **Revista Brasileira de Biologia**, 59(2): 239-250.

Vieira, F.; Santos, G.B.; Alves, C.B.M. 2005. A ictiofauna do Parque Nacional da Serra do Cipó (Minas Gerais, Brasil) e áreas adjacentes. **Lundiana**, 6: 77-87.

Vitta, F. 2002. Diversidade e conservação da flora nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais. p. 90-94. *In:* Araújo, E.L.; Moura, A.N.; Sampaio, E.V.S.B.; Gestinari, L.M.S. & Carneiro, J.M.T. (eds.). **Biodiversidade, Conservação e Uso Sustentável da Flora do Brasil**. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco/Sociedade Botânica do Brasil.

Vogl, R.J. 1974. Effects of Fire on Grasslands. p. 139-194. *In:* Koslowski T.T & C.E. Ahlgreen (eds.) **Fire and Ecosystems**. New York: Academic Press.

Warming, E. 1892. Lagoa Santa, contribuição para a geografia fitobiológica. 1973. p.1-284. In: Warming, E. & Ferri, M.G. (eds.). **Lagoa Santa e a Vegetação dos Cerrados Brasileiros**. Belo Horizonte: Itatiaia.

Whelan, R. J. 1997. **Ecology of fire.** 2nd press, U. K.: Cambridge University Press. p.346.

Wilkinson, L. 2000. **SYSTAT 10: Statistics II.** SPSS Inc: Chicago, IL.

WWF (WORLD WILDLIFE FUND – BRAZIL). http://www.wwf.org.br <http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/reducao_de_impactos2/clima/mudancas_climaticas_resultados/negociacoes_de_clima/?26142/Queimadas-triplicaram-no-Cerrado> (acessado em março de 2011).

Histórico dos Incêndios na Vegetação do Parque Nacional da Chapada Diamantina, entre 1973 e abril de 2010, com base em Imagens Landsat

Felipe Weber Mesquita[1], Norton Rodrigo Gomes Lima[2], Cezar Neubert Gonçalves[3], Christian Niel Berlinck[4] & Bruno Soares Lintomen[3]

Recebido em 15/2/2011 – Aceito em 13/9/2011

RESUMO – Os incêndios são uma séria ameaça à conservação da biodiversidade e à integridade das Unidades de Conservação (UC). No entanto, a ocorrência de fogo faz parte da dinâmica natural de diversos ecossistemas. Entre as UC federais brasileiras, o Parque Nacional da Chapada Diamantina foi a que registrou o maior número de focos de incêndio entre os anos de 2003 e 2006. Para avaliar o histórico dos incêndios no Parque (1520km^2) e em sua área circundante (AC: faixa de 10km ao redor do Parque), imagens de satélites LandSat foram obtidas na internet, georrefenciadas e analisadas para identificação das áreas queimadas, como "cicatrizes" escuras nas imagens de satélite. Estas cicatrizes foram delimitadas e suas áreas calculadas com programas de geoprocessamento. Os dados foram organizados anualmente. No período entre 1973 e 1983, utilizando imagens LandSat 1, 2 e 3, com resolução espacial de 80m, foram identificados (média ± DP) 21,00 ± 20,24 polígonos de incêndios anuais, que afetaram áreas com 589,58 ± 680,79 ha em média, no Parque, e 82,70 ± 89,70 polígonos e 2.244,86 ± 1.272,70 ha na AC. Entre 1984 e abril de 2010, utilizando imagens LandSat 5 com resolução espacial de 30m, a área queimada apurada foi de 6.413,62 ± 4.025,38 ha no PNCD (188,88 ± 194,54 polígonos) e 6.125,49 ± 4.496,98 ha (441,40 ± 430,46) na AC. Há uma grande variabilidade na extensão anual dos incêndios no Parque. Os anos em que se registraram as maiores extensões queimadas foram 1993 e 2008. Ao todo, 61% da área do Parque foi atingida pelo fogo no período avaliado no presente estudo. As áreas não atingidas se concentram em regiões mais úmidas e com formações florestais. A área circundante teve 37,6% de sua extensão atingida por incêndios. Os dados levantados sugerem que fatores climáticos, como a ocorrência do fenômeno El Niño, favorecem a ocorrência de incêndios, embora no período entre 2003 e 2008 não se tenha observado este padrão. É possível que a retirada de 18.000 cabeças de gado bovino do Parque em 2002 e que o relativo controle dos incêndios nos anos subseqüentes tenham favorecido o acúmulo de biomassa, tornando muito difícil o controle dos incêndios em 2008, quando 41% do Parque foram afetados pelo fogo.

Palavras-chave: área protegida, Cadeia do Espinhaço; geoprocessamento; incêndios florestais.

ABSTRACT – Wildfires are a serious threat to biodiversity conservation and the integrity of protected areas (PA). However, the occurrence of fire is part of the natural dynamics of various ecosystems. Among the Brazilian Federal PA, Chapada Diamantina National Park is the one that registers the largest number of

[1] Grupo Ambientalista de Palmeiras, Rua Quinze de Janeiro, sem número, Centro, Palmeiras, Bahia. 46.930-000. E-mail: felipe@gap.org.br

[2] Universidade Estadual do Sudoeste Baiano, Estrada do Bem Querer, Km 4, Caixa postal 95, Vitória da Conquista, Bahia. 45.083-900. E-mail: nortonrodrigo@hotmail.com

[3] Parque Nacional da Chapada Diamantina, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Rua Barão do Rio Branco, 80, Centro, Palmeiras, Bahia. 46.930-000. E-mails: cccazevedo.goncalves@gmail.com e brunolint@yahoo.com.br

[4] Coordenação de Emergências Ambientais, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, SQSW 103-105, Brasília, Distrito Federal. E-mail: cberlinck@gmail.com

fires. To assess the history of fires in this Park, Landsat satellite images were obtained on the internet, geo-referenced and analyzed to identify the burned areas, recognized as dark "scars" in the satellite images. These scars were delimited and their areas calculated with GIS programs. Data were organized per year. For the period between 1973 and 1983, Landsat 1, 2 and 3, images with a spatial resolution of 80m, allowed the identification of 21.00 ± 20.24 polygons of fires per year, which affected 589.58 ± 680.79 ha, on average, in the Park, and 82.70 ± 89.70 polygons and 2244.86 ± 1272.70 ha in the surrounding area. Between 1984 and April 2010, using Landsat 5 images with a spatial resolution of 30m, the burned area found was 6,413.62 ± 4,025.38 ha in the Park (188.88 ± 194.54 polygons) and 6,125.49 ± 4,496.98 ha (441.40 ± 430.46 polygons) in AC. There is a great variability in the extent of annual fires that affect the Park. The years with the largest extensions burned were 1993 and 2008. In all, 61% of the area of the national plan was hit by fire during the period evaluated in this study. Not affected areas are concentrated in more humid regions and forest formations. The surrounding area had 37.6% of its area affected by fires. The data collected suggest that climatic factors such as the occurrence of El Niño may favor the occurrence of fires, although in the period between 2003 and 2008 this pattern had not observed. It is possible that the withdrawal of 18,000 head of cattle from the Park, in 2002, and the relative control of fires in the subsequent years favored the accumulation of biomass, making it very difficult to control the fires in 2008, when 41% of the park were affected by fire.

Keywords: Espinhaço mountain range, GIS, protected area, wildfire.

Introdução

Os incêndios estão entre os maiores problemas para a conservação da biodiversidade. Anualmente, extensas áreas são consumidas pelo fogo tanto dentro como fora de Unidades de Conservação (Medeiros & Fiedler 2003, Fiedler *et al.* 2004, Ribeiro *et al.* 2006). No entanto, o fogo também é um componente natural de diversos ecossistemas (Coutinho 1980, Bradstock & Kenny 2003, Pausas *et al.* 2004, Bond & Keeley 2005). O desafio atual da gestão de espaços protegidos é justamente encontrar o equilíbrio entre os processos naturais envolvendo a ocorrência de focos de incêndio e a intensificação destes fenômenos pela ação humana, que costuma tornar estes eventos mais recorrentes do que seriam naturalmente, com sérias conseqüências para o equilíbrio dos ecossistemas (França *et al.* 2007).

O Parque Nacional (Parna) da Chapada Diamantina é a unidade de conservação (UC) federal que registra o maior número de focos de incêndio por temporada, embora normalmente não seja aquela onde se encontram as maiores extensões queimadas (IBAMA 2008). Ao longo do tempo, eventos recorrentes têm atingido o Parque anualmente, mas faltam estudos que procurem sistematizar estas ocorrências e utilizar os dados para planejar ações de prevenção e combate, além de subsidiar pesquisas. Somando-se a isto, apesar do trabalho de registro das ocorrências realizado pela gestão do Parque e pelas brigadas voluntárias, os relatórios existentes carecem de uma avaliação correta da área queimada. Neste contexto, merecem destaque os eventos acontecidos no ano de 2008, quando uma área significativa desta UC foi atingida pelo fogo nos meses de outubro e novembro. Berlinck *et al.* (2010) demonstraram que a quantidade de CO_2 emitida naquele período, na área do Parque, foi o equivalente ao consumo da frota de veículos automotores da cidade de Salvador durante um ano.

Neste trabalho, imagens de satélite LandSat são utilizadas para traçar o histórico do fogo no Parna da Chapada Diamantina e em sua área circundante ao longo de 37 anos, fornecendo um panorama das áreas afetadas e subsídios para análises sobre possíveis causas e efeitos dos eventos de incêndio nesta UC.

Materiais e métodos

O histórico do fogo no Parna da Chapada Diamantina foi avaliado através da análise de imagens de satélite LandSat, no período entre 28 de julho de 1973 e 20 de abril de 2010, seguindo a metodologia proposta por França *et al.* (2007), descrita a seguir. As imagens foram

obtidas no site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE 2010). Depois de baixadas, elas foram classificadas quanto à cobertura de nuvens e ortorreferenciadas utilizando o software de geoprocessamento ArcGis 9.3. As imagens onde a cobertura de nuvens não permitia vislumbrar nenhum aspecto da superfície foram excluídas, mas incluíram-se aquelas em que pelo menos uma parte da cena abrangendo o Parque e a área circundante de 10 km (AC) estivesse visível. Esta medida foi necessária porque praticamente todas as imagens tinham extensas áreas cobertas por nuvens, geralmente acima de 50% da cena (Apêndice 1). Os sensores dos satélites LandSat que forneceram as imagens utilizadas são apresentados na Tabela 1. É importante chamar a atenção para a diferença de resolução dos sensores MSS (80 m), utilizados no período entre 1973 e 1983, e TM (30 m), de 1984 em diante, o que implica em uma diferença na escala e na qualidade das imagens e na magnitude nos eventos que podem ser captados por elas.

De 234 imagens obtidas, 131 foram descartadas devido à cobertura de nuvens. Nas 103 imagens restantes, foram identificadas as "cicatrizes" (senso França *et al*. 2007) dos incêndios ocorridos, que são áreas das imagens onde o carvão e as cinzas da vegetação, juntamente com o solo ou a rocha expostos, absorvem a radiação em uma ampla faixa do espectro, especialmente na faixa de luz visível e no infravermelho próximo e médio (0,4 a 2,5 μm). Nestas condições, as áreas queimadas aparecem como manchas escuras que se destacam em relação à vegetação não atingida pelos incêndios. Deve-se frisar que só puderam ser identificadas áreas recém-queimadas – não foi possível identificar diferenças na vegetação em regeneração que informassem sobre incêndios recentes e tampouco identificar claramente cicatrizes de incêndios em imagens termais, como realizado no Parque Nacional de Emas (França *et al. op. cit.*), devido ao fato de que os campos rupestres da Chapada Diamantina não apresentam uma cobertura vegetal homogênea, como acontece com o cerrado naquela unidade de conservação, de modo que sempre é difícil distinguir variação natural de variação em função de perturbação recente. Posteriormente, foram calculadas as áreas afetadas, por ano, e realizada uma avaliação da distribuição dos focos. Os valores referidos são médias ± desvios padrão das variáveis, exceto quando citado.

Tabela 1 – Satélites, sensores, bandas espectrais, intervalos de onda (μm) e resolução (em metros) das imagens de satélite utilizadas para avaliar a ocorrência de incêndios entre 1973 e abril de 2010 no Parque Nacional da Chapada Diamantina e sua Área Circundante.

Table 1 – Satellites, sensors, spectral bands, wave intervals (μm) and resolution (in meters) of satellite images used to evaluate the occurrence of fires between 1973 and April 2010 at the Chapada Diamantina National Park and its surrounding area.

Satélite	Sensor	Banda	Intervalo (μm)	Resolução (m)
Landsat 1, 2 e 3	MSS	4	0,50 – 0,60	80
Landsat 1, 2 e 3	MSS	5	0,60 – 0,70	80
Landsat 1, 2 e 3	MSS	7	0,80 – 1,10	80
Landsat 5	TM	3	0,63 – 0,69	30
Landsat 5	TM	4	0,76 – 0,90	30
Landsat 5	TM	5	1,55 – 1,75	30

Resultados

Os resultados obtidos estão sintetizados na Tabela 2. No período entre 1973 e 1983, foram analisadas 18 imagens dos satélites Landsat 1, 2 e 3, nos anos de 1973, 1975, 1976, 1979 e 1981, numa média de uma imagem a cada 6,6 ± 5,3 meses. Neste período, foram identificados 21,00 ± 20,24 polígonos, e 589,58 ± 680,79 ha queimados por ano no Parque e 82,70 ± 89,70 polígonos e 2.244,86 ± 1.272,70 ha queimados na AC (Figura 1).

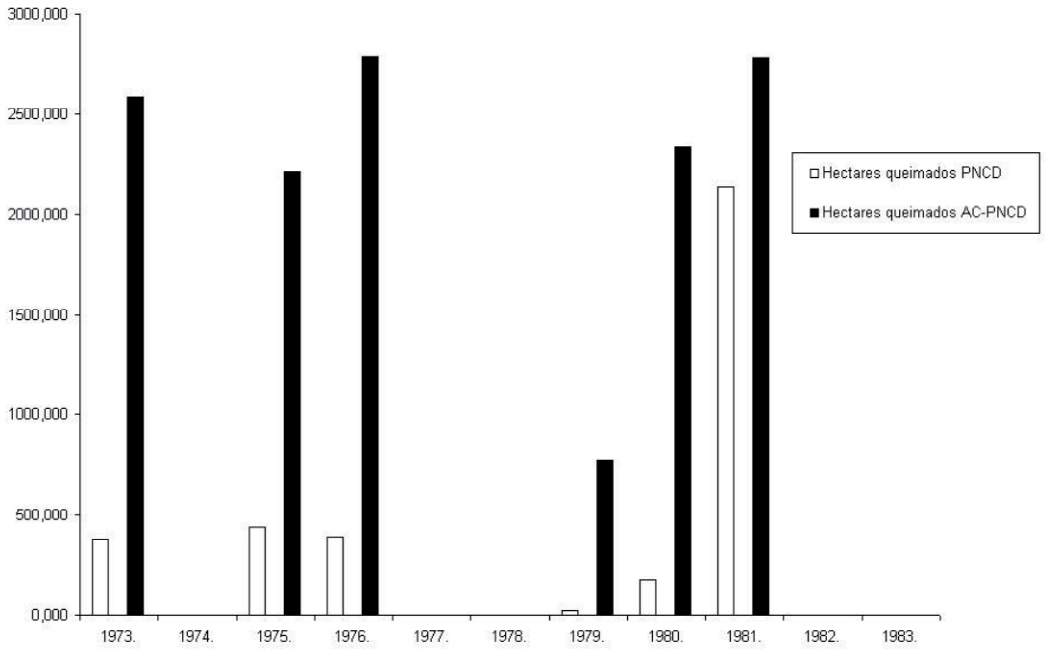

Figura 1 – Extensão das áreas atingidas por incêndios no Parque Nacional da Chapada Diamantina (PNCD - barras vazadas) e na sua Área Circundante (barras sólidas) entre 1973 e 1983, obtidas a partir de imagens dos satélites Landsat 1, 2 e 3.

