

JUMARA MARQUES SOUZA

**EFEITOS DO FOGO NAS POPULAÇÕES DE *VELLOZIA* AFF. *SINCORANA*, ESPÉCIE ÚTIL E
ENDÊMICA DA SERRA DO SINCORÁ, BAHIA, BRASIL**





UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

**EFEITOS DO FOGO NAS POPULAÇÕES DE *VELLOZIA* AFF. *SINCORANA*, ESPÉCIE ÚTIL E
ENDÊMICA DA SERRA DO SINCORÁ, BAHIA, BRASIL**

JUMARA MARQUES SOUZA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Estadual de Feira de Santana, como parte dos requisitos para a obtenção do título de *Doutora* em Botânica.

ORIENTADOR: PROF. DR. ABEL AUGUSTO CONCEIÇÃO (UEFS)

CO-ORIENTADORA: PROF^a. DR^a. ISABEL BELLONI SCHMIDT (UNB)

Ficha Catalográfica – Biblioteca Central Julieta Carteado

J715e Souza, Jumara Marques
Efeitos do fogo nas populações de *Vellozia* aff. *sincorana*, espécie útil e endêmica da Serra do Sincorá, Bahia, Brasil / Jumara Marques Souza. – Feira de Santana, 2015.
124 f. : il.

Orientador: Abel Augusto Conceição.
Coorientadora: Isabel Belloni Schmidt.

Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Feira de Santana, Programa de Pós-Graduação em Botânica, 2015.

1. *Vellozia* aff. *sincorana* – Serra do Sincorá, BA. 2. Floração – Efeitos do fogo. I. Conceição, Abel Augusto, orient. II. Schmidt, Isabel Belloni, coorient. III. Universidade Estadual de Feira de Santana. IV. Título.

CDU: 582.576.1

A minha mãe, Maria da Graças.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Feira de Santana e ao Programa de Pós Graduação em Botânica por possibilitar a realização desse estudo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico (CNPq) pela concessão da bolsa de doutorado.

Ao prof^o Dr^o Abel Conceição pela orientação durante essa longa jornada, pela amizade, dedicação e compreensão nos momentos mais difíceis.

À prof^a Dr^a Isabel Schmidt pela orientação, dedicação, amizade e receptividade, além de muita paciência de me ensinar os caminhos dos modelos matriciais.

À prof^a Dr^a Claudinéia Pelacani e Dr^a Cintia pela orientação nos experimentos com as sementes de candombá.

A todas as pessoas que me ajudaram no trabalho de campo: Fábio, Gabriel, Jéssica, Fabiciana, Leonardo, Regina, Gabriela Silva, Gabriela Carinhanha, Joseane, Júnior, Jamile e Thomás.

À Gabriela Carinhanha, Milena e Maysa pelo auxílio nos experimentos com as sementes de candombá.

À Cibele, Camila, Erick e Jéssica pelo auxílio nos trabalhos de laboratório e trâmites burocráticos!

Aos moradores do Capão, Conceição dos Gatos e Guiné quem carinhosamente me receberam. Em especial, a família de “Lili” no Capão, a família de Vilma em Conceição dos Gatos e a Eduardo, Daiane e Neinho em Guiné.

Ao “Seu Zuntinha” e Dona Dalva que acolheram muitas vezes a mim e a equipe do projeto em sua casa, sempre felizes com a nossa chegada.

Ao Dr^o Alexandre Sampaio, Lívia, Poliana, Vitor e todos do laboratório da UnB pela receptividade e amizade. Ao Túlio e Juan pelo apoio durante a minha estadia em Brasília.

Aos amigos do laboratório de Flora e Vegetação: Daniele, Bruna, Mara, Karol, Isys, Richard, Thaise, Juliana, Vânia, Isiara, Marília e demais, pelo companheirismo durante todo esse tempo.

À prof^ª Dr^a Ligia Funch pelo apoio e generosidade em ajudar nas diversas dúvidas.

À prof^ª Dr^a Lia Miranda pela amizade durante todos esses anos.

À Sâmia, Grênivel e Regina pelo apoio, amizade e disponibilidade em ajudar nos momentos que mais precisei.

À Aline, Bruna, Leilane, Wilian, Mai e Carol pela amizade e companheirismo!

À Adriana, Gardênia e Fredson pelo apoio.

Ao Frederic Hughes, Isys e Thiago Araújo pela ajuda com as análises estatísticas e valiosas sugestões.

Ao Leilton pela confecção do mapa e pela amizade junto com todos os “zueiros”: Pedro, Geane, Heyde, Gisele, Tarcisio e Angélica!

À minha mãe por ser meu porto seguro e estar ao meu lado em todos os momentos, por toda preocupação, carinho, amor e dedicação. E a toda minha família, em especial a Jumar, Eli, Ícaro, Cleuziane, Diego, Samuel e Clézia por todo carinho, apoio e compreensão.