Figure 1 – Extent of areas affected by fire in Chapada Diamantina National park (PNCD - hollow bars) and in surrounding area (AC - solid bars) between 1973 and 1983, obtained from Landsat 1, 2 and 3 satellite images.

A partir de 1984 até 2010, com imagens do satélite Landsat 5, foi possível obter uma imagem a cada 3,31 ± 3,61 meses, em média. No entanto, a distribuição destas imagens não foi uniforme ao longo do período, com o intervalo de tempo entre elas variando de 0,4 a 18,6 meses (12 a 558 dias, Figura 2). Não foi possível obter imagens dos anos 1995 e 2000. Com este conjunto de dados, a área queimada anual apurada foi de 6.413,62 ± 4.025,38 ha no Parque (188,88 ± 194,54 polígonos) e 6.125,49 ± 4.496,98 ha (441,40 ± 430,46 polígonos) na AC. Há uma grande variabilidade na extensão anual dos incêndios que afetam o Parque. Sem considerar os anos em que não se conseguiu obter imagens que possibilitassem demarcar eventuais cicatrizes, citados anteriormente, as menores extensões queimadas foram encontradas nos anos de 2005, com 88,25 ha, e 1985, com 285,98 ha. As maiores extensões queimadas foram encontradas nos anos de 1993, com 28.346,77 ha, e em 2008, com 63.731,21 ha. Testes de correlação mostraram não haver relação estatisticamente significativa entre a área queimada e número de imagens usadas (dados não apresentados).

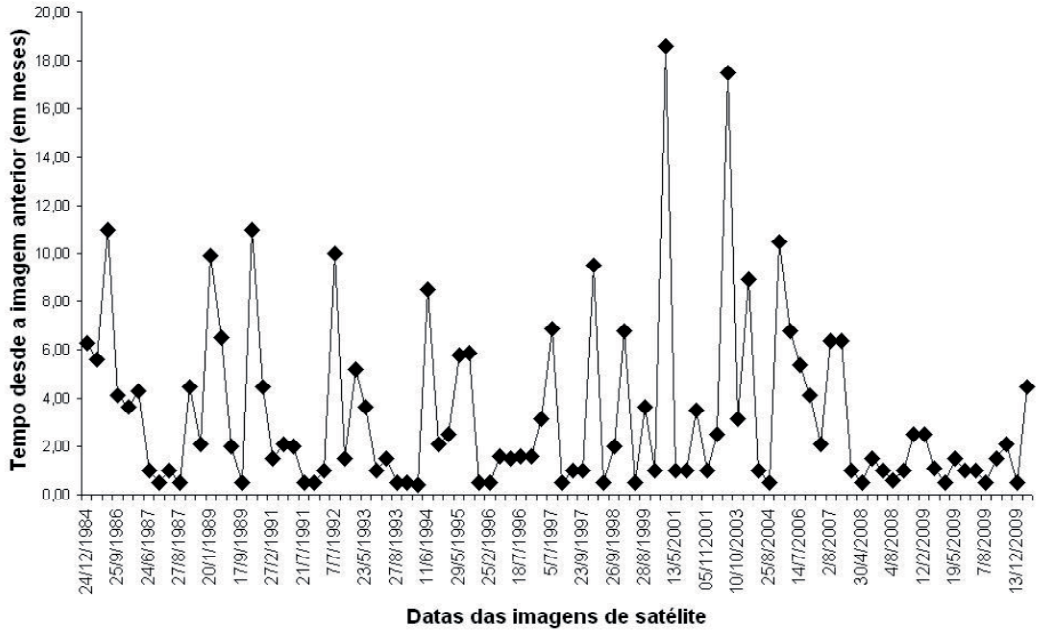

Figura 2 – Tempo entre as imagens de satélite Landsat utilizadas para demarcação das cicatrizes de incêndio. Notar a variabilidade nos intervalos.

Figure 2 – Time elapsed between the Landsat satellite images used to demarcate the scars of fire. Note the variability in the intervals.

A consolidação dos resultados obtidos em todos os anos mostra que pelo menos 61% da área do Parque foi afetada por incêndios entre 1973 e abril de 2010 (Figura 3). As áreas não atingidas por incêndios estão predominantemente na porção centro-norte e leste do Parque, concentradas ao norte de Mucugê, ao oeste de Andaraí e ao sul de Lençóis. Estas áreas coincidem com um conjunto de serras elevadas e vales profundos paralelos um ao outro, no sentido leste-oeste, de difícil acesso. Ao sul de Mucugê, apenas em algumas áreas cobertas por florestas estacionais semideciduais (entre os municípios de Itaetê e Andaraí), em alguns vales profundos de rios e em um polígono nas proximidades do rio Mucugê não foi encontrada nenhuma cicatriz de incêndios. Em geral, as cicatrizes aparecem dispersas pela UC, como, por exemplo, em 1987 ou em 1993 (Figuras 4 e 5), sem formar um padrão claro, embora normalmente concentrados em áreas com campos sujos ou campos rupestres. A exceção a este padrão foi o ano de 2008, quando três grandes incêndios atingiram o Parque, formando grandes blocos contínuos de área queimada, intercalados com áreas menores (Figura 6).

No período analisado por este trabalho, 37,6% da Área Circundante foi atingida por incêndios. Os focos foram amplamente distribuídos, mas, como no caso do Parque, algumas áreas mais altas e com formações florestais foram menos atingidas do que áreas abertas, com vegetação savanóide (Figura 7).

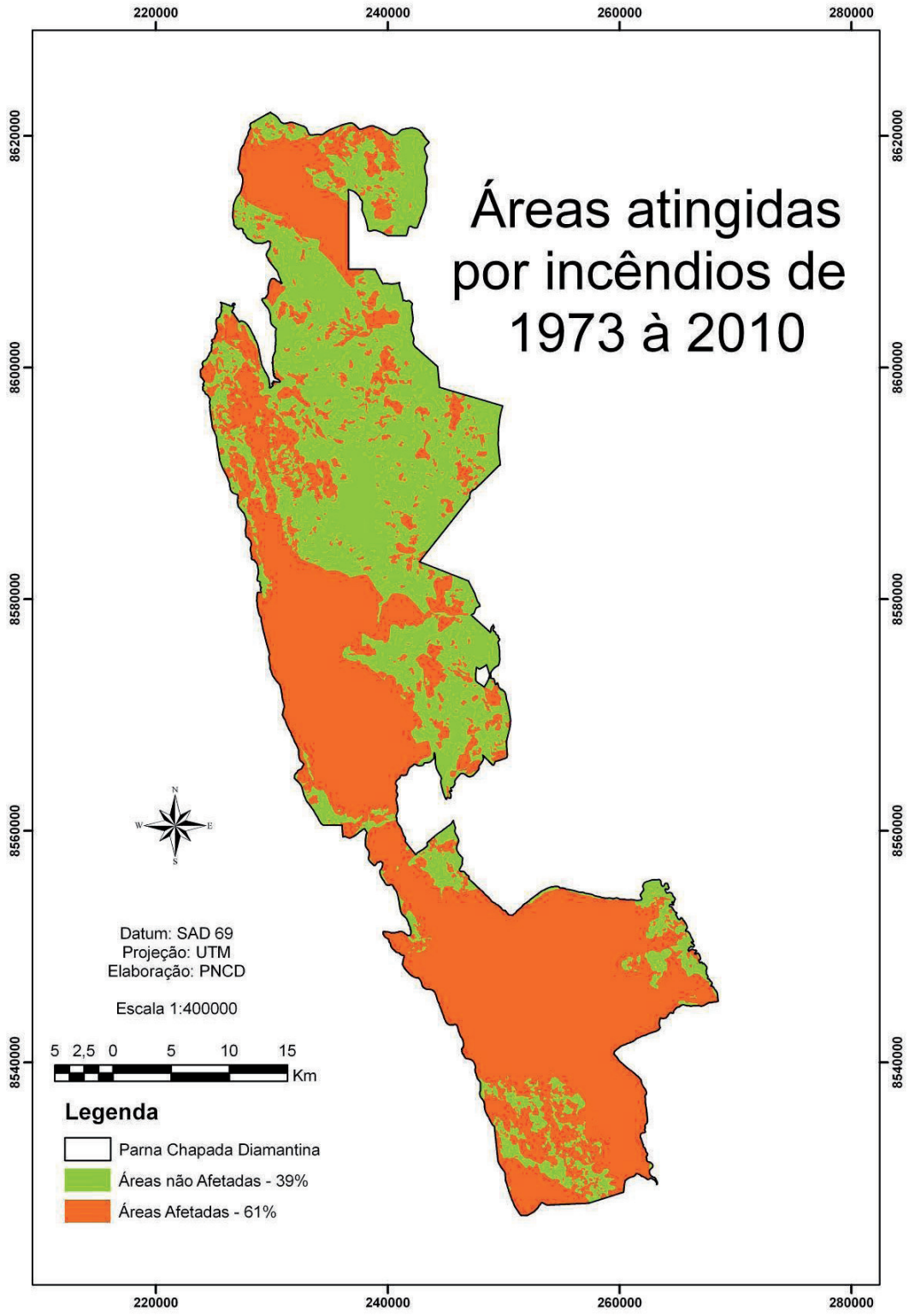

Figura 3 – Mapa síntese das áreas afetadas pelos incêndios no Parque Nacional da Chapada Diamantina no período entre 1973 e abril de 2010. Notar que 39% da área do Parque, segundo os dados obtidos, não sofreu incêndios no período considerado, especialmente na região ao norte da unidade de conservação, entre Mucugê e Lençóis.

Figure 3 – Synthesis map of areas affected by fires in the Chapada Diamantina National Park, between 1973 and April 2010. Note that 39% of the Park, according to data collected, has not been burned during the period considered, especially in the northern region of the protected area, between Mucugê and Lençóis.

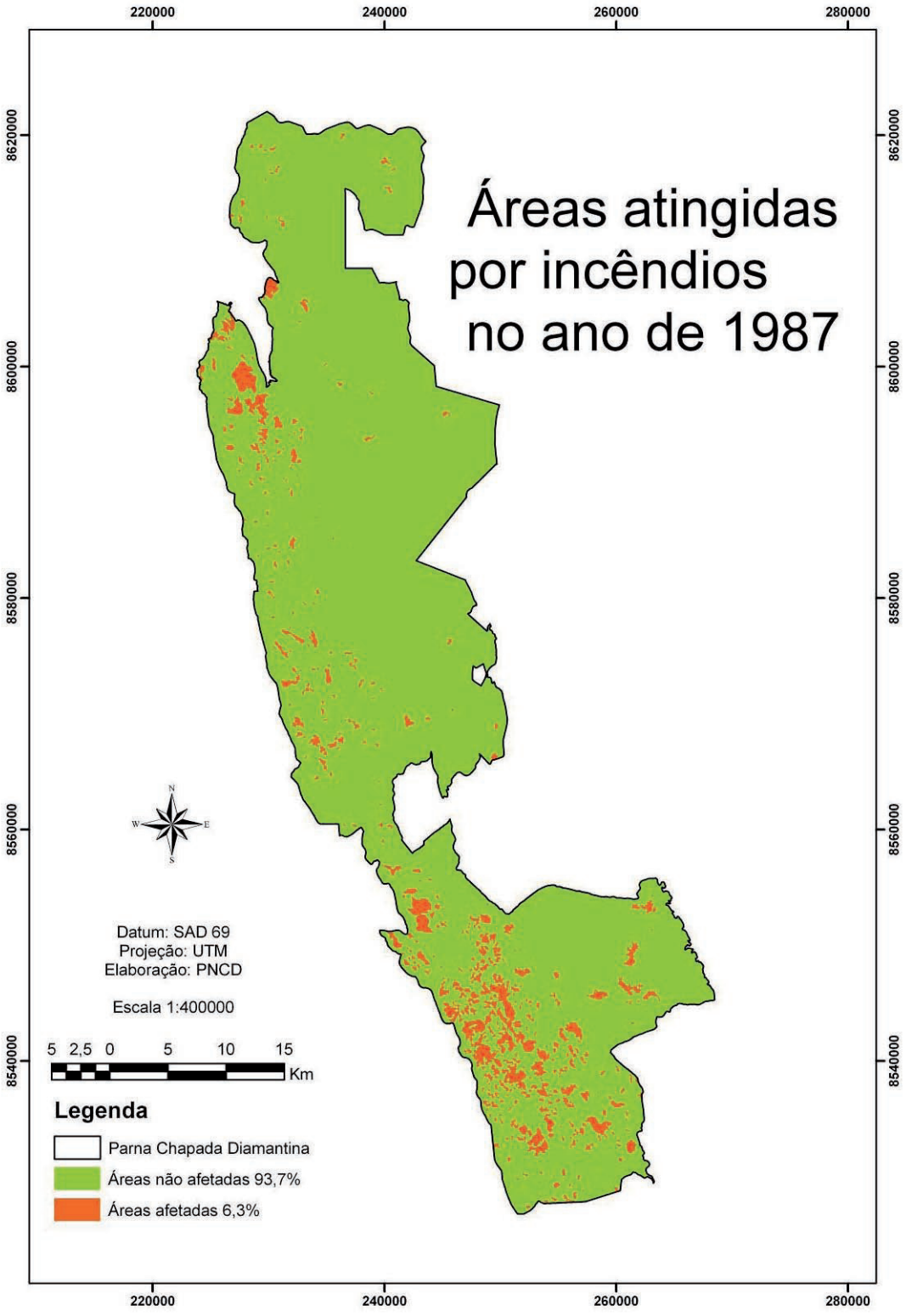

Figura 4 – Áreas afetadas por incêndios no interior do Parque Nacional da Chapada Diamantina no ano de 1987.

Figure 4 – Areas affected by fires within Chapada Diamantina National Park in 1987.

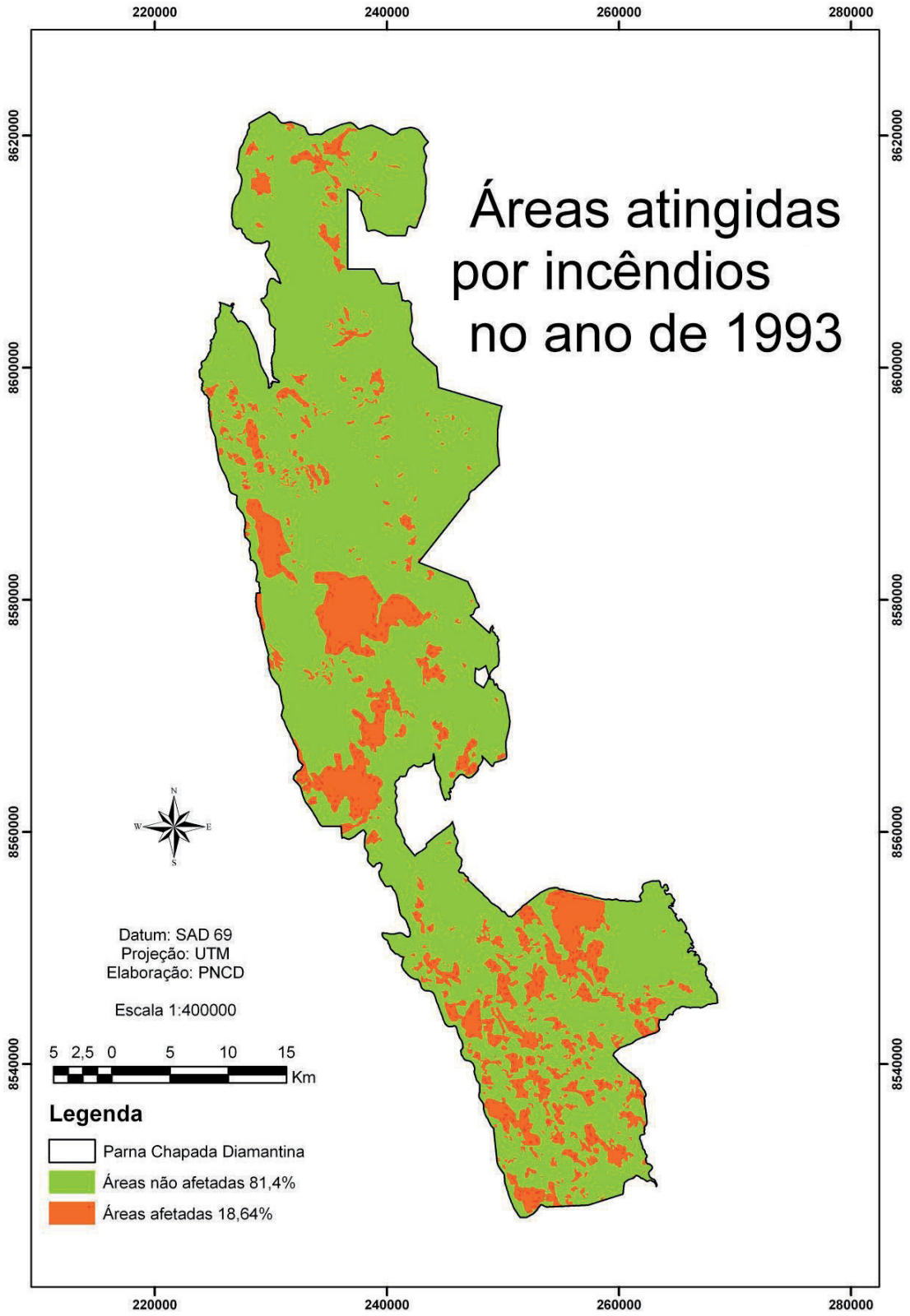

Figura 5 – Áreas afetadas por incêndios no interior do Parque Nacional da Chapada Diamantina no ano de 1993.