A Deus por me dar forças e saúde para enfrentar todas as dificuldades e tornar a conclusão dessa tese um sonho possível.

Obrigada!

SUMÁRIO

Lista de Figuras

Listas de Tabelas

RESUMO GERAL.....12

ABSTRACT.....14

INTRODUÇÃO GERAL.....16

Referências.....22

CAPÍTULO 1

Efeito de incêndios sobre a demografia de *Vellozia aff. sincorana* (Velloziaceae)

Resumo.....30

Abstract.....31

Introdução.....32

Material & Métodos.....35

Resultados.....41

Discussão.....48

Referências.....54

CAPÍTULO 2

Implicações do fogo e extrativismo para o manejo e conservação de *Vellozia aff. sincorana* (Velloziaceae)

Resumo.....66

Abstract.....67

Introdução.....68

Material & Métodos.....72

Resultados.....80

Discussão.....92

Apêndices.....100

Referências.....114

CONSIDERAÇÕES FINAIS.....124

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Fig. 1 – Detalhes de duas espécies de Velloziaceae utilizadas para acender fogões à lenha no Parque Nacional da Chapada Diamantina. *Vellozia sincorana* L.B.Sm. & Ayensus: (A) hábito, (B) fruto, (C) flor. *Vellozia* aff. *sincorana*: (D) hábito, (E) fruto, (F) flor. (Fotos: A, B,C – AA Conceição; D, E, F – JM Souza)

Fig. 2 – Indivíduos de *Vellozia* aff. *sincorana* em floração aproximadamente 50 dias após o fogo, na Serra do Candombá, Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia

CAPITULO 1

Fig. 1 – Localização de seis populações de *Vellozia* aff. *sincorana* em áreas incendiadas recentemente entre 2011-2012 (FR) e sem fogo desde de 2008 (NF) no Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Em detalhe, localização das Serras estudadas. (Mapa: L.S. Damasceno)

Fig. 2 – Estrutura de estádios de vida de seis populações de *Vellozia* aff. *sincorana* afetadas por incêndios em 2008 (NF1, NF2, NF3) ou entre 2011-2012 (FR1, FR2, FR3), Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

Fig. 3 – (A) Altura total, (B) diâmetro ao nível do solo, (C) área da copa e (D) número de frutos para indivíduos de *Vellozia* aff. *sincorana* em áreas sem incêndios desde 2008 (NF) e recém-incendiadas entre 2011-2012 (FR) em dois momentos distintos: T0 (2012) e T1 (2013). Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Linha horizontal, em destaque, no centro da caixa representa a mediana e os círculos não preenchidos os dados discrepantes.

CAPITULO 2

Fig. 1 – Taxa de crescimento determinístico e intervalo de confiança (95%) em seis populações de *Vellozia* aff. *sincorana* no Parque Nacional da Chapada Diamantina, Brasil, sendo três delas incendiadas entre 2011-2012 (FR1, FR2 e FR3) e três não incendiadas

desde 2008 (NF1, NF2 e NF3). Os resultados dos tratamentos incêndio recente (FR) e não incendiadas (NF) são representados por “FR” e “NF”, respectivamente.

Fig. 2 – Elasticidade de oito estádios e taxas vitais (Sobrevivência (Sobre.), Crescimento (Cresci.), Retrogressão (Retrog.) e Fertilidade (Fert.)) de indivíduos de *Vellozia* aff. *sincorana* encontrados em populações incendiadas entre 2011-2012 (FR1, FR2, FR3) e 2008 (NF1, NF2, NF3), no Parque Nacional da Chapada Diamantina, Brasil. Estádios: Semente (S), Juvenil (J1 e J2), Adulto (A1, A2, A3, A4 e A5).

Fig. 3 – Elasticidade dos estádios e taxas vitais de indivíduos de *Vellozia* aff. *sincorana* no Parque Nacional da Chapada Diamantina, Brasil, em áreas com diferentes intervalos desde o último incêndio: 2011-2012 (FR) e 2008 (NF). Para abreviações ver Fig. 2.

Fig. 4 – Contribuições dos estádios e taxas vitais à taxa de crescimento das populações de *Vellozia* aff. *sincorana* em incendiadas entre 2011-2012 (FR1, FR2, FR3) e 2008 (NF1, NF2, NF3) encontrados nas análises de LTRE, com as matrizes “NF” utilizadas como referência. Para abreviações ver Fig. 2.

Fig. 5 – Contribuições das taxas vitais e estágios de vida para variações observadas na taxa de crescimento de *Vellozia* aff. *sincorana* nas áreas recém incendiadas (último incêndio entre 2011-2012 - FR) e sem incêndios desde de 2008 (NF), encontrados nas análises de LTRE realizadas com a matriz resumo de cada tratamento, sendo a matriz das áreas NF utilizada como matriz referência. Para abreviações ver Fig. 2.