Figure 5 – Areas affected by fires within Chapada Diamantina National Park in 1993.

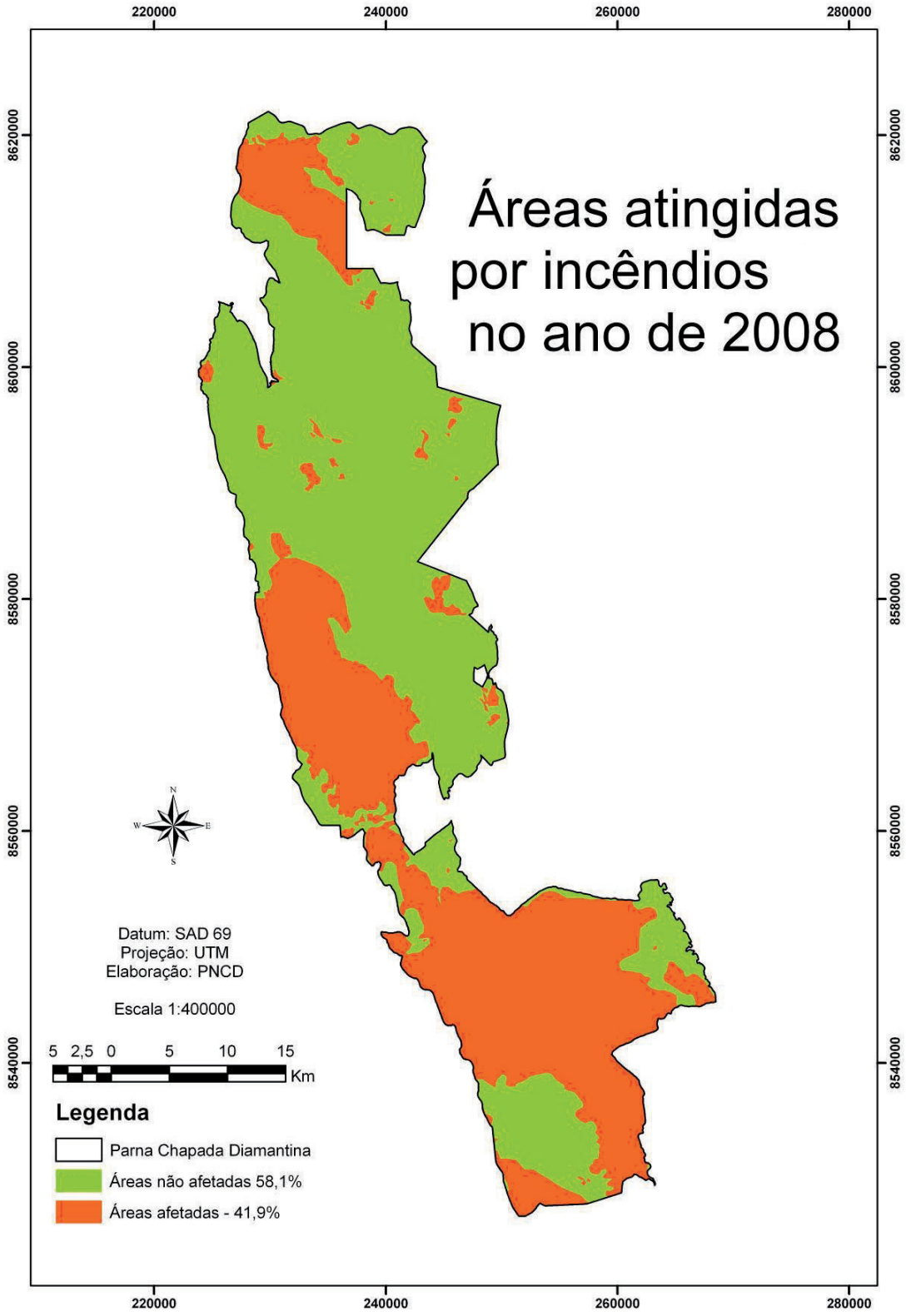

Figura 6 – Áreas afetadas por incêndios no interior do Parque Nacional da Chapada Diamantina no ano de 2008.

Figure 6 – Areas affected by fires within Chapada Diamantina National Park in 2008.

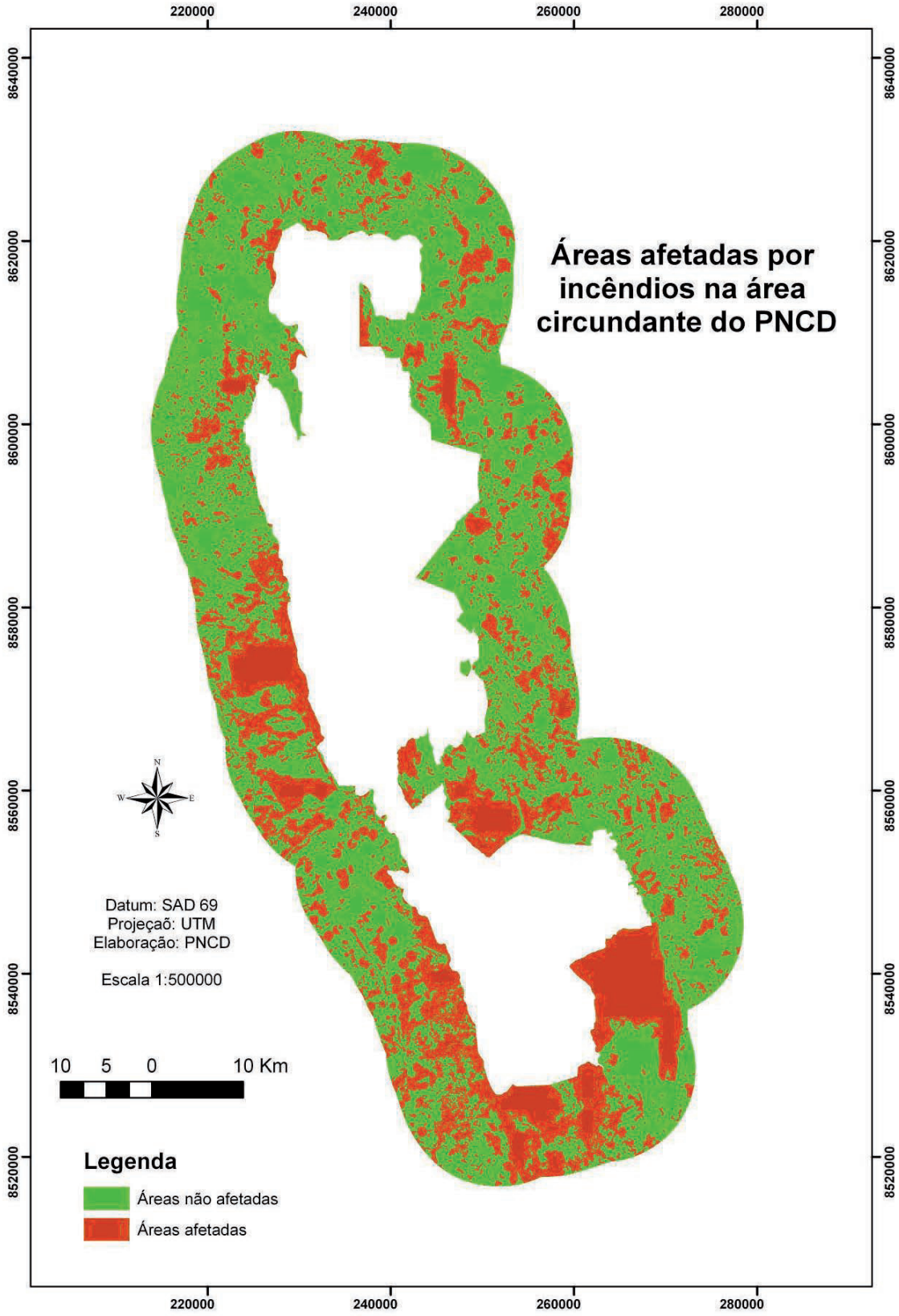

Figura 7 – Áreas afetadas por incêndios na Área Circundante do Parque Nacional da Chapada Diamantina entre 1973 e abril de 2010, com base em imagens LandSat.

Figure 7 – Areas affected by fires in the surrounding area of the Chapada Diamantina National Park between 1973 and April 2010, based on LandSat images.

Tabela 2 – Valores relativos à ocorrência de incêndios no Parque Nacional da Chapada Diamantina (PNCD) e sua área circundante (AC) entre 1984 e abril de 2010, obtidos com base em imagens do satélite LandSat 5, considerando os polígonos identificados.

Table 2 – Values related to fires occurrences in Chapada Diamantina National Park and its surrounding area between 1984 and April 2010, based on Landsat 5 satellite images and burned polygons that were identified.

Ano	Parque Nacional da Chapada Diamantina			Área Circundante		
	Polígonos	Área (ha)	%	Polígonos	Área (ha).	%
1984	39	383,97	0,25	111	923,62	0,61
1985	65	285,98	0,19	0	0,00	0,00
1986	50	468,37	0,31	202	1624,33	1,07
1987	709	9689,98	6,37	891	8045,08	5,29
1988	181	4073,52	2,68	761	10139,33	6,67
1989	228	1620,49	1,07	457	3597,91	2,37
1990	252	3783,12	2,49	197	1461,06	0,96
1991	429	4260,41	2,80	452	3227,38	2,12
1992	137	743,68	0,49	205	791,30	0,52
1993	382	28346,77	18,65	632	12757,96	8,39
1994	241	4102,63	2,70	446	6652,19	4,38
1995	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
1996	289	5760,30	3,79	561	4266,91	2,81
1997	132	937,30	0,62	483	4032,38	2,65
1998	361	10846,69	7,14	462	5928,45	3,90
1999	235	2875,59	1,89	421	4476,10	2,94
2000	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
2001	409	10237,29	6,74	923	13598,62	8,95
2002	23	1180,72	0,78	215	2692,42	1,77
2003	79	2138,41	1,41	407	3540,03	2,33
2004	56	1304,82	0,86	281	2230,30	1,47
2005	12	88,95	0,06	120	887,54	0,58
2006	196	1706,09	1,12	658	4989,23	3,28
2007	62	883,08	0,58	498	4615,53	3,04
2008	101	63731,21	41,93	704	45209,74	29,74
2009	36	748,36	0,49	573	5420,06	3,57
2010	18	142,72	0,09	375	2029,72	1,34

Discussão

O levantamento dos incêndios ocorridos no Parna da Chapada Diamantina permitiu algumas constatações interessantes e que balizarão o planejamento da gestão do fogo nesta UC, embora haja uma grande variabilidade nos intervalos entre as imagens utilizadas e, na maioria dos casos, parcelas significativas das mesmas estejam cobertas por nuvens. Isto implica em que as cicatrizes detectadas possivelmente correspondem a uma parcela dos focos que efetivamente ocorreram. Entretanto, a presença maciça de nuvens nas áreas e nos períodos que não puderam ser mapeados pode indicar a ocorrência de chuvas intensas, o que naturalmente limita a possibilidade de ocorrência de focos de incêndio. Estudos posteriores são necessários para refinar o mapeamento da extensão dos focos que não puderam ser detectados pela metodologia empregada.

Os dados mostram um forte componente climático influenciando a intensidade dos eventos de fogo. De fato, os principais eventos de ocorrência de incêndios coincidem com anos onde

ocorre o fenômeno El Niño, exceto em 1994 e 1995 e em 2008 (Figura 8). No primeiro período citado, um evento de El Niño fraco aconteceu logo após outro mais intenso (1991 – 1993), com extensas áreas afetadas por incêndios no PNCD em 1993, onde presumivelmente boa parte do material combustível deve ter sido queimado.

No segundo caso, o ano de 2008 sucedeu uma seqüência de eventos de El Niño, mas não foi ele mesmo um ano em que o fenômeno tenha ocorrido. Apesar disto, condições extremamente favoráveis à ocorrência de incêndios ocorreram nos meses de outubro e novembro. Dados do Instituto Nacional de Meteorologia (2008) mostram que o volume de chuvas ficou em 9,4 mm no mês de outubro, equivalentes a 10 % da normal climatológica do período, com um déficit hídrico de 114 mm.

A remoção do gado bovino em 2003 também pode ter tido influência nos eventos ocorridos em 2008. Na época, a equipe do Parque alertou que a retirada de 18.000 cabeças de gado bovino implicaria que cerca de 32.400 toneladas de matéria seca deixariam de ser consumidos anualmente (Gonçalves 2003, Berlinck *et al.* 2010). Além disto, era costume dos vaqueiros atear fogo às pastagens naturais para renovar a vegetação para as próximas temporadas, o que provavelmente reduzia ainda mais o volume de material disponível para queima na temporada seca subsequente. Este fato, aliado a um relativo controle dos focos pelas brigadas contratadas e voluntárias de combate a incêndio a partir de 2001, pode ter propiciado o acúmulo de biomassa naqueles locais onde o gado costumava ser colocado. As áreas mais afetadas em 2008 correspondem, aproximadamente, aos locais onde tradicionalmente se apascentavam os rebanhos, retirados em 2003.

As regiões não atingidas pelos incêndios no período entre 1973 e abril de 2010, dentro dos limites do Parque, correspondem, como referido anteriormente, a uma região entre as cidades de Mucugê, Lençóis e Andaraí, onde há um conjunto de serras paralelas e vales profundos, de

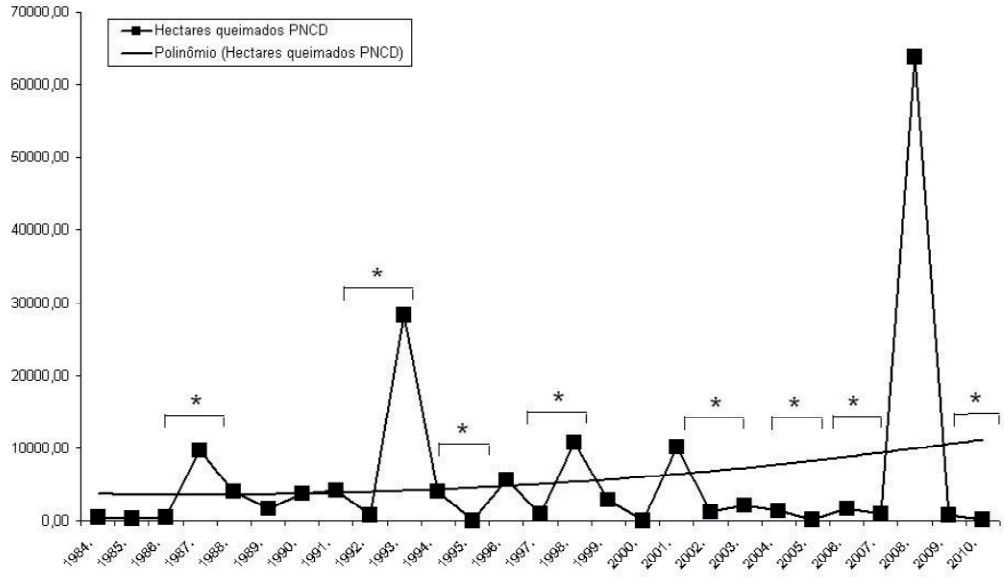

Figura 8 – Extensão das áreas queimadas, anualmente, no interior do Parque Nacional da Chapada Diamantina entre 1984 e abril de 2010. A linha de tendência corresponde a um polinômio que indica, aproximadamente, a variação do valor médio das áreas queimadas ao longo do tempo. As estrelas indicam eventos de El Niño e os colchetes a duração destes eventos.

Figure 8 – Extension of the areas burned annually within the Chapada Diamantina National Park between 1984 and April 2010. The trend line represents a polynomial that shows approximately the variation of the average value of the burned areas over time. Stars indicate El Niño events and the brackets the duration of these events.

difícil acesso, clima mais úmido (CPRM 1994), e vegetação florestal. Todos estes fatores dificultam a propagação dos incêndios. No entanto, também deve ser referido o fato de que esta região está constantemente coberta por nuvens, o que pode dificultar a identificação de eventuais focos em imagens Landsat. Ao sul de Mucugê, as condições das áreas onde não se registraram focos de incêndio são similares, mas estas são muito menos extensas. Pequenos trechos de campos rupestres que não foram afetados por incêndios, próximos a Mucugê, são potenciais alvos de estudos sobre a dinâmica de campos rupestres sem a interferência do fogo.

Berlinck *et al*. (2010) indicam que a ocorrência de focos de incêndio no Parque é devida, basicamente, à ação antrópica. Ações como coleta de sempre-vivas, criação de animais (principalmente equinos e muares), caça e, em menor escala, agricultura e turismo desordenado, são apontadas como possíveis causas para os incêndios que atingem este Parque. Funch (2007) especifica para que serve o fogo em cada grupo dos usuários citados. Segundo ele, o garimpeiro utiliza o fogo para abertura de caminhos e regos e limpeza de áreas perto de sua morada; o coletor de sempre viva acredita que o fogo é útil para produzir uma melhor safra; e o vaqueiro e os caçadores utilizam a queima com a mesma finalidade - renovação de pasto para alimentar os animais - , no caso do caçador, para atrair os herbívoros para determinado local, e dos vaqueiros, para suprir os seus animais de montaria. Outra possível causa dos focos é o vandalismo e/ou revanchismo, que são apontados como importantes causas de incêndios por Vélez *et al.* (2000), na Espanha, mas que parece também ser uma realidade no Parna da Chapada Diamantina. As motivações para o vandalismo e/ou revanchismo apontados por Vélez *et al.* (2000) estão relacionados a perdas financeiras sofridas pelos moradores ou proprietários das áreas. No caso do Parna Chapada Diamantina, a grande lentidão na regularização fundiária; o poder coercitivo, limitando o uso de suas terras e a própria forma de criação da unidade de conservação, sem um maior esclarecimento da população sobre os seus benefícios, podem ser motivações para as ações de atear fogo em áreas da UC. A existência de piromaníacos também é possível, mas como destaca Vélez *et al*. (op cit.), é pouco provável que ações deste tipo sejam a principal causa dos incêndios, pois essa enfermidade é encontrada em um número muito reduzido de indivíduos. Com isso, pode-se supor que os incêndios florestais são originados, principalmente, de problemas socioambientais de cada região, e que alguns desses problemas podem ser similares entre as regiões.

A ocorrência de incêndios de origem natural, provocados por raios, é muito rara nesta UC (Berlinck *et al.* 2010), ao contrário do que ocorre no Parna de Emas, por exemplo (França *et al*. 2007). A origem antrópica dos incêndios também é considerada importante em outras UC federais, como os Parnas da Serra da Canastra ou o da Serra do Cipó (Medeiros & Fiedler 2003, Ribeiro *et al.* 2005). Ações de fiscalização mais intensas, monitoramento e a regularização fundiária das UC podem contribuir para reduzir a incidência dos focos. No entanto, como referido anteriormente, o fogo é um distúrbio natural em muitos habitats, e sua exclusão das áreas onde faz parte da dinâmica do ecossistema pode ser danosa, como já foi demonstrado para o Parna de Emas (França *et al.* 2007). No caso do Parna da Chapada Diamantina, a diversidade de ambientes que caracteriza esta UC leva à necessidade de se buscarem alternativas de gestão que considerem medidas diferentes dependendo da natureza do ambiente afetado pelos incêndios. Em outro artigo (Gonçalves *et al.* neste número) é apresentada uma proposta de setorização do Parna Chapada Diamantina, juntamente com análises preliminares da cobertura vegetal em sítios determinados, que podem balizar as ações de prevenção e combate a incêndios florestais, evitando a ocorrência de grandes eventos.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Helena França, Luane Helena Augusto Lima e Pablo Lacaze de Camargo Casella pelas sugestões e apoio. Este trabalho é resultado do projeto "Análises sobre a ocorrência de incêndios no PNCD com vistas ao controle e manejo", financiado com recursos da CGPEQ/DIBIO/ICMBIO, no ano de 2010.

Referências bibliográficas

Berlinck, C.N.; Lima, L. H. A. & Gonçalves, C.N. 2010. O Parque Nacional da Chapada Diamantina e a emissão de gases de efeito estufa. **Ciência Hoje**, 46 (276): 28-33.

Bradstock, R.A. & Kenny, B.J. 2003. An application of plant functional types to fire management in a conservation reserve in southeastern Australia. **Journal of Vegetation Science,** 14: 345-354.

Coutinho, L.M. 1980. As queimadas e seu papel ecológico. **Brasil Florestal**, 44: 7-23.

CPRM. 1994. **Projeto Chapada Diamantina. Parque Nacional da Chapada Diamantina – BA. Informações básica para gestão territorial: diagnóstico do meio físico e da vegetação.** Salvador: CPRM – IBAMA. 104 p.

Fiedler, N.C.; Azevedo, I.N.C.; Rezende, A.V.; Medeiros, M.B. & Venturoili, F. 2004. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa-DF. **Revista Árvore**, 29: 129-138.

Bond, W.J. & Keeley, J.E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**, 20 (7): 389-393.

França, H.; Ramos Neto, M.B. & Setzer, A. 2007. **O fogo no Parque Nacional das Emas**. Série Biodiversidade, 27. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 140 p.

Funch, R. 2007. **Um guia para a Chapada Diamantina**, Flora Editora e Artes Visuais, Lençóis, Bahia, Brasil.

Gonçalves, C.N. 2003. Dezoito mil cabeças de gado que ameaçavam o Parque Nacional da Chapada Diamantina – análise do problema e perspectivas oriundas da retirada dos animais. **Informativo PNCD**, 2 (3): 10-11.

IBAMA. 2008. Parque Nacional da Chapada Diamantina – BA. **Relatório de combate ampliado**. IBAMA – PREVFOGO: Brasília. 11 fl.

INPE 2010. **Catálogo de imagens**. <http://www.dgi.inpe.br/cdsr/> (Acesso em 10/02/2010)

Instituto Nacional de Meteorologia. 2008. **Boletim agroclimatológico mensal. Outubro 2008**. INMET – SEAGRE: Brasília. 41 p.

Medeiros, M.B. & Fiedler, N.C. 2003. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. **Ciência Florestal (Santa Maria)**, 14 (2): 157-168.

Pausas, J. G.; Bradstock, R. A.; Keith, D.A.; Keeley, J.E. & The GCTE (Global Change Of Terrestrial Ecosystems) Fire Network. 2004. Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. **Ecology**, 85(4): 1085–1100.

Ribeiro, K. T. ; Madeira, J. A. ; Collet, H. D. ; Nascimento, J. S. & Braga, J. C. 2006. Conquistas e desafios na prevenção e combate a incêndios em vegetações abertas no interior e entorno do Parque Nacional da Serra do Cipó, sudeste do Brasil. *In:* 2º Congreso para la prevención y combate de incendios forestales y de pastizales en el Mercosur, **Anais do ...** Malargüe.

Vélez, R. (coord.). 2000. **La defensa contra incêndios forestales: fundamentos y experiencias**, Editora McGraw Hill, Madrid, Espanha.

Apêndice – Relação das imagens de satélite LandSat 1,2,3 e 5 obtidas da página do INPE (2010) informando a sequência (Img nº), a cobertura de nuvens em cada um dos quadrantes (Q1, Q2, Q3 e Q4) de cada imagem e se a imagem foi utilizada ou não para demarcação das cicatrizes de incêndios. Não foram utilizadas aquelas imagens que não tivessem áreas do Parque Nacional da Chapada Diamantina ou de sua área circundante visíveis.

Appendix – Value of LandSat 1,2,3 and 5 satellites images obtained from the site of INPE (2010) informing their sequency, (Img nº), data, cloud cover in each quadrant of each image (Q1, Q2, Q3 and Q4) and if the image was used or not for delineation of fire scars. Images with no visible areas of the national park or its surrounding area were not used.

Img. n°	Data	Cobertura de nuvens (%)				Utilizado
		Q1	Q2	Q3	Q4	
1	28/07/1973	18	67	0	16	**Sim**
2	15/08/1973	10	90	0	50	**Sim**
3	20/09/1973	9	26	0	13	**Sim**
4	15/08/1973	10	90	0	50	**Não**
5	06/01/1974	0	0	10	29	**Não**
6	25/05/1975	0	10	30	10	**Sim**
7	14/08/1975	18	28	7	31	**Sim**
8	10/09/1975	4	22	9	24	**Não**
9	06/06/1976	1	2	0	1	**Não**
10	24/06/1976	90	100	90	90	**Não**
11	21/02/1979	90	90	40	50	**Sim**
12	01/11/1977	29	56	8	32	**Sim**
13	05/08/1980	34	6	24	5	**Não**
14	23/08/1980	20	80	0	30	**Sim**
15	01/02/1981	82	60	59	51	**Não**
16	31/07/1981	34	33	15	15	**Sim**
17	05/09/1981	90	100	0	80	**Sim**
18	22/12/1981	90	90	40	30	**Sim**
19	15/06/1984	90	80	80	90	**Sim**
20	24/12/1984	90	90	90	90	**Sim**
21	18/06/1985	80	80	10	10	**Sim**
22	04/05/1986	90	70	100	80	**Não**
23	20/05/1986	90	90	80	90	Sim
24	21/06/1986	100	100	90	100	**Não**
25	09/09/1986	100	100	100	100	**Não**
26	25/09/1986	80	100	30	80	**Sim**
27	15/01/1987	70	90	10	80	**Sim**
28	23/05/1987	100	100	40	100	**Sim**
29	24/06/1987	100	100	20	90	**Sim**
30	10/07/1987	50	80	10	30	**Sim**
31	11/08/1987	60	100	60	100	**Sim**
32	27/08/1987	60	100	10	80	**Sim**
33	12/09/1987	100	100	80	100	**Não**
34	28/09/1987	100	100	100	100	**Não**
35	18/01/1988	90	90	90	90	**Sim**
36	22/03/1988	70	90	70	80	**Sim**
37	13/08/1988	100	100	90	90	**Não**
38	20/01/1989	90	90	80	70	**Sim**

39	29/06/1989	100	100	50	90	**Não**
40	15/07/1989	90	90	80	90	**Não**
41	31/07/1989	60	100	60	90	**Sim**
42	01/09/1989	80	90	40	90	**Sim**
43	17/09/1989	90	100	60	100	**Sim**
44	24/02/1990	100	100	80	100	**Não**
45	16/06/1990	80	100	40	90	**Não**
46	19/08/1990	70	100	40	100	**Sim**
47	10/01/1991	90	90	90	90	**Sim**
48	27/02/1991	80	100	70	100	**Sim**
49	02/05/1991	90	90	80	90	**Sim**
50	03/06/1991	100	90	100	90	**Não**
51	19/06/1991	100	100	100	100	**Não**
52	05/07/1991	80	90	30	90	**Sim**
53	21/07/1991	100	100	100	100	**Sim**
54	06/08/1991	100	90	70	80	**Sim**
55	22/08/1991	100	100	90	100	**Não**
56	07/09/1991	50	10	20	10	**Sim**
57	12/12/1991	100	100	90	100	**Não**
58	14/02/1992	100	100	100	100	**Não**
59	02/04/1992	90	90	90	100	**Não**
60	05/06/1992	90	80	70	80	**Não**
61	21/06/1992	100	100	100	100	**Não**
62	07/07/1992	70	70	10	70	**Sim**
63	08/08/1992	100	100	100	100	**Não**
64	24/08/1992	50	100	0	60	**Sim**
65	09/09/1992	100	100	100	100	**Não**
66	25/09/1992	100	100	100	100	**Não**
67	14/12/1992	100	100	100	100	**Não**
68	30/12/1992	90	90	90	90	**Não**
69	15/01/1993	100	100	100	100	**Não**
70	31/01/1993	90	90	70	90	**Sim**
71	05/04/1993	100	100	100	100	**Não**
72	21/04/1993	100	90	90	100	**Não**
73	07/05/1993	100	100	100	100	**Não**
74	23/05/1993	10	0	0	0	**Sim**
75	24/06/1993	80	60	50	60	**Sim**
76	26/07/1993	100	100	80	90	**Não**
77	11/08/1993	0	60	0	0	**Sim**
78	27/08/1993	90	100	40	80	**Sim**
79	12/09/1993	90	100	90	100	**Sim**
80	28/09/1993	50	100	30	70	**Sim**
81	18/01/1994	100	90	90	90	**Não**
82	19/02/1994	90	90	50	90	**Não**
83	24/04/1994	90	90	90	90	**Não**
84	10/05/1994	100	90	100	100	**Não**
85	26/05/1994	100	90	60	100	**Não**
86	11/06/1994	80	90	60	80	**Sim**
87	13/07/1994	90	100	90	100	**Não**

88	29/07/1994	90	90	90	90	**Não**
89	14/08/1194	40	90	40	90	**Sim**
90	01/10/1994	80	90	40	90	**Não**
91	02/11/1994	60	90	10	60	**Sim**
92	11/04/1995	90	90	90	90	**Não**
93	27/04/1995	100	100	100	100	**Não**
94	29/05/1995	90	100	80	30	**Sim**
95	14/06/1995	100	90	90	90	**Não**
96	30/06/1995	100	100	100	100	**Não**
97	16/07/1995	90	90	100	90	**Não**
98	24/01/1996	100	90	60	90	Sim
99	09/02/1996	60	90	10	70	**Sim**
100	25/02/1996	60	80	40	40	**Sim**
101	28/03/1996	90	90	70	90	**Não**
102	13/04/1996	90	100	80	100	**Sim**
103	31/05/1996	90	90	30	70	**Sim**
104	16/06/1996	100	40	70	50	**Não**
105	02/07/1996	100	100	100	100	**Não**
106	18/07/1996	90	90	70	90	**Sim**
107	04/09/1996	60	60	20	60	**Sim**
108	20/09/1996	100	100	100	100	**Não**
109	06/10/1996	100	90	90	90	**Não**
110	22/10/1996	100	100	90	100	**Não**
111	23/11/1996	90	90	90	90	**Não**
112	09/12/1996	80	90	70	80	**Sim**
113	25/12/1996	100	100	100	100	**Não**
114	10/01/1997	90	90	80	90	**Não**
115	26/01/1997	100	100	100	100	**Não**
116	11/02/1997	100	100	100	100	**Não**
117	03/06/1997	100	90	90	100	**Não**
118	19/06/1997	90	90	90	90	**Não**
119	21/07/1997	10	10	10	20	**Sim**
120	22/08/1997	90	90	50	60	**Sim**
121	23/09/1997	70	90	90	90	**Sim**
122	06/06/1998	100	100	90	90	**Não**
123	22/06/1998	80	100	60	90	**Não**
124	08/07/1998	90	90	30	70	**Sim**
125	24/07/1998	60	70	80	90	**Sim**
126	09/08/1998	90	70	90	90	**Não**
127	25/08/1998	30	80	20	80	**Não**
128	10/09/1998	90	90	60	90	**Não**
129	26/09/1998	90	100	40	80	**Sim**
130	22/04/1999	60	80	30	60	Sim
131	08/05/1999	90	100	90	80	**Sim**
132	24/05/1999	100	100	90	90	**Não**
133	09/06/1999	100	100	100	100	**Não**
134	25/06/1999	90	90	70	90	**Não**
135	11/06/1999	100	100	90	100	**Não**
136	27/07/1999	100	100	80	90	**Não**