Fig. 6 – Taxas de crescimento estocásticas para populações de *Vellozia* aff. *sincorana* definidas a partir da simulação de frequências determinísticas (2 a 25 anos) de recorrência de cinco distúrbios: incêndio; colheita de 5% de adultos; colheita de 50% de adultos; colheita de 5% de ramos provocando 5% de mortalidade nos indivíduos que tiveram essas estruturas retiradas; e, colheita de 50% de ramos com 50% de mortalidade nos indivíduos submetidos a essa colheita.

Fig. 7 – Taxas de crescimento estocásticas de *Vellozia* aff. *sincorana* encontradas através das simulações de intervalos regulares (2 a 6 anos) de quatro combinações da ocorrência associada de fogo e colheita ao longo do tempo: fogo e colheita de 5% de adultos (F + 5%

Adultos); fogo e colheita de 40% de adultos (F + 40% Adultos); fogo e colheita de 5% de ramos com 5% de mortalidade para os indivíduos que tiveram essas estruturas retiradas (F + 5% Ramos, 5% Mortalidade); e, fogo e colheita de 50% de ramos provocando 50% de mortalidade nos indivíduos, alvo dessa técnica de colheita (F + 50% Ramos, 50% Mortalidade).

Fig. 8 – Taxas de crescimento estocásticas para *Vellozia* aff. *sincorana* encontradas nas simulações de diferentes probabilidades de ocorrência de fogo, colheita (adultos ou ramos) e períodos de repouso (ausência de fogo e colheita). Cenários: fogo majoritariamente tri- (1,2), bi – (5,6) e entre tri- e bianual (3,4)

Fig. 9 – Probabilidade de alcançar o limiar de extinção (presença de 1% do número total de indivíduos em qualquer uma das classes de adultos) em um período de 150 anos para populações de *Vellozia* aff. *sincorana* submetidas a diferentes cenários de colheita (plantas inteiras ou ramos), fogo e repouso (ausência de colheita e fogo). Cenários: (A) apenas colheita de 5% dos indivíduos adultos, (B) probabilidades iguais de ocorrência de colheita de 5% de indivíduos adultos e repouso (ausência de colheita e fogo), (C) probabilidades diferentes de ocorrência de colheita de 5% de adultos, fogo e repouso, (D) apenas colheita de 40% dos indivíduos adultos, (E) probabilidades iguais de ocorrência de colheita de 40% de indivíduos adultos e repouso (ausência de colheita e fogo), (F) probabilidades diferentes de ocorrência de colheita de 40% de adultos, fogo e repouso.

LISTA DE TABELAS

CAPITULO 1

Tabela 1 – Densidade ($n/16m^2$) e Índice de Morisita (Id) de indivíduos *Vellozia* aff. *sincorana* em seis populações afetadas por incêndios em 2008 (NF) e 2011-2012 (FR), mortalidade e recrutamento de rosetas e indivíduos (Juvenis (J) e Adultos (A)), e número total de plantas no início do censo (T_0). Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil

Tabela 2 – Valores do Teste G para as comparações da estrutura de estádios de vida de indivíduos de *Vellozia* aff. *sincorana* em seis populações entre tempos distintos de censo (2012 – T_0 e 2013 – T_1) em áreas com ocorrência ou não de incêndio recente: último incêndio entre 2011-2012 (FR1, FR2, FR3) e 2008 (NF1, NF2, NF3). Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

Tabela 3 – Valores do Teste G para as comparações da estrutura de estádios de vida de indivíduos de *Vellozia* aff. *sincorana* em áreas com ocorrência ou não de incêndio recente: último incêndio entre 2011-2012 (FR) e 2008 (NF) entre tempos distintos de censo (2012 – T_0 e 2013 – T_1). Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Resultados não significativos ($p > 0,05$) indicados por (*).

Tabela 4 – Média (\pm desvio padrão) do diâmetro ao nível do solo, área da copa, número de rosetas e altura total de indivíduos de *Vellozia* aff. *sincorana* em áreas recém-incendiadas (último incêndio entre 2011 e 2012 - FR) e sem incêndios desde 2008 (NF). Letras diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$) pelo teste de Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf 1995). Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