137	28/08/1999	10	50	0	0	**Sim**
138	13/09/1999	90	90	50	90	**Não**
139	29/09/1999	60	90	10	30	Sim
140	11/06/2000	90	90	90	100	**Não**
141	15/09/2000	100	100	80	100	**Não**
142	05/01/2001	100	100	100	100	**Não**
143	11/04/2001	90	90	10	10	**Sim**
144	27/04/2001	90	90	90	90	**Não**
145	13/05/2001	10	50	0	0	**Sim**
146	29/05/2001	90	90	60	90	**Não**
147	14/06/2001	90	90	60	90	**Sim**
148	30/06/2001	100	100	90	90	**Não**
149	01/08/2001	100	90	100	100	**Não**
150	17/08/2001	100	100	80	80	**Não**
151	18/09/2001	100	100	100	100	**Não**
152	04/10/2001	30	80	0	20	**Sim**
153	05/112001	10	10	10	10	**Sim**
154	21/11/2001	40	70	70	80	**Não**
155	24/01/2002	60	70	40	60	**Sim**
156	20/06/2003	90	100	60	100	**Não**
157	06/07/2003	90	90	40	60	**Sim**
158	22/07/2003	90	90	100	90	Não
159	23/08/2003	100	100	100	100	**Não**
160	10/10/2003	80	90	60	70	Sim
161	29/12/2003	100	100	100	100	**Não**
162	30/01/2004	90	90	90	90	**Não**
163	02/03/2004	100	90	90	80	**Não**
164	18/03/2004	100	100	90	100	**Não**
165	06/06/1994	100	100	90	90	**Não**
166	22/06/2004	90	90	90	100	**Não**
167	08/07/2004	100	70	70	60	**Sim**
168	09/08/2004	50	60	30	40	**Sim**
169	25/08/2004	60	80	100	70	**Sim**
170	10/09/2004	90	90	70	80	**Não**
171	09/06/2005	90	90	90	90	**Não**
172	11/07/2005	70	70	70	80	**Sim**
173	28/08/2005	90	90	50	90	**Não**
174	09/09/2005	90	100	100	100	**Não**
175	16/11/2005	100	100	100	100	**Não**
176	04/02/2006	90	90	60	90	**Sim**
177	14/07/2006	90	90	80	90	**Sim**
178	31/08/2006	90	90	90	100	**Não**
179	19/11/2006	70	90	20	90	**Sim**
180	22/01/2007	10	0	20	10	**Sim**
181	23/02/2007	90	90	90	90	**Não**
182	11/03/2007	80	90	80	90	**Não**
183	15/06/2007	100	100	90	90	**Não**
184	01/07/2007	90	90	80	90	**Não**
185	02/08/2007	70	70	80	90	**Sim**

186	18/08/2007	90	100	90	90	**Não**
187	03/09/2007	90	80	90	90	**Não**
188	19/09/2007	90	90	70	90	**Não**
189	05/10/2007	100	100	90	100	**Não**
190	25/01/2008	90	90	90	90	**Não**
191	10/02/2008	90	90	90	90	**Não**
192	26/02/2008	90	90	100	90	Não
193	13/03/2008	80	90	60	90	**Sim**
194	29/03/2008	90	100	90	90	Não
195	14/04/2008	90	90	50	80	**Sim**
196	30/04/2008	60	70	100	30	**Sim**
197	16/05/2008	90	40	70	60	**Não**
198	01/06/2008	100	90	100	90	**Não**
199	17/06/2008	60	10	30	60	**Sim**
200	03/07/2008	100	90	90	90	**Não**
201	19/07/2008	90	90	60	80	**Sim**
202	04/08/2008	40	90	0	10	**Sim**
203	20/08/2008	90	90	90	90	**Não**
204	05/09/2008	70	80	60	80	**Sim**
205	07/10/2008	70	80	60	80	**Não**
206	23/10/2008	90	90	40	90	**Não**
207	24/11/2008	100	100	100	100	**Não**
208	26/12/2008	100	100	90	90	**Não**
209	11/01/2009	100	90	90	90	**Não**
210	12/02/2009	90	100	20	90	**Sim**
211	28/02/2009	90	100	80	100	**Não**
212	16/03/2009	40	60	30	80	**Sim**
213	01/04/2009	90	70	100	70	**Sim**
214	17/04/2009	90	90	80	90	**Não**
215	03/05/2009	100	90	100	90	**Não**
216	19/05/2009	90	90	90	60	**Sim**
217	04/06/2009	90	90	90	90	**Não**
218	20/06/2009	60	80	30	90	**Sim**
219	06/07/2009	80	90	80	90	**Não**
220	22/07/2009	50	70	30	60	**Sim**
221	07/08/2009	70	90	60	80	**Sim**
222	23/08/2009	90	100	90	100	**Não**
223	08/09/2009	90	90	80	90	**Não**
224	24/09/2009	10	0	10	0	Sim
225	10/10/2009	100	100	100	100	**Não**
226	26/10/2009	100	100	100	100	**Não**
227	11/11/2009	100	100	60	90	**Não**
228	27/11/2009	40	70	10	30	**Sim**
229	13/12/2009	70	100	40	80	**Sim**
230	30/01/2010	60	100	40	100	**Não**
231	15/02/2010	90	90	70	80	**Não**
232	19/03/2010	90	90	90	90	**Não**
233	04/04/2010	100	100	100	100	**Não**
234	20/04/2010	70	40	70	50	**Sim**

Registro de Ocorrência de Incêndio (ROI): evolução, desafios e recomendações

Gínia César Bontempo[1], Gumercindo Souza Lima[2], Guido Assunção Ribeiro[2], Sheila Maria Doula[3], Elias Silva[2] & Laércio Antônio Gonçalves Jacovine[2]

Recebido em 25/3/2011 – Aceito em 9/8/2011

RESUMO – Um dos principais desafios das Unidades de Conservação (UCs) brasileiras é reduzir a ocorrência de incêndios florestais em suas áreas. Uma das estratégias usadas para isso tem sido o preenchimento do Registro de Ocorrência de Incêndio (ROI), que permite conhecer o perfil dos incêndios florestais e planejar a sua prevenção e combate. Entretanto, muitas das unidades não apresentam tais registros. Esta pesquisa teve como objetivos resgatar o histórico de criação e evolução do ROI, avaliar sua aplicabilidade e fornecer subsídios para seu melhor preenchimento e utilização por parte das UCs. Os métodos utilizados para isso foram a pesquisa bibliográfica e documental e a pesquisa de campo com aplicação de entrevista e observação não participante. A avaliação da aplicabilidade do ROI aconteceu no Parque Nacional do Caparaó, localizado nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. Verificou-se que o ROI é o único registro sistematizado das ocorrências de incêndios florestais em UCs no Brasil e que ele é instrumento importante para a elaboração de estratégias regionais e nacionais para a prevenção e minimização dos incêndios. Sua constante evolução tem contribuído para a melhoria quantitativa e qualitativa dos dados disponíveis. Foram listadas 23 diferentes habilidades e competências relacionadas aos mais diversos campos das ciências naturais e sociais e 16 diferentes instrumentos e equipamentos para a obtenção correta e completa dos dados solicitados no ROI. É possível obter as informações solicitadas no ROI, desde que haja recursos humanos, capacitação e equipamentos para tal.

Palavras-chave: incêndios florestais; registro de ocorrência de incêndio (ROI); unidades de conservação.

ABSTRACT – One of the main challenges in Protected Areas (PAs) in Brazil is to reduce the occurrence of forest fires. A strategy for this purpose is the completion of the Fire Incident Report (FIR or ROI, in Portuguese), to characterize the profile of fires and guide the planning of fire prevention and control. However, records show that many of the units have no such reports. The objectives of this study were to save the history of creation and evolution of ROI, evaluate its effectiveness and provide resources for its correct completion and best use in the PAs. The applied methods were bibliographical and documentary research as well as field research including interviews and non-participant observation. The applicability of ROI was evaluated in the National Park Caparaó, located in the states of Minas Gerais and Espírito Santo. It was found that the ROI is the only systematic record of forest fire occurrences in PAs in Brazil, underlying the development of regional and national strategies for fire prevention and reduction. The constant evolution of the system has contributed to a quantitative and qualitative improvement of the available data. A set of 23 different skills and competencies related to the fields of natural and social sciences were listed, which are required to complete the ROI. Sixteen different tools and equipment are needed for data collection. The information required for ROI can be obtained where trained human resources and equipment are available.

Keywords: fire incident report (ROI); protected areas; wildfires.

[1] Universidade Federal de Viçosa/UFV, Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal, Caixa Postal 43, Viçosa-MG, Brasil, 36570-000. E-mail: giniabt@ultimato.com.br

[2] Universidade Federal de Viçosa/UFV, Departamento de Engenharia Florestal. E-mail: gslima@ufv.br, gribeiro@ufv.br, eshamir@ufv.br, jacovine@ufv.br

[3] Universidade Federal de Viçosa/UFV, Departamento de Economia Rural/UFV. E-mail: sheila@ufv.br

Introdução

Existem no Brasil 1.641 Unidades de Conservação (UCs) federais e estaduais, sendo 304 federais públicas, 532 estaduais públicas, além de 494 Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPNs) vinculadas à esfera federal e 311 vinculadas à esfera estadual. Isto corresponde a 16,8% do território continental e 1,5% da área marinha – aproximadamente 1,5 milhões de km^2 (ICMBio 2009, WWF-Brasil 2009).

Um dos desafios na gestão das UCs brasileiras é a prevenção e o combate a incêndios florestais. Em geral, as ocorrências de incêndio nestas unidades têm sua origem nas atividades antrópicas (Medeiros & Fiedler 2004, Soares 2009). O fogo é utilizado para diferentes fins seja na agropecuária (renovação de pastagem, limpeza de área para cultivo), no extrativismo (produtos vegetais, caça, mineração), no desmatamento ilegal, em festividades (fogos de artifício e balões), em rituais religiosos e na queima de lixo (Soares & Batista 2007, IBAMA 2009c, Soares 2009).

Entre as causas de incêndios ligadas a atividades humanas ocorridos nas unidades de conservação federais, a queima para a renovação de pastagem é a mais frequente, com 23% do total de ocorrências em 2005, 40% em 2006, 38% em 2007 e 46% em 2008 (IBAMA 2009c).

Segundo Fonseca & Ribeiro (2003), as falhas mais comuns no emprego do fogo para fins agropastoris acontecem quando o seu uso se dá em condições de alta temperatura e baixa umidade relativa do ar, sem a observância da intensidade e direção do vento, com a confecção de aceiro inadequado, com a participação de pessoas inexperientes, com a queima de grandes áreas em um só dia e com o rescaldo incompleto.

No caso de descontrole do uso do fogo em regiões localizadas no entorno das UCs, os incêndios em vegetação podem adentrar as unidades e provocar a destruição de amostras representativas de ambientes nativos. As consequências são variadas conforme o local, época do ano e características do incêndio, e podem ser de grandes proporções: perda da biodiversidade e de oportunidades para o uso sustentável da floresta, comprometimento da qualidade do solo e da água, interrupção de processos biológicos, descaracterização da paisagem, alteração dos serviços ambientais, emissão de CO_2, entre outras (Lima & Batista 1993, Santilli 2005, Fearnside 2006, Soares & Batista 2007, Biondi 2009, Braga & Santos 2009, Koproski 2009).

A preservação e a conservação do ambiente são os dois eixos fortes do propósito das unidades de conservação, dessa forma, a prevenção e o combate a incêndios florestais devem ser considerados de forma prioritária em qualquer plano para garantir o sucesso da conservação das áreas protegidas (Milano *et al*. 1986, Milano 2002).

Para proteger os biomas brasileiros da ação do fogo, o governo federal criou em 1989, por meio do Decreto nº 97635, o Sistema Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais – Prevfogo, que atribuía ao IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) a competência de coordenar as ações necessárias à organização, implementação e operacionalização das atividades relacionadas à educação, pesquisa, prevenção e combate aos incêndios florestais e queimadas (Silva Júnior 2007, IBAMA 2009c).

Em 1998, tais atribuições foram ratificadas (Decreto nº 2.661, de 8 de julho de 1998) e em 2001 o Prevfogo tornou-se um centro especializado dentro da estrutura do IBAMA. Passou a ter autonomia técnica, administrativa e financeira, uma vez que lhe foi atribuída a responsabilidade pela política de prevenção e combate aos incêndios florestais em todo o território nacional. Sua atuação incluía atividades relacionadas a campanhas educativas, treinamento e capacitação de produtores rurais e brigadistas, além de monitoramento, pesquisa e manejo de fogo em unidades de conservação (Silva Júnior 2007, IBAMA 2009c).

Com a criação, em 2007, do ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Lei nº 11.516/07 de 28 de agosto de 2007), órgão responsável pela gestão das unidades de conservação federais e por programas de conservação da biodiversidade, as ações relacionadas aos

incêndios florestais nas UCs passaram a ser coordenadas, a partir de 2009, pela Coordenação Geral de Proteção – CGPro, e o Prevfogo continuou a atuar junto aos municípios, ainda vinculado ao IBAMA. Atualmente, o Prevfogo apoia o ICMBio em cursos de formação de brigadistas e no suporte em situações de combate a incêndios de grandes extensões (ICMBio 2010a).

Com a crescente preocupação com a perda da biodiversidade, as mudanças climáticas e com a crônica escassez de recursos financeiros e humanos nas UCs é imprescindível conhecer o perfil dos incêndios florestais e a logística associada ao seu combate para o planejamento de suas ações de prevenção e de combate. Para isso, a principal estratégia utilizada pelo Prevfogo (IBAMA) e, atualmente, pela CGPro (ICMBio) tem sido o preenchimento e análise do Registro de Ocorrência de Incêndio (ROI) pelas UCs.

Os relatórios produzidos pelo Prevfogo mostram que muitas das unidades não apresentam tais registros. Esta informação pode sugerir, de fato, a ausência de incêndio florestal nos domínios dessas unidades ou o não preenchimento dos registros, seja por dificuldades em fazê-lo, seja pela ausência de recursos humanos e de equipamentos necessários, seja pela falta de capacitação para a coleta de dados ou até mesmo pela falta de estímulo (Pereira *et al*. 2004, IBAMA 2006, 2009c, Avelino *et al.* 2007).

Esta realidade vem comprometendo a elaboração e análise dos registros, levando a informações desbalanceadas sobre as UCs. Muitas delas apresentam informações incompletas e irregulares, o que compromete significativamente a qualidade e confiabilidade dos dados, dificultando a comparação entre as diferentes regiões, biomas e categorias de unidades e comprometendo a elaboração de planos de prevenção a partir destes relatórios (Avelino *et al*. 2007, Soares 2009).

Este trabalho visou os seguintes objetivos: resgatar o histórico de criação e evolução do Registro de Ocorrência de Incêndio (ROI), avaliar sua aplicabilidade em uma unidade de conservação e fornecer subsídios para seu melhor preenchimento e utilização por parte das UCs.

Para alcançá-los, foram formuladas algumas questões que nortearam o presente trabalho: 'Quando e com quais objetivos o ROI foi criado?'; 'O ROI tem sofrido modificações ao longo dos anos? Se sim, estas modificações têm produzido maior quantidade de informações e dados mais confiáveis?'; 'O ROI é um instrumento para planejamento da prevenção e combate a incêndios florestais em unidades de conservação?'; 'É possível fornecer as informações solicitadas no ROI? Se não, por quê?'; 'Quem são as pessoas envolvidas na coleta de dados e no preenchimento do formulário?'; 'Quais são as habilidades e competências necessárias para o preenchimento do ROI?'; 'Que equipamentos e instrumentos são necessários?'.

Material e Métodos

Por se tratar de uma pesquisa social, de caráter exploratório e qualitativo, a metodologia usada foi essencialmente descritiva. Foram utilizados como métodos a pesquisa bibliográfica, a pesquisa documental e a pesquisa de campo com aplicação de entrevista e observação não participante (Gil 1999, Raupp & Reichle 2003, Marconi & Lakatos 2009). Para minimizar os fatores de distorção que pudessem interferir na investigação, utilizaram-se três fontes de dados independentes (pesquisadores, instituições e equipe técnica), de forma a realizar uma triangulação metodológica (Raupp & Reichle 2003).

Histórico e evolução do Registro de Ocorrência de Incêndio – ROI

A pesquisa bibliográfica foi utilizada para consolidar a fundamentação teórica-metodológica do trabalho e teve como fonte principal livros e artigos científicos. A pesquisa documental foi utilizada no resgate histórico de criação e evolução do ROI e teve como fontes documentos,

relatórios e ofícios emitidos pelo IBAMA e ICMBio. Muitos dos documentos estão disponíveis na internet e outros foram liberados para consulta local no Parque Nacional do Caparaó.

Avaliação da aplicabilidade do ROI

Área de estudo

Para a avaliação da aplicabilidade do ROI no cotidiano das UCs foi utilizada a pesquisa de campo no Parque Nacional do Caparaó.

O Parque Nacional do Caparaó é uma unidade de conservação federal de proteção integral criada em 24 de maio de 1961 pelo Decreto Federal nº 50.646 e gerida pelo ICMBio. O Parque possui área de 31.803,34 ha e está localizado nos estados do Espírito Santo e Minas Gerais, na Serra da Mantiqueira (entre 20º 19S e 20º 37S e 41º 43W e 41º 53W) (ICMBio 2010c).

O parque está no bioma da Mata Atlântica e abriga remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Campos Montanos. O clima é o tropical de altitude com pluviosidade em torno de 1.500 mm anuais. As maiores ocorrências de chuvas estão entre os meses de novembro e janeiro e setembro é o mês mais seco. A temperatura média anual fica entre 19ºC e 22ºC, sendo fevereiro o mês mais quente, e julho, o mais frio (ICMBio 2010c). O parque tem 35 servidores, sendo 11 efetivos, 21 terceirizados e três cedidos por prefeituras de municípios vizinhos. A cada ano o parque enfrenta problemas com o uso do fogo por parte de seus confrontantes e desde 2001 vem contratando brigadas temporárias para a prevenção e combate de incêndios florestais em seu interior e na Zona de Amortecimento.

O Parque Nacional do Caparaó foi escolhido para a realização da pesquisa de campo por apresentar as seguintes características: unidade federal já com 50 anos de criação e considerada efetiva uma vez que possui recursos humanos e infraestrutura para gestão administrativa e recepção de visitantes; Plano de Manejo elaborado em 1981 e, em revisão, no momento; presença do gerente do fogo na equipe técnica; existência do Plano Operativo de Prevenção e Combate a Incêndios, revisado a cada ano; monitoramento constante de focos de incêndios florestais; contratação de brigadas desde 2001; parceria com o Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa, que tem grupo de pesquisa sobre incêndios florestais e conservação da natureza; fácil acesso e proximidade (220 km) à cidade de origem dos pesquisadores.

Coleta de dados

A coleta de dados se deu por meio da aplicação dos procedimentos metodológicos da entrevista semi-estruturada e da observação não participante.

Para a realização da entrevista foi organizada uma reunião com os membros da equipe técnica do Parque diretamente envolvidos com a questão de incêndios florestais, sendo eles o chefe da unidade, o gerente do fogo e um membro da equipe de fiscalização. A reunião foi realizada na sede administrativa da unidade com o objetivo de verificar pessoalmente as condições reais, tanto materiais quanto humanas, para preenchimento do ROI. Na ocasião ainda não havia sido contratada a brigada e por isso a não participação de nenhum brigadista na reunião.

Segundo Raupp & Reichle (2003), a entrevista permite o estabelecimento de um diálogo entre entrevistador e entrevistado, possibilitando uma maior profundidade nas respostas. Sobre o registro das falas dos entrevistados, optou-se por trabalhar com um sistema de anotação simultânea da comunicação e, posteriormente, revisão das respostas por parte dos entrevistados para garantir a concordância com a fidelidade das informações.

Para coletar os dados desejados e motivar a discussão e avaliação da aplicabilidade do ROI, foi usada como roteiro a Tabela 1, que traz nas linhas as sete seções presentes no ROI e, nas colunas, as cinco questões que nortearam a investigação.

Tabela 1 – Instrumento usado para coleta de informações e avaliação do Registro de Ocorrência de Incêndio (ROI)

Table 1 – Instrument used to collect information and assess the Fire Incident Report (ROI, in Portuguese)

SEÇÕES DO ROI	QUESTÕES NORTEADORAS				
	É possível fornecer os dados?	Responsável pela coleta dos dados?	Responsável pelo preenchimento?	Habilidades/ competências necessárias?	Equipamentos/ instrumentos necessários?
I. Localização do incêndio					
II. Dados do terreno					
III. Dados meteorológicos					
IV. Dados do combate					
V. Gastos efetuados					
VI. Origem e causa					
VII. Danos					

A observação não participante ocorreu entre os meses de abril e novembro de 2010 por meio da realização de seis visitas ao Parque Nacional do Caparaó em diferentes ocasiões. Foram feitos acompanhamentos às atividades de seleção e treinamento de brigadistas assim como às atividades de prevenção e combate a incêndios florestais. Para Raupp & Reichle (2003), a observação consiste no registro dos acontecimentos que depois serão analisados, buscando-se estabelecer relações e tendências.

Resultados e discussão

Histórico e evolução do Registro de Ocorrência de Incêndio – ROI

O início do registro dos eventos de fogo em unidades de conservação data do ano de 1979. A iniciativa partiu das próprias equipes das UCs e permitiu a compilação dos primeiros dados históricos sobre os incêndios florestais. Até 1989 os registros foram obtidos a partir de documentos do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), como relatórios de fiscalização, memorandos, relatos e outras comunicações (IBAMA 2009c).

Com a criação do IBAMA em 1989 e o histórico de incêndios florestais disponível, a Comissão Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais (Conacif) propôs a criação do Sistema Nacional de Prevenção e Combate a Incêndios Florestais (Prevfogo), instituído em 10 de abril de 1989 (Morais 2004, IBAMA 2009c). Após a criação do Prevfogo, houve um grande avanço no registro dos incêndios florestais e, consequentemente, na compilação dos dados.

Ainda na década de 1990, parcerias com os Estados Unidos, Canadá, Chile e Espanha permitiram uma série de atividades inéditas relacionadas à prevenção e combate a incêndios florestais em unidades de conservação brasileiras. Alguns exemplos são: capacitação e treinamento de técnicos e funcionários das UCs, formação e treinamento de brigadas voluntárias, produção de material didático de prevenção e combate a incêndios florestais, produção de cartilha educativa sobre a técnica e legislação da queima controlada, criação da primeira versão do ROI e desenvolvimento de técnicas contextualizadas à realidade brasileira (Morais 2004, IBAMA 2009b, 2009c).

Em 2001 o Prevfogo tornou-se um centro especializado do IBAMA, o que permitiu o incremento de suas atividades. Uma delas foi o incentivo à adoção, por parte das equipes das UCs, da prática sistemática do preenchimento e envio do ROI, logo após os eventos de combate a incêndios dentro das UCs ou em suas proximidades (IBAMA 2009c). Com os dados coletados entre 1979 e 2005, foi possível elaborar o primeiro relatório oficial – Relatório de Ocorrências de Incêndios Florestais em Unidades de Conservação Federais (IBAMA 2009c), que apresenta o histórico de ocorrência de incêndios florestais e área queimada nas UCs.

Outra importante atividade desenvolvida foi a contratação de brigadas temporárias para prevenção e combate a incêndios florestais em períodos críticos nas UCs federais (Morais 2004). No primeiro ano de contratação (2001), foram efetivados 614 brigadistas para atender a 43 unidades e, desde então, este número vem crescendo (IBAMA 2009c). A Tabela 2 apresenta o número de brigadistas capacitados, o número de brigadistas contratados e o número de unidades atendidas no período de 2005 a 2008.

Tabela 2 – Número de brigadistas capacitados, número de brigadistas contratados e número de unidades de conservação atendidas no período de 2005 a 2008.

Table 2 – Number of firefighters trained, of firefighters hired and number of protected areas attended during the period 2005 to 2008

Ano	Número de brigadistas capacitados	Número de brigadistas contratados	Número de unidades de conservação atendidas
2005	2.042	1.183	72
2006	2.003	1.225	76
2007	2.076	1.269	76
2008	3.537	1.377	82

Fontes: IBAMA 2009b, 2009c

Um dos resultados diretos dessas iniciativas identificado pelo IBAMA foi a redução das áreas queimadas e a melhoria na quantidade e na qualidade dos registros de ocorrência de incêndio (IBAMA 2009c).

O formulário ROI vem passando por aprimoramento constante desde a sua criação em meados dos anos 90. O objetivo tem sido melhorar a qualidade dos dados coletados em campo, já que se trata de informações importantes para o planejamento de ações de prevenção e combate a incêndios florestais em todo o território nacional. O banco de dados do ROI constitui o único registro sistematizado de incêndios em UCs federais no Brasil (IBAMA 2006, 2009c) e não pode ser inteiramente substituído pelo monitoramento de satélites já que apresenta muitos outros dados importantes para o controle de incêndios florestais como, por exemplo, a logística envolvida no combate.

Em 2006 o ROI sofreu modificações com o objetivo de facilitar a coleta de dados em campo e melhorar a qualidade das informações (IBAMA 2006). Ele deixou de ter apenas espaços para inserção de textos livres e passou a ter também espaços predeterminados para marcação de possíveis situações contempladas na realidade local. Este modelo continha seis seções, sendo elas: I. Localização do incêndio; II. Dados meteorológicos; III. Dados do incêndio; IV. Dados do combate; V. Gastos efetuados; e VI. Observações. Todas estas informações estavam contidas em apenas uma página.

Juntamente com o novo formulário, foi produzido um manual com instruções detalhadas de como preencher o ROI (IBAMA 2006). Além das orientações, há uma introdução, justificando a importância do correto e assíduo preenchimento do ROI por parte dos responsáveis pelas ações

de prevenção e combate a incêndios florestais no interior e no entorno das UCs federais. O texto salienta a importância do conhecimento do perfil dos incêndios para o planejamento de seu controle e para o preparo do Plano Operativo de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais em cada unidade de conservação.

No manual é destacada a importância do uso de equipamentos como o GPS, para indicação da altitude, latitude e longitude, bem como da extensão da área queimada. Menciona também o uso de aparelhos de medição de temperatura, precipitação, umidade relativa do ar e direção e velocidade do vento. No texto são apresentadas algumas alternativas para as unidades que não tenham tais equipamentos, como, por exemplo, a estimativa da área queimada tendo como referência um hectare, que equivale a um terreno de 100 x 100 metros, e a utilização de dados da estação meteorológica mais próxima da unidade (IBAMA 2006).

A coleta de dados para preenchimento do ROI, segundo o manual, envolve brigadistas e outras pessoas presentes no combate ou que percorreram a área queimada após a extinção do incêndio. Estão presentes no texto diversas informações e conceitos que precisam ser conhecidos e compreendidos por parte de quem contribui com a coleta e por parte de quem preenche o ROI. Alguns exemplos são: limites da unidade, nomes dos rios presentes na unidade e em seu entorno, tipologia e estágio da vegetação atingida, combate direto, contra-fogo, linha fria, equipamentos diversos (bombas-costais, sistema Autotrac, *McLoud*), entre outros.

Com o objetivo de padronizar a coleta de dados sobre as causas dos incêndios florestais, há uma tabela anexa ao manual com a classificação de prováveis causas e agentes causais. A tabela foi elaborada a partir das informações existentes no banco de dados do Prevfogo e apresenta 27 possibilidades de causas e 34 possibilidades de agentes causais.

No manual há orientação para que os relatórios tenham o início de seu preenchimento ainda em campo, após a extinção do fogo. Para incêndios de grandes proporções é sugerida a utilização de ROIs parciais ou anotações temporárias até que seja possível preencher o formulário completo.

Segundo o manual, o ROI deve ser assinado pela pessoa responsável pelas informações prestadas (técnico do Prevfogo, gerente do fogo ou chefe da brigada) juntamente com o chefe da unidade de conservação.

Conforme o relatório de ocorrência de incêndios em unidades de conservação no período de 2005 a 2008, a divulgação e a disponibilização do manual a todas as unidades contribuíram significativamente para que um maior número de formulários melhor preenchidos chegasse ao Prevfogo. Isso possibilitou a compilação dos dados e a obtenção de importantes análises, tais como: ocorrências de incêndios florestais e sua relação com os dados meteorológicos; meses de maior ocorrência em cada região brasileira; número de ocorrências e áreas atingidas dentro das UCs e em seu entorno; causas dos incêndios; relação entre o perfil do incêndio e as atividades predominantes no entorno das UCs; tempo gasto entre a detecção e a extinção do incêndio; tempo gasto para o primeiro ataque, dinâmicas usadas nos combates; gastos realizados para o combate dos incêndios; entre outras (IBAMA 2009c).

Entretanto, segundo este mesmo relatório, a quantidade de relatórios incompletos que ainda chegava ao Prevfogo era preocupante, o que motivou uma nova alteração do ROI em 2008 (IBAMA 2009c). O formulário atual é constituído de sete seções principais com subitens em cada uma delas: I. Localização do incêndio; II. Dados do terreno; III. Dados meteorológicos; IV. Dados do combate; V. Gastos efetuados; VI. Origem e causa e VII. Danos. As informações solicitadas estão contidas em cinco páginas.

A principal mudança foi a nova disposição de algumas seções, a redução ainda maior de espaços para textos livres e a inclusão de mais espaços predeterminados para a marcação de possíveis situações contempladas na realidade local. Alguns termos técnicos foram alterados e novas informações foram incluídas.

A tabela de prováveis causas e agentes causais, que no modelo anterior era um anexo, sofreu algumas alterações e passou a fazer parte do corpo do formulário. Percebe-se, claramente, que o objetivo das modificações foi facilitar o preenchimento (marcação de opções e indicação de valores) e padronizar as possíveis alternativas, evitando que os dados não se encaixem em alguma categoria predeterminada, o que inviabiliza análises gerais.

Uma alteração importante diz respeito ao próprio nome do formulário. Antes, a sigla ROI vinha acompanhada da expressão 'Registro de Ocorrência de Incêndio Florestal'. A palavra 'florestal' foi eliminada, o que é pertinente para a realidade brasileira, que apresenta biomas e formações diversas além das florestas como os biomas campestres e savânicos localizados nas áreas de ocorrência do Cerrado.

O novo formato do ROI não veio acompanhado de um manual com orientações a respeito de sua importância e preenchimento. Recomenda-se que o manual de 2006 seja revisto pela Coordenação Geral de Proteção (CGPro) do ICMBio, uma vez que é este órgão que está a frente do controle de incêndios em unidades de conservação. Recomenda-se também que essa revisão seja feita com a participação de gerentes do fogo representantes das diferentes categorias de UCs e dos diferentes biomas brasileiros.

Outra conquista importante na sistematização das ocorrências dos incêndios em unidades de conservação foi a criação do SisFogo (Sistema Nacional de Informações sobre Fogo). "O SisFogo é um sistema do Prevfogo/IBAMA onde é permitido consultar bancos de dados geográficos com informações do ICMBio e do IBAMA. Está disponível na internet para preenchimento por pessoas cadastradas e permite cruzar informações e gerar relatórios sobre registro de ocorrência de incêndio. O SisFogo integra informações e permite a utilização dos dados com segurança e autonomia pelos usuários" (IBAMA 2010, p. 1).

Avaliação da aplicabilidade do ROI

A seguir, são apresentadas as informações levantadas, junto à equipe técnica (chefe, gerente do fogo e membro da equipe de fiscalização) do Parque Nacional do Caparaó, para cada uma das sete seções presentes no ROI a partir das cinco questões norteadoras da investigação: 'é possível levantar os dados?'; 'responsável pela coleta dos dados'; 'responsável pelo preenchimento'; 'habilidades e competências necessárias'; e 'instrumentos e equipamentos necessários'.