RESUMO GERAL

Os distúrbios afetam as populações vegetais de diversos modos, sendo sua compreensão de extrema importância para definição de estratégias de manejo e conservação da biodiversidade. Tais distúrbios podem ter origem antrópica ou não, a exemplo do fogo iniciado por raio e da extração de produtos naturais. Em ambos os casos, as populações de plantas sob interferência podem crescer ou diminuir demasiadamente, sendo necessária a compreensão dos efeitos em longo prazo dos distúrbios nas populações. *Vellozia* aff. *sincorana* L.B.Sm. & Ayensu (Velloziaceae) é uma espécie importante para a conservação dos campos rupestres da porção ocidental da Serra do Sincorá, da qual é endêmica. A maior área de distribuição dessa espécie, popularmente conhecida como candombá, encontra-se dentro dos limites do Parque Nacional da Chapada Diamantina (PNCD), Bahia, Brasil, onde apresenta uma elevada cobertura. Os ramos do candombá são alvo de extrativismo na região, os quais são destinados a acender fogões a lenha. Além desse distúrbio antrópico, *V. aff. sincorana* também é frequentemente afetada por incêndios, que apesar de serem um fenômeno natural, são majoritariamente originados pela ação humana no PNCD. O fogo tem um efeito marcante sobre *V. aff. sincorana*, já que estimula sua floração em massa e sincrônica, não havendo registros de floração da espécie na ausência de fogo. O presente estudo avaliou os efeitos do fogo nos indivíduos de *V. aff. sincorana*, na estrutura espacial e de estádios, bem como na dinâmica populacional dessa espécie. Além disso, foram realizadas simulações com diferentes frequências de fogo, intensidades de colheita, e da associação entre fogo e colheita, a fim de avaliar as possibilidades do uso do fogo como ferramenta do manejo extrativista dessa espécie. Para as análises envolvendo colheita, foram simuladas as duas técnicas utilizadas pelos coletores de candombá na região (retirada de plantas adultas inteiras ou a de ramos). Para esse estudo, os indivíduos de *V. aff. sincorana* foram marcados, medidos e acompanhados em parcelas de 16m² durante dois censos (2012 e 2013) em seis populações, três não afetadas por fogo desde 2008, e três afetadas por incêndios recentes (2011 ou 2012), aproximadamente 40 dias antes do primeiro censo. No total, foram acompanhados 1.617 indivíduos distribuídos em 56 parcelas. Os resultados evidenciaram que o fogo recente afeta os indivíduos de *V. aff. sincorana* estimulando à floração e aos incrementos em área da copa, altura da planta e produção de rosetas. As populações apresentaram baixas taxas de mortalidade e recrutamento, porém, nas áreas sem fogo recente, tanto o recrutamento via sementes

quanto a mortalidade de juvenis foram maiores. A distribuição dos indivíduos foi agregada em todas as populações, com média de dois indivíduos/m². O fogo recente provocou mudanças na distribuição dos indivíduos entre as classes de estádios de vida. Em geral, as populações tenderam à maior concentração de adultos. A reprodução estimulada por fogo aumenta a fertilidade e ocasiona crescimento das populações recém-incendiadas, de modo que o incêndio recente favoreceu o aumento populacional de *V. aff. sincorana*, enquanto na sua ausência as populações tenderam à diminuição. Os resultados das simulações evidenciaram que as populações de *V. aff. sincorana* tendem à diminuição com o aumento do intervalo entre os eventos de fogo. Nas simulações de colheita, o crescimento das populações foi afetado negativamente pela diminuição dos intervalos de colheita e ausência de fogo. Os resultados evidenciaram que a técnica de colheita de adultos inteiros não é sustentável e que a manutenção das populações de *V. aff. sincorana* depende da sobrevivência dos indivíduos, principalmente os adultos. De modo geral, encontramos indícios de que a conservação de *V. aff. sincorana* e seu manejo para fins extrativistas dependem da ocorrência periódica do fogo.

PALAVRAS-CHAVE:

Campo rupestre, dinâmica de população, estrutura populacional, modelo matricial, produto florestal não-madeireiro

ABSTRACT

Disturbances affect plant populations in different ways, and their understanding is extremely important to define management strategies and biodiversity conservation. Such disturbances may be natural, as in the case of fire initiated by lightning, or can be anthropogenic, as the extraction of natural products. In both cases, populations of plants under interference from disturbances may increase or decrease, being necessary to understand its effects on populations in the long run. A key plant for conservation is *Vellozia* aff. *sincorana* L.B.Sm. & Ayensu (Velloziaceae), is an important species for the conservation of rupestrian fields of the western portion of the Serra do Sincorá, which is endemic. The largest area of distribution of this species, popularly know as candombá, is within the limits of the Chapada Diamantina National Park (CDNP), Bahia, Brazil, where it has a elevated cover. Candombá branches are target of extraction in the region, which are destined to ignite wood stoves. In addition to this anthropic disturbance, *V. aff. sincorana* is also frequently affected by fires, which despite being a natural phenomenon are largely generated by human activity in CDNP. The fire has a marked effect on *V. aff. sincorana*, as it stimulates their mass flowering and synchronic, with no registration of flowering in this species in the absence of fire. This study evaluated the effects of fire in individuals of *V. aff. sincorana* in space and stages structure and the population dynamics of this species. In addition, simulations were performed with different frequencies fire, harvest intensities, and the association of fire and harvesting in order to assess the possibilities of using fire as management tool of harvest to this species. For analyzes involving harvest, the two techniques used by candombá collectors in the region (removal of whole adult plants or branches) were simulated. For this study, individuals of *V. aff. sincorana* were marked, measured and monitored on 16m² plots over two censuses (2012 and 2013) in six populations, three unaffected by fire since 2008, and three affected by recent fires (2011 or 2012), approximately 40 days before the first census. In total, we monitored 1,617 individuals in 56 plots. The results showed that the recent fire affects individuals of *V. aff. sincorana* stimulating flowering and increases in canopy area, plant height and number of rosettes. Populations had lower rates of mortality and recruitment, however, in areas without recent fire, both the recruitment by seeds and mortality of juveniles were higher. The distribution of individuals was aggregate in all populations, averaging two individuals per m². The recent fire caused changes in distribution of individuals in class of life stages.

In general, populations tended to have higher concentration of adults. The reproduction stimulus by fire increases fertility and causes growth of recent fire populations, so the recent fire encourages population increase of *V. aff. sincorana*, while in absence of fire populations tended to decrease. The simulation results showed that populations of *V. aff. sincorana* tend to decrease with increasing the gap between the fire events. In harvest simulations, the growth of population was negatively affected by the decrease in harvest intervals and no fire. The results showed that the harvesting technique of whole adult is not sustainable and that the maintenance of the populations of *V. aff. sincorana* depends on the survival of individuals, mostly adults. In general, we find evidence that the conservation of *V. aff. sincorana* and its management for extractive purposes depend on periodic fire occurrence.

KEYWORDS:

Matrix model, non-timber forest product, population dynamics, population structure, rupestrian grassland

INTRODUÇÃO GERAL

Independentemente de ter origem natural ou antrópica, é inegável a participação do fogo na história das plantas terrestres. Os primeiros registros de fogo datam de um período um pouco depois do surgimento das primeiras plantas terrestres, há cerca de 420 milhões de anos atrás (Glasspool *et al.* 2004). Desde esse período, o fogo vem moldando ecossistemas, influenciando a distribuição das espécies vegetais no espaço, como gramíneas C3 e C4 (Keeley & Rundel 2005; Hoetzel *et al.* 2013), e a evolução de linhagens, a exemplo das Leguminosas no Cerrado (Simon *et al.* 2009). Atualmente, o fogo é apontado como um distúrbio importante para a manutenção de muitas formações campestres e savânicas, como os Campos Sulinos no Brasil (Fidelis & Pivello 2011).

A passagem do fogo provoca alterações ecossistêmicas e a recuperação desse ambiente pós-distúrbio depende da capacidade das espécies tolerarem e/ou evitarem seus efeitos (Whelan 1995). Nas populações vegetais, tanto as estratégias de persistência das espécies no ambiente pós-fogo, quanto os efeitos direto do fogo nos indivíduos direcionarão a recuperação das populações (Fidelis *et al.* 2010). As estratégias de persistência das espécies vegetais podem ser divididas em dois grupos: o primeiro inclui as espécies em que a maior parte dos indivíduos sobrevive ao fogo (*resprout* ou rebrotadoras), e o outro as espécies em que a maior parte dos indivíduos morrem após o fogo (*reseeders*) (Bellingham & Sparrow 2000; Bell 2001). Para o primeiro grupo, a permanência da espécie no ambiente depende da sobrevivência dos indivíduos, enquanto para o segundo a permanência no ambiente depende da presença de um banco de sementes (Bellingham & Sparrow 2000; Bell 2001).

Para as espécies rebrotadoras, a passagem do fogo pode alterar vários aspectos da história de vida das plantas, como a dispersão, reprodução, crescimento e produção de folhas (Hoffmann & Solbrig 2003; Wroblewski & Kauffman 2003; Conceição & Orr 2012; Alvarado *et al.* 2014; Fidelis & Blanco 2014). Alterações que ainda podem ser potencializadas ou minimizadas pelo regime de fogo, especialmente pelas características da época, frequência e intensidade (Whelan 1995; Williams *et al.* 1999; Hoffmann & Solbrig 2003; Knox & Clarke 2006). Essas modificações provocadas pela passagem do fogo nos indivíduos refletirão nos parâmetros demográficos, como número total indivíduos, densidade (indivíduo por área), estrutura espacial e de estádios, bem como na

taxa de crescimento das populações em longo prazo (Schmidt *et al.* 2005; Lehmann *et al.* 2009; Silva *et al.* 2009; Fidelis *et al.* 2010).