'É possível fornecer os dados?'

Localização do incêndio (seção I do ROI)

Segundo os respondentes, é possível fornecer todos os dados dos itens solicitados nesta seção: especificação do local e delimitação do incêndio. Geralmente participam da coleta desta informação aqueles que estão há mais tempo na unidade e detêm um conhecimento aprofundado da região, sabendo identificar os limites da unidade e os corpos d'água ali presentes utilizados como referências. A unidade em questão tem GPS, o que facilita a determinação da latitude e longitude.

Dados do terreno (seção II do ROI)

Nem sempre é possível fornecer com precisão os dados dos itens solicitados na seção 2 – relevo e altitude –, segundo os entrevistados. Na maioria das vezes, utiliza-se da experiência e do conhecimento da área para se fazer estimativas a respeito da inclinação do terreno e da altitude

local. A unidade não tem clinômetro e nem sempre há GPS disponível, uma vez que ele é usado também para outros fins, como, por exemplo, apoio às atividades de uso público. Nesse aspecto, o novo formulário contribuiu com o preenchimento ao apresentar sete opções para o relevo com suas respectivas faixas de declividade: plano (<3%), suave (3-8%), ondulado (8-20%), forte ondulado (20-45%), montanhoso (>45%), vale e escarpa.

Dados meteorológicos (seção III do ROI)

Com relação aos itens desta seção – temperatura máxima, número de dias sem chuva, umidade relativa do ar, direção e velocidade do vento –, foi informado que a unidade tem grande dificuldade em fornecer dados reais já que não possui uma estação meteorológica portátil ou instrumentos com esta característica que possam ser levados até o local do incêndio. Ao retornar do combate ao incêndio são feitas consultas à miniestação localizada na sede e também, pela internet, a estações próximas da unidade. A partir desses dados são feitas estimativas aproximadas da realidade local.

No Brasil há unidades com áreas de 200 ha e outras com mais de um milhão de hectares. Isso pode sugerir a importância de se buscar recursos para equipar as unidades com estações portáteis ou automatizadas, permitindo a obtenção de dados meteorológicos confiáveis, muito úteis na análise da influência dos fatores meteorológicos na ocorrência de incêndios florestais.

Soares & Batista (2007) destacam a importância da tomada dos dados meteorológicos, o mais precisos possível, uma vez que estão intimamente relacionados à ocorrência de incêndios. Por meio das variáveis meteorológicas é possível identificar as épocas com maior probabilidade de ocorrência de incêndios florestais e assim, tomar as devidas medidas de prevenção.

Dados do combate (seção IV do ROI)

De acordo com os entrevistados, é possível fornecer todos os dados dos itens solicitados nesta seção: método de detecção, cronograma do combate ao incêndio, equipe presente no início e no final do combate, forma de controle do incêndio e equipamentos utilizados. É compreensível que esta seção seja de fácil preenchimento, uma vez que ela não depende de instrumentos específicos e está diretamente relacionada ao preparo e atuação das brigadas. Ainda assim, é necessário que haja rigor e disciplina no preenchimento do ROI, que, nesta seção, apresenta mais de 100 possibilidades de marcação. Pode acontecer um relaxamento por parte dos colaboradores e, por comodidade, alguns itens serem repetidos e outros, esquecidos.

Gastos efetuados (seção V do ROI)

Segundo os respondentes, os itens desta seção – gastos com combustível, alimentação e diárias – também são facilmente respondidos uma vez que há rigoroso controle da entrada e saída de veículos, bem como da quilometragem rodada por cada veículo. Além disso, a unidade tem um setor específico que cuida da administração dos recursos financeiros, o que facilita o fornecimento de informações com os gastos efetuados durante o combate a incêndios florestais.

Origem e causa (seção VI do ROI)

As informações a respeito da provável causa e do provável agente causal também são, segundo a equipe consultada, de fácil identificação. Para isso, há uma grande contribuição por parte dos moradores do entorno, que, muitas vezes, fornecem as informações necessárias. Segundo o

Relatório de Atividades do Prevfogo de 2008 (IBAMA 2009b), as informações coletadas durante o combate refletem o que é possível se obter pela equipe da unidade. No caso de informações relativas às causas dos incêndios florestais, que se baseiam na percepção da equipe da unidade, considera-se apenas como prováveis causas. Há situações em que são realizadas perícias e o agente causal do incêndio pode vir a ser identificado e devidamente autuado segundo a legislação vigente.

Danos (seção VII do ROI)

Segundo os entrevistados, os itens área queimada, animais mortos e vegetação atingida também são de fácil identificação, uma vez que podem ser avaliados após o encerramento do combate já na atividade de rescaldo.

As pequenas áreas queimadas são medidas por meio do GPS e as grandes áreas são estimadas. No caso da unidade avaliada, seu relevo é bastante acidentado, o que dificulta o levantamento preciso da área queimada, seja ela pequena ou grande.

Com relação aos animais, os respondentes nominaram aqueles que têm dificuldade de locomoção e que muitas vezes não conseguem fugir do incêndio, como as serpentes, os tatus e os tamanduás. Entretanto, sabe-se que essa informação é bastante generalista e superficial, pois a destruição da vegetação compromete o abrigo e a alimentação de muitas espécies, mesmo que consigam se deslocar para outras áreas. E, ainda, há outras espécies que não são contabilizadas, porque são totalmente carbonizadas devido aos seus diminutos tamanhos, como é o caso dos insetos ou aqueles que se ferem durante o incêndio e morrem fora da área atingida pelo fogo.

Quanto à vegetação, as informações também são, na sua maioria, superficiais. O Brasil é rico em áreas de transição, e mesmo em biomas característicos a diversidade de tipologias é significativa, e essa diversidade não é refletida nos ROIs.

Para um estudo apurado da fauna e flora afetadas pela ocorrência de incêndios florestais, seria necessário que todas as unidades tivessem suas áreas bem mapeadas ou que tivesse em suas equipes especialistas com formação em Zoologia e Botânica ou, ainda, que houvesse parcerias com instituições de pesquisa.

De acordo com o levantamento realizado, pôde-se concluir junto aos respondentes que, teoricamente, é possível obter a grande maioria das informações solicitadas no ROI, mesmo com a inexistência de alguns equipamentos.

O ROI é um formulário extenso e detalhado (seu preenchimento pode envolver cerca de 70 itens), em que muitos dos dados requisitados precisam ser coletados em campo, por ocasião da ocorrência do fogo, com instrumentos específicos e por meio de mão-de-obra qualificada. Devido à natureza urgente e desgastante do combate ao incêndio florestal, os formulários nem sempre são preenchidos ou, quando o são, muitas vezes isso se dá de forma incompleta e posterior ao evento o que pode comprometer a qualidades das informações.

Ao se analisar os formulários enviados em anos anteriores pela unidade, constatou-se uma série de itens não preenchidos, como, por exemplo, as coordenadas do incêndio, os diferentes dados meteorológicos, os dados de combate, entre outros. Também foram constatados alguns erros, como, por exemplo, a sinalização de que o incêndio teve origem natural e logo após a marcação da provável causa e do provável agente causal contraditórios à informação original. Em alguns formulários, observou-se uma repetição de informações, sendo que se tratava de episódios em circunstâncias diferenciadas.

Observou-se também que muitos dos dados informados no ROI são estimativas e não dados precisos. A estimativa é uma importante ferramenta, mas é necessário que haja experiência e treinamento fundamentado em orientações precisas e coerentes.

As circunstâncias que envolvem um combate a incêndio florestal, seja ele de pequenas ou de grandes proporções, são de caráter de urgência e de grande desgaste físico e emocional. Isso contribui para que o preenchimento seja colocado em segundo plano e, muitas vezes, deixado de lado. Outras vezes, quando se retoma o preenchimento do formulário, muitas informações já se perderam ou foram esquecidas, gerando relatórios incompletos, como já detectado pelos órgãos competentes.

No ROI há a orientação de que determinadas informações sejam coletadas no início do incêndio, como, por exemplo, a temperatura, o número de dias sem chuva e a umidade relativa do ar. Além disso, pede-se que os dados do combate sejam cronometrados: início, detecção, deslocamento, primeiro ataque, reforço, controle do fogo e extinção do fogo. Apesar da importância desses dados, dificilmente eles são coletados com o rigor necessário.

Outra possibilidade é uma situação inversa, envolvendo eventos de incêndios florestais de pequenas proporções e rápido combate. Como a área queimada pode nem chegar a um hectare, muitas vezes a equipe deixa de registrar a ocorrência do incêndio, por considerá-la desprezível. Tal fato compromete a avaliação dos dados e os mecanismos adotados em todo o território nacional, como, por exemplo, a contratação de brigadas temporárias.

Se há um incêndio florestal, mas ele é logo detectado e extinto rapidamente, isso indica, entre outras coisas, que houve eficiência na detecção e no combate e para tal é necessária a existência de mão de obra, justificando a importância da contratação e atuação das brigadas (vide Tomzinskhi *et al*., neste número). Assim, é muito importante que o ROI seja correta e completamente preenchido e enviado à Coordenação Geral de Proteção (CGPro) e inserido no SisFogo, a cada episódio de fogo, seja ele de grandes ou de pequenas proporções.

Apesar da grande conquista com a demarcação de mais de 300 UCs federais, sabe-se que muitas delas ainda não têm as condições mínimas de gestão (IBAMA 2007, WWF-Brasil 2009). Um exemplo é o fato de apenas um terço delas poder contar com a contratação de brigadistas pelo período de seis meses que corresponde à época crítica de fogo (IBAMA 2009b).

É importante enfatizar a necessidade de investimentos por parte do Governo Federal no Ministério do Meio Ambiente (MMA) e nas autarquias vinculadas. Além de orientar o preenchimento do ROI, é preciso fornecer às unidades recursos humanos, equipamentos e treinamentos constantes para que a base de dados seja confiável e colabore, de fato, com a minimização dos incêndios florestais nas áreas protegidas.

A prevenção e o combate aos incêndios florestais envolvem grande volume de recursos materiais e humanos e, consequentemente, financeiros. No entanto, sabe-se que o emprego de recursos em ações de prevenção tende a minimizar a alocação de recursos financeiros em combates, o que torna esta estratégia eficiente em médio e longo prazo.

Segundo o Relatório de Ocorrências de Incêndios em Unidades de Conservação Federais 2005-2008 (IBAMA 2009c, p. 18), "nos últimos oito anos, o investimento em ações de prevenção e combate impediu que pequenas queimas se transformassem em grandes incêndios. O total de recursos do Tesouro Nacional executados diretamente pelo IBAMA, destinados às ações do Prevfogo, foi de R$ 1.280.343,00 em 2005, R$ 2.752.722,00 em 2006, R$ 2.496.751,00 em 2007 e R$ 9.557.945,00 em 2008". A diferença entre os valores dos três primeiros anos e os valores de 2008 se deve, aparentemente, à realização do projeto-piloto para a contratação de brigadas em municípios críticos, concomitantemente à contratação de brigadistas em UCs.

Uma das informações solicitadas no ROI diz respeito à área queimada pela passagem do fogo. Sugere-se que este e outros dados sejam aproveitados para estimar o volume de carbono emitido no incêndio. Quanto menor o volume emitido ao ano, melhor a unidade estaria cumprindo o seu papel na redução das emissões de gases efeito estufa oriundas do desmatamento e da degradação dos ecossistemas.

'Responsável pela coleta dos dados' e 'Responsável pelo preenchimento'

Os respondentes informaram que, para todas as sete seções, colaboram na coleta dos dados o gerente do fogo, o chefe da brigada, os chefes de esquadrão, os brigadistas e os membros da equipe de fiscalização. Os responsáveis pelo preenchimento do ROI são o gerente do fogo e, na sua ausência, o chefe da unidade. Para esta função eles contam também com a colaboração de outros técnicos da unidade relacionados aos setores administrativo e de informática.

Essa informação é relevante, porque inclui os brigadistas no levantamento dos dados, o que está de acordo com as orientações do Manual de Preenchimento do ROI (IBAMA 2006) e com o Manual para Formação de Brigadista de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais (ICMBio 2010b).

O curso de formação de brigadistas ministrado em abril de 2010 no Parque Nacional do Caparaó teve duração de 40 horas, sendo 20 horas-aulas expositivas e 20 horas-aulas de práticas de campo realizadas em condições de situações simuladas de incêndios florestais. Entre os 16 temas abordados no curso, nenhum deles contemplou a questão do ROI. Temas como legislação, detecção, comportamento do fogo, equipamentos e combate foram tratados no curso e poderiam colaborar significativamente para o preenchimento do ROI, mas faltou uma conexão entre os conteúdos teóricos e a importância do ROI.

Em meados de 2010 o ICMBio lançou o Manual para Formação de Brigadista de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais. Entre os 18 capítulos apresentados há um específico sobre a Gestão da Informação (capítulo 16, página 75). Neste capítulo é destacada a importância do registro de informações sobre os combates a incêndios florestais, é apresentado o ROI e é ratificada a obrigatoriedade de seu preenchimento sob a responsabilidade do gerente do fogo, podendo este delegar o registro de algumas informações em campo pelo chefe da brigada, chefe de esquadrão ou brigadista. Há ainda informações de como este registro em campo deve ser feito para evitar a perda de informações. O SisFogo também é mencionado no texto como importante recurso de avaliação e cruzamento de informações para elaboração do Plano Operativo da UC (ICMBio 2010b).

A produção do manual e a inclusão deste capítulo podem indicar um avanço na obtenção gradativa de melhores dados. Recomenda-se a inclusão de orientações sobre a importância e o preenchimento do ROI no Curso de Formação de Brigadas e o monitoramento constante por parte da Coordenação Geral de Proteção (CGPro) do ICMBio para verificar e garantir o preenchimento e envio completo e sistemáticos dos registros de ocorrência de incêndio.

Habilidades e competências necessárias

As habilidades e competências necessárias para preenchimento correto do ROI levantadas junto aos entrevistados (chefe da unidade, gerente do fogo e membro da equipe de fiscalização) estão listadas na Tabela 3.

Foram identificadas 23 diferentes habilidades e competências relacionadas aos mais diversos campos das ciências naturais e sociais. Isso demonstra a complexidade e abrangência do ROI e a necessidade de se contar com equipes técnicas capacitadas e multidisciplinares.

Tabela 3 – Habilidades e competências necessárias para preenchimento do Registro de Ocorrência de Incêndio (ROI)

Table 3 – Skills and competencies necessary to fill the Fire Incident Report (ROI, in Portuguese)

Habilidades e Competências
Conhecimento da UC: corpos d'água, limites, municípios fronteiriços
Conhecimento do entorno da UC e de seus confrontantes
Condicionamento físico
Leitura, interpretação e produção de texto
Leitura e interpretação de mapa
Leitura e interpretação de dados de satélite
Orientação geográfica
Noções de topografia e relevo
Uso e interpretação do GPS
Uso e interpretação dos instrumentos meteorológicos
Uso dos instrumentos de comunicação
Noções de matemática: operações básicas e estimativas de áreas
Capacidade de observação e análise
Organização
Disciplina
Rigor
Experiência
Comunicação
Conhecimento dos termos técnicos relacionados a incêndios florestais
Conhecimentos dos diferentes atores envolvidos em incêndios florestais
Conhecimento dos equipamentos usados na prevenção e combate de incêndios florestais
Investigação e identificação das prováveis causas e agentes causais dos incêndios florestais
Conhecimento da flora e fauna da UC

O levantamento das habilidades e competências necessárias para o preenchimento completo e correto do ROI pode auxiliar o gerente do fogo e/ou o chefe de brigada a identificar colaboradores com habilidades para o levantamento de informações específicas. Por exemplo, aquele que tem conhecimento da UC e seu entorno pode colaborar com a coleta de informações relacionadas à localização do incêndio (seção I). Aquele que tem ampla experiência em combate a incêndios florestais pode ficar responsável em levantar as informações da seção IV (Dados do combate). Aquele que tem capacidade de organização, disciplina, facilidade com leitura, interpretação e produção de texto pode ser o responsável pelo preenchimento da primeira versão do ROI, a ser verificada e retificada pelo gerente do fogo. Isso pode valorizar as diferentes habilidades e competências dos membros da equipe, fortalecer o espírito de cooperação e contribuir com a produção de ROIs confiáveis.