Os efeitos do fogo nas populações vegetais são bastante variáveis e dependem das características do regime de fogo e da predisposição genética das espécies tolerarem um dado regime (Whelan 1995). Sob uma elevada frequência de fogo, por exemplo, populações de *Roupala montana*, espécie arbórea do Cerrado, tendem a diminuir e sob uma menor frequência a aumentar (Hoffmann 1999). Embora esses efeitos sejam variáveis é possível detectar uma tendência em relação ao crescimento das populações em longo prazo: populações de espécies herbáceas e subarbustivas tendem a ser favorecidas sob uma maior frequência de fogo, enquanto populações de espécies arbustivas e arbóreas tendem a diminuir (Silva *et al.* 1991; Canales *et al.* 1994; Hoffmann 1999; Moreira 2000; Caswell & Kaye 2001; Satterthwaite *et al.* 2002; Sato *et al.* 2010). Além do fogo, outros fatores também podem influenciar na dinâmica das populações vegetais, como o extrativismo de produtos florestais não-madeireiros (PFNM) (Ticktin 2004; Schmidt *et al.* 2011).

Os produtos florestais não-madeireiros são extraídos dos ecossistemas naturais por comunidades rurais, principalmente, para suprir necessidades de subsistência e comércio (Shackleton & Shackleton 2004). Em relação a produtos biológicos extraídos de espécies vegetais, um conjunto de fatores, como a técnica de colheita, o manejo utilizado, a parte da planta explorada e a intensidade da colheita irão influenciar nas respostas das plantas a esse distúrbio e, conseqüentemente, nas suas populações (Ticktin 2004). Estudos apontam que a maior a intensidade da colheita aumenta a possibilidade de declínio das populações (Gaoue & Ticktin 2008; Lima *et al.* 2013), o que também tende a acontecer quando a técnica de colheita utilizada e/ou parte da planta explorada resulta na mortalidade dos indivíduos (Schmidt *et al.* 2011). Dentre os ecossistemas brasileiros, o campo rupestre está entre aqueles em que o fogo e o extrativismo desordenado são eventos recorrentes (Giulietti *et al.* 1988; Berlinck *et al.* 2010).

O campo rupestre compreende um mosaico de vegetações de fisionomia herbáceo-arbustiva de elevada riqueza de espécies e endemismos (Giulietti *et al.* 1997; Conceição & Pirani 2005; Silveira *et al.* 2015). Nesse ecossistema, as populações vegetais ocorrem isoladamente no topo das serras, as quais estão sujeitas a diferentes combinações de topografia e microclima (Giulietti *et al.* 1997; Conceição & Pirani 2005, 2007). Os processos evolutivos acentuados por essas características resultaram em uma elevada diversidade beta (calculada entre áreas) dos campos rupestres (Conceição & Pirani 2005; Rapini *et al.* 2008; Silveira *et al.* 2015; Conceição *et al.* 2016), os quais também abrigam

muitas espécies endêmicas e microendêmicas (Rapini *et al.* 2002; Rapini *et al.* 2008; Silveira *et al.* 2015). Nesse ecossistema, compreender os mecanismos que influenciam a persistência das populações vegetais no topo das serras é fundamental para traçar estratégias para sua conservação (Ribeiro & Freitas 2010).

Apesar disso, o conhecimento sobre os efeitos do fogo e/ou do extrativismo sobre a flora dos campos rupestres ainda é incipiente. Os estudos com essa perspectiva são restritos a algumas áreas e táxons (Figueira 1998; Bedê 2006; Ribeiro *et al.* 2007; Kolbek & Alves 2008; Neves & Conceição 2010; Souza 2011; Brito 2011; Neves 2012; Conceição & Orr 2012; Oliveira 2013; Conceição *et al.* 2013; Brito 2015). No total existem 12 estudos, quatro destes abordam os efeitos do fogo na demografia de espécies de Eriocaulaceae (Figueira 1998; Bedê 2006; Neves 2012; Brito 2015) e apenas um destes também aborda os efeitos do extrativismo (Bedê 2006). As espécies de Eriocaulaceae estudadas apresentam elevada sobrevivência pós-fogo e floração estimulada por esse distúrbio. As populações de Eriocaulaceae podem apresentar alterações na estrutura e dinâmica devido a passagem do fogo (Figueira 1998; Bedê 2006; Neves 2012; Brito 2015). As populações de *Syngonanthus elegantulus* Ruhland (Eriocaulaceae) também podem ser afetadas sob alta intensidade de colheita de escapos, no entanto um manejo extrativista que inclua a ocorrência do fogo pode minimizar esses efeitos (Bedê 2006).

Um outro grupo de plantas dos campos rupestres em que há um aumento no número de estudos sobre os efeitos do fogo é Velloziaceae (Ribeiro *et al.* 2007; Kolbek & Alves 2008; Conceição & Orr 2012; Oliveira 2013; Conceição *et al.* 2013), família de monocotiledôneas que apresenta aproximadamente 250 espécies, distribuídas em cinco gêneros, entre os quais *Vellozia* é o mais diverso (Smith & Ayensu 1976; Mello-Silva *et al.* 2011). Essa família ocorre predominantemente na região Neotropical (Smith & Ayensu 1976; Mello-Silva *et al.* 2011) e seu centro de diversidade no Brasil é o campo rupestre (Porembski & Barthlott 2000), no qual suas espécies desempenham um papel importante tanto no estabelecimento de outras espécies vegetais, principalmente bromélias e orquídeas epífitas (Werneck & Espírito-Santo 2002; Van den Berg *et al.* 2006), quanto na fisionomia, estruturando habitats como as ilhas de vegetação (Porembski 2007). Além disso, as espécies de Velloziaceae apresentam elevada dominância em algumas áreas de campo rupestre (Silva 2013; Conceição *et al.* 2013) influenciando no funcionamento desse ecossistema.

Vellozia aff. *sincorana* L.B.Sm. & Ayensu, popularmente conhecida como candombá, é uma espécie que apresenta elevada cobertura no topo de algumas montanhas da região ocidental da Serra do Sincorá, Bahia, Brasil (Silva 2013), sendo endêmica dessa região (JM Souza *et al.* dados não publicados). Essa espécie apresenta características morfológicas semelhantes às de *Vellozia sincorana*, como o hábito dracenoíde, o que acarretou equívocos na sua identificação em algumas publicações, como na cartilha sobre o uso e conhecimento do candombá (Oliveira *et al.* 2013) e nos estudos das florações em massa e sincrônicas em população no Morro dos Ventos em 2008 (Conceição & Orr 2012) e na Serra do Candombá em 2011 e 2012 (Conceição *et al.* 2013). No entanto, apenas após coletas de novos espécimes e análises morfológicas minuciosas foi possível constatar que *V. aff. sincorana* se trata de uma espécie nova, a qual difere de *V. sincorana* na distribuição espacial, número de estames, coloração da flor, características foliares e anatômicas (Fig. 1) (JM Souza *et al.* dados não publicados; AA Conceição *et al.* dados não publicados), tais diferenças sustentam a descrição da espécie em curso.



Fig. 1 – Detalhes de duas espécies de Velloziaceae utilizadas para acender fogões à lenha no Parque Nacional da Chapada Diamantina. *Vellozia sincorana* L.B.Sm. & Ayensu: (A) hábito, (B)

fruto, (C) flor. *Vellozia* aff. *sincorana*: (D) hábito, (E) fruto, (F) flor. (Fotos: A, B,C – AA Conceição; D, E, F – JM Souza)

O candombá é alvo do extrativismo pelas comunidades no entorno do Parque Nacional da Chapada Diamantina, que o utilizam para diversas finalidades, como confeccionar tochas, colar instrumentos de garimpo, acender fogões a lenha, espantar maus espíritos e outros (Oliveira *et al.* 2013). Seu uso advém da alta inflamabilidade conferida pela presença de uma resina amarelo alaranjada que se concentra nos seus ramos, os quais são pseudocaulas, formados em grande parte pela concrecência das bases de suas folhas rosuladas (Conceição & Orr 2012; Oliveira 2013). Os pseudocaulas de *V. aff. sincorana* têm pouco valor comercial e atualmente seu uso vem diminuindo, sendo praticamente restrito a acender fogões a lenha (Oliveira 2013; Oliveira *et al.* 2013). A utilização dessa planta remete a época dos ciclos do garimpo na região, fazendo parte da história cultural da Chapada Diamantina (Oliveira 2013; Oliveira *et al.* 2013).

Assim como outras espécies de monocotiledôneas dos campos rupestres (Figueira 1998; Bedê 2006; Souza 2011; Brito 2015), *V. aff. sincorana* apresenta floração estimulada pela passagem do fogo (Fig. 2) (Conceição & Orr 2012; Conceição *et al.* 2013). A floração nessa espécie ocorre aproximadamente 40 dias depois do fogo e fornece recursos alimentares para muitos insetos (Conceição *et al.* 2013), sendo importante para a manutenção dessa fauna no ambiente pós-distúrbio. Outras espécies do gênero também florescem pós-fogo, como *Vellozia gigantea* Menezes & Mello-Silva encontrada com flores três meses depois desse distúrbio (Ribeiro *et al.* 2007).