Recomenda-se uma reflexão por parte da Coordenação Geral de Proteção (CGPro) e das unidades de conservação a respeito dos critérios de seleção de brigadistas para que outras habilidades, tais como leitura, interpretação e sistematização de dados, sejam contempladas na brigada selecionada e assim possam colaborar com a melhoria das informações prestadas no ROI (vide Bontempo *et al*. neste número).

Instrumentos e equipamentos necessários

A relação e a presença dos instrumentos e equipamentos necessários para a obtenção correta e completa dos dados solicitados no ROI, levantadas junto aos membros da equipe técnica do Parque Nacional do Caparaó, encontram-se na Tabela 4.

Tabela 4 – Instrumentos e equipamentos necessários para obtenção dos dados solicitados no Registro de Ocorrência de Incêndio (ROI) e indicação de sua presença ou não no Parque Nacional do Caparaó.

Table 4 – Instruments and equipment required to obtain the requested data in the Fire Incident Report (ROI, in Portuguese) and an indication of its presence or not in the Caparaó National Park.

Instrumentos e Equipamentos	Presença na UC (sim ou não)
Carro	Sim
Binóculo	Sim
GPS	Sim
Máquina digital	Sim
Rádio	Sim
Celular	Não
Computador	Sim
Internet	Sim
Clinômetro	Não
Biruta	Não
Anemômetro	Não
Miniestação meteorológica (termômetro, higrômetro e pluviômetro)	Sim
Estação meteorológica portátil	Não
Calculadora	Sim

O Parque Nacional do Caparaó completou 50 anos de criação em 2011 e é considerada uma unidade implantada de fato em função da infraestrutura e dos recursos humanos existentes, bem como pelos muitos anos que vem recebendo visitantes e turistas. Ainda assim, ela não dispõe de todos os instrumentos e equipamentos necessários para correto e completo preenchimento do ROI. Tal informação pode levar à suposição de que a realidade encontrada nesta unidade deve ser a de muitas outras. Ou, a situação pode ser ainda mais preocupante, já que muitas das UCs brasileiras foram criadas recentemente.

Conclusões e recomendações

O Registro de Ocorrência de Incêndios (ROI) foi criado na década de 90 com o objetivo de sistematizar as ocorrências e levantar as informações necessárias para a elaboração de estratégias de prevenção e minimização da ocorrência de incêndios florestais em unidades de conservação.

A constante evolução do ROI tem contribuído para a melhoria quantitativa e qualitativa dos dados.

Seu preenchimento é fundamental para a elaboração do Plano Operativo de Prevenção, Controle e Combate a Incêndios de cada unidade.

A criação do Sistema Nacional de Informações sobre Fogo (SisFogo) tem permitido a inserção *on line* do ROI, facilitando e viabilizando a consulta de dados e o cruzamento de informações.

É possível obter as informações solicitadas no ROI, desde que haja recursos humanos, capacitação e equipamentos para tal, o que não corresponde à realidade da maior parte das UCs.

O preenchimento do ROI envolve a participação de diferentes colaboradores incluindo membros da equipe técnica e brigadistas. Isto indica a necessidade de capacitação periódica, uma vez que há rotatividade na composição das brigadas.

As diferentes habilidades e competências levantadas para o preenchimento do ROI estão relacionadas aos campos das ciências naturais e sociais, o que demonstra a complexidade do formulário e a necessidade de se contar com equipes técnicas multidisciplinares.

Para fornecer os dados solicitados no formulário são necessários equipamentos e instrumentos que vão dos meios de transporte, aos sistemas de comunicação, instrumentos meteorológicos e equipamentos de registro.

É preciso haver investimento na contratação e capacitação de recursos humanos bem como na aquisição de equipamentos e instrumentos adequados, o que permitirá a obtenção de dados confiáveis a respeito da ocorrência de incêndios florestais em unidades de conservação e, consequentemente, a sua prevenção.

Agradecimentos

Ao Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO/ICMBio) pela autorização (26231-1) concedida para realização da pesquisa no Parque Nacional do Caparaó.

À equipe técnica e aos brigadistas do Parque Nacional do Caparaó pela atenção, colaboração e confiança dispensadas. Em especial, aos chefes Waldomiro de Paula Lopes e Thais Farias Rodrigues e ao gerente do fogo Valdivino de Paula pela abertura e disponibilidade.

Aos professores Antônio Carlos Batista e Cleverson de Melo Sant'anna pelas preciosas colaborações.

Aos revisores e editores da Revista Biodiversidade Brasileira pelas pertinentes observações e excelentes sugestões para este trabalho.

Referências bibliográficas

Avelino, A.S.; Cunha, A.M.C.; Ramos, R.M.; Derschum, F.G.; Aires, F.S.; Gouveia, G.P. & Lopes, F.P.L. 2007. Avaliação dos registros de ocorrência de incêndios em unidades de conservação federais. p. 326-338. *In*: IV Simpósio Sul Americano sobre Prevenção e Combate a Incêndios Florestais. **Anais do**... UFV/DEF/SIF. 444p.

Biondi, D. 2009. O fogo e a paisagem. p. 215-232. *In*: Soares, R.V.; Nunes, J.R.S. & Batista, A.C. (eds). **Incêndios florestais no Brasil – o estado da arte**. UFPR. 246p.

Braga, F.G. & Santos, E.F.S. 2009. Relações entre a fauna e o fogo. p. 157-180. *In*: Soares, R.V.; Nunes, J.R.S. & Batista, A.C. (eds). **Incêndios florestais no Brasil – o estado da arte**. UFPR. 246p.

Fearnside, P.M. 2006. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazônica**, vol 36(3): 395-400.

Fonseca, Ê.M.B. & Ribeiro, G.A. 2003. **Manual de prevenção de incêndios florestais**. CEMIG. 112p.

Gil, A.C. 1999. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 5 ed. Atlas. 206p.

IBAMA. 2006. **Registro de ocorrência de incêndio florestal: instruções de preenchimento**. MMA. 12p.

_____. 2007. **Efetividade de gestão das unidades de conservação federais do Brasil**. WWF- Brasil – MMA, 96p.

_____. 2009a. **Normas e procedimentos para contratação e administração de brigadas ambientais 2009**. MMA. 49p.

_____. 2009b. **Relatório de atividades do Prevfogo/2008**. MMA. 74p. <http://www.IBAMA.gov.br/prevfogo/wp-content/files/Relatorio_Prevfogo_2008.pdf >. (Acesso em 10/03/2010).

_____. 2009c. **Relatório de ocorrências de incêndios em unidades de conservação federais 2005-2008**. MMA. 31p. <http://www.IBAMA.gov.br/prevfogo/wp-content/files/ROI_ Prevfogo.pdf>. (Acesso em 10/03/2010).

_____. 2010. **Conheça o SisFogo - Sistema Nacional de Informações sobre Fogo**. MMA. <http://www.IBAMA.gov.br/prevfogo/>. (Acesso em 15/04/2010).

ICMBio. 2009. **Unidades de conservação federais, centros especializados e coordenações regionais**. MMA. <http://www.icmbio.gov.br/menu/produtos-e-servicos/download/uc_federal_Icmbio.pdf>. (Acesso em 25/03/2010).

_____. 2010a. **Manual de procedimentos para seleção e capacitação de brigadas temporárias.** MMA. 11p.

_____. 2010b. **Manual para formação de brigadista de prevenção e combate aos incêndios florestais**. MMA. 87p.

_____. 2010c. **Plano operativo de prevenção e combate a incêndios - Parque Nacional do Caparaó**. MMA. 73p.

Koproski, L. 2009. Efeitos do fogo sobre répteis e mamíferos. p. 133-156. *In*: Soares, R.V.; Nunes, J. R. S. & Batista, A.C. (eds). **Incêndios florestais no Brasil – o estado da arte**. UFPR. 246p.

Lima, G.S.; Batista, A.C. 1993. Efeitos do fogo no ecossistema. **Estudos de Biologia**, vol 31: 5-16.

Marconi, M.A. & Lakatos, E.M. 2009. **Técnicas de pesquisa: planejamento e execução de pesquisas, amostragens e técnicas de pesquisa, elaboração, análise e interpretação de dados**. 7 ed. 2 reimpr. Atlas. 277p.

Medeiros, M.B. & Fiedler, N.C. 2004. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. **Ciência Florestal**, vol 14(2): 157-168.

Milano, M.S.; Rizzi, N.E. & Kaniak, V.C. 1986. **Princípios básicos de manejo e administração de áreas silvestres.** ITCF. 55 p.

_____ 2002. Por que existem as unidades de conservação? p.193-208. *In*: Milano, M.S. (org). **Unidades de Conservação: atualidades e tendências**. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. 224p.

Morais, J.C.M. 2004. Tecnologia de combate aos incêndios florestais. **Floresta**, vol 34(2): 211-216.

Pereira, C.A.; Fiedler, N.C. & Medeiros, M.B. 2004. Análise de ações de prevenção e combate aos incêndios florestais em Unidades de Conservação do Cerrado. **Floresta**, vol 43(2): 95-100.

Raupp, M. & Reichle, A. 2003. **Avaliação: ferramenta para melhorar processos.** EDUNISC. 251p.

Santilli, J. 2005. Recursos genéticos. p. 207-210. *In*: Ricardo, B.; Campanili, M. (eds.). **Almanaque Brasil socioambiental**, Instituto Socioambiental. 552p.

Silva Júnior, E.M. 2007. Centro Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais – PREVFOGO. p. 29-33. *In*: IV Simpósio Sul Americano sobre Prevenção e Combate a Incêndios Florestais. **Anais do**... UFV/DEF/SIF. 444p.

Soares, R.V. 2009. Estatísticas dos incêndios florestais no Brasil. p. 1-20. *In*: Soares, R.V.; Nunes, J.R.S. & Batista, A.C. (eds). **Incêndios florestais no Brasil – o estado da arte**. UFPR. 246p.

Soares, R.V. & Batista, A.C. 2007. **Incêndios florestais: controle, efeitos e uso do fogo**. UFPR. 264p.

WWF-Brasil. 2009. **As mudanças climáticas, a redução das emissões oriundas de desmatamento e as Áreas Protegidas**. Relatório Técnico. WWF. 7p. <http://assets.wwfbr.panda.org/downloads/aps___redd_seminario_declaracao_2009out09_3.pdf> (Acesso em 18/11/2009).

BioBrasil
BIODIVERSIDADE BRASILEIRA
REVISTA CIENTÍFICA

© ICMBio
ISSN: 2236-2886

Presidência da República
Dilma Vana Rousseff

Ministério do Meio Ambiente
Izabella Mônica Vieira Teixeira

Presidência do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
Rômulo José Fernandes Barreto Melo

Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade
Marcelo Marcelino de Oliveira

Coordenação Geral de Pesquisa e Monitoramento
Marília Marques Guimarães Marini

Coordenação Geral de Espécies Ameaçadas
Ugo Eichler Vercillo

Corpo Editorial – 2011

Editor Gerente:
Kátia Torres Ribeiro, Instituto Chico Mendes, DF, Brasil

Editores Assistentes:
Afonso Henrique Leal, Instituto Chico Mendes, DF, Brasil
Elizabeth M. M. A. Martins, Instituto Chico Mendes, DF, Brasil

Conselho Editorial:
Carlos Eduardo Viveiros Grelle, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil
José Augusto Senhorini, Instituto Chico Mendes, SP, Brasil
Juarez Pezzuti, Universidade Federal do Pará, PA, Brasil
Onildo João Marini Filho, Instituto Chico Mendes, DF, Brasil

Corpo de Revisores:
Abel Augusto Conceição, Universidade Estadual de Feira de Santana, Brasil
Adriano Pereira Paglia, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil
Alessandra Fidelis, Universidade de São Paulo, Brasil
Alexandre Avelino, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente - IBAMA, DF, Brasil
Antônio Carlos Batista, Universidade Federal do Paraná, Brasil
Antônio Carlos Galvão de Melo, Instituto Florestal, SP, Brasil
Bruno Machado Teles Walter, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Brasil
Carla Bernadete Madureira, Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Brasil
Carlos Eduardo Viveiros Grelle, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil

Carolus Maria Vooren, Universidade Federal do Rio Grande, Brasil
Cezar Neubert Gonçalves, Instituto Chico Mendes, BA, Brasil
Cristiane T. Elfes, Conservação Internacional, Brasil
Eduardo Resende Secchi, Universidade Federal do Rio Grande, Brasil
Edward Elias Junior, Instituto Chico Mendes, MG, Brasil
Fernando Roberto Martins, Universidade Estadual de Campinas, Brasil
Flávio Fonseca do Carmo, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil
Guido Assunção Ribeiro, Universidade Federal de Viçosa, Brasil
Guilherme H. Silva de Freitas, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil
Iona'i Ossami de Moura, Ministério do Meio Ambiente, Brasil
Isabel Belloni Schmidt, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente - IBAMA, DF, Brasil
Isabel Benedetti Figueiredo, Instituto Sociedade População e Natureza, DF, Brasil
Izar Araújo Aximoff, Instituto Estadual do Ambiente, Brasil
João Augusto Madeira, Instituto Chico Mendes, DF, Brasil
José Eugênio Cortes Figueira, Universidade Federal de Minas Gerais, MG, Brasil
Lara Gomes Côrtes, Instituto Chico Mendes, TO, Brasil
Leandro Freitas, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Brasil
Luis Fábio Silveira, Universidade de São Paulo, Brasil
Luanne Lima, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico, Brasil
Luis Bedê, Conservação Internacional, Brasil
Marcelo Bizerril, Universidade de Brasília, Brasil
Marcelo Brilhante de Medeiros, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Brasil
Marcos Vinicius Cianciaruso, Universidade Federal de São Carlos, SP, Brasil
Margarete Naomi Sato, Universidade de Brasília, DF, Brasil
Maria Auxiliadora Drumond, Universidade Federal de Minas Gerais, MG, Brasil
Mônica Martins de Melo, Instituto Chico Mendes, DF, Brasil
Nilton Cesar Fiedler, Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil
Ning Labbish Chao, Universidade Federal do Amazonas, AM, Brasil
Onildo João Marini Filho, Instituto Chico Mendes, DF, Brasil
Paula Leão Ferreira, Instituto Chico Mendes, MG, Brasil
Paulo Cézar Mendes Ramos, Instituto Chico Mendes, DF, Brasil
Paulo Roberto Russo, Instituto Chico Mendes, AP, Brasil
Paulo Takeo Sano, Universidade de São Paulo, Brasil
Ricardo Bomfim Machado, Universidade de Brasília, DF, Brasil
Ricardo Ferreira Ribeiro, Pontifícia Universidade Católica, MG, Brasil
Sandra Cristina Müller, Universidade Federal do rio Grande do Sul, RS, Brasil
Vânia Regina Pivello, Universidade de São Paulo, Brasil
Walter Steenbock, Instituto Chico Mendes, PR, Brasil

Editores da Avaliação do estado de conservação das tartarugas marinhas
(Ano 1, número 1)

Monica Brick Peres, Instituto Chico Mendes, DF, Brasil
Rafael Magris, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília, Brasil

Editores do número temático Manejo do fogo em áreas protegidas:
(Ano 1, número 2)

Christian Niel Berlinck, Instituto Chico Mendes, DF, Brasil
Helena França, Universidade Federal do ABC, SP, Brasil
Heloísa Sinátora Miranda, Universidade de Brasília, DF, Brasil
Kátia Torres Ribeiro, Instituto Chico Mendes, DF, Brasil

Editoração Eletrônica e Diagramação:
Denys Márcio Sousa, Instituto Chico Mendes, DF, Brasil

Capas:
Denys Márcio Sousa, Instituto Chico Mendes, DF, Brasil

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE
Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade
Coordenação-Geral de Pesquisa e Monitoramento
EQSW 103/104 – Complexo Administrativo – Bloco D – 2º andar
70670-350 – Brasília – DF – Brasil
Telefone: + 55 61 3341-9090
http://www.icmbio.gov.br
biodiversidade.brasileira@icmbio.gov.br