Fig. 2 - Indivíduos de *Vellozia* aff. *sincorana* em floração aproximadamente 50 dias após o fogo, na Serra do Candombá, Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia

Diante dos efeitos que o fogo provoca nas populações vegetais, da pequena quantidade de estudos sobre fogo nos campos rupestres e da importância do candombá para as áreas em que essa espécie ocorre, buscou-se avaliar os efeitos do fogo nas populações dessa espécie no Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil, a partir de dois enfoques. O primeiro capítulo intitulado “**Efeito de incêndios sobre a demografia de *Vellozia* aff. *sincorana* (Velloziaceae)**” aborda os efeitos do fogo nos indivíduos de *V. aff. sincorana*, bem como na estrutura espacial e de estádios em seis populações dessa espécie. O segundo capítulo intitulado “**Implicações do fogo e extrativismo para o manejo e conservação de *Vellozia* aff. *sincorana* (Velloziaceae)**” analisa os efeitos do fogo na dinâmica populacional de *V. aff. sincorana* e avalia a possibilidade da utilização do fogo como ferramenta do manejo com fins extrativistas para essa espécie.

REFERÊNCIAS

- Aleper D, Lye KA, Moe SR. 2008. Response of *Acacia sieberiana* to repeated experimental burning. **Rangeland Ecology & Management** 61(2):182-187.
- Alvarado ST, Buisson E, Rabarison H, Rajeriarison C, Birkinshaw C, Lowry II PP, Morellato LPC. 2014. Fire and the reproductive phenology of endangered Madagascar sclerophyllous tapia woodlands. **South African Journal of Botany** 94: 79-87.
- Bedê LC. 2006. **Alternativas para o uso sustentado de sempre-vivas: efeitos do manejo extrativista sobre *Syngonanthus elegantulus* Ruhland (Eriocaulaceae)**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Bell DT. 2001. Ecological response syndromes in the flora of Southwestern Western Australia: fire resprouters versus reseederers. **The Botanical Review** 67(4): 417-452.
- Bellingham PJ, Sparrow AD. 2000 Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. **Oikos** 89:409-416.
- Berlinck CN, Lima LHA, Gonçalves CN. 2010. O Parque Nacional da Chapada Diamantina e a emissão de gases de efeito estufa. **Ciência Hoje** 46(276): 29-36.
- Brito JC. 2015. **Efeitos do fogo e extrativismo em *Comanthera mucugensis* (Giul.) L.R.Parra & Giul. (Eriocaulaceae)**. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.
- Canales J, Trevisan MC, Silva JF, Caswell H. 1994. A demographic study of an annual grass (*Andropogon brevifolius* Schwarz) in burnt and unburnt savanna. **Acta Ecologica** 15(3): 261-273.
- Caswell H, Kaye TN. 2001. Stochastic demography and conservation of an endangered perennial plant (*Lomatium bradshawii*) in a dynamic fire regime. **Advances in Ecological Research** 32:1-51.
- Conceição AA, Pirani JR. 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 AA, Pirani JR. 2007. Diversidade em quatro áreas de campo rupestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: espécies distintas, mas riquezas similares. **Rodriguésia** 58: 193-206.
- Conceição AA, Giuliatti AM, Meirelles ST. 2007. Ilhas de vegetação e afloramentos de quartzito-arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botânica Brasileira** 21(2):335-347.
- Conceição AA, Orr BJ. 2012. Post-fire flowering and fruiting in the caulescent rosette *Vellozia sincorana*, an endemic plant to the Northeast of Brazil. **Acta Botânica Brasileira** 26: 94-100.
- Conceição AA, Alencar TG, Souza JM, Moura ADC, Silva GA. 2013. Massive post-fire flowering events in a tropical mountain region of Brazil: high episodic supply of floral resources. **Acta Botânica Brasileira** 27(4): 847-850.
- Conceição AA, Rapini A, Carmo FF, Brito JC, Silva GA, Neves SPS, Jacobi CM. 2016. Rupestrian grassland vegetation, diversity and origin. In: Fernandes GW (ed.) **Ecology and conservation of mountain-top grassland in Brazil**. Switzerland, Springer (no prelo)
- Enright NJ, Fontaine JB, Westcott VC, Lade JC, Miller BP. 2011. Fire interval effects on persistence of resprouter species in Mediterranean-type shrublands. **Plant Ecology** 212 (12): 2071-2083.
- Fidelis A, Müller SC, Pillar VD, Pfadenhauer J. 2010. Population biology and regeneration of forbs and shrubs after fire in Brazilian Campos grasslands. **Plant Ecology** 211:107-117.
- Fidelis A, Pivello VR. 2011. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? **Biodiversidade Brasileira** 2:12-25.
- Fidelis A, Blanco C. 2014. Does fire induce flowering in Brazilian subtropical grasslands? **Applied Vegetation Science** 1-10.
- Figueira JEC. 1998. **Dinâmica de populações em *Paepalanthus polyanthus***. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.
- Figueira JEC. 1998. **Dinâmica de populações em *Paepalanthus polyanthus***. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.
- Gaoue OG, Ticktin T. 2008. Impacts of bark and foliage harvest on *Khaya senegalensis* (Meliaceae) reproductive performance in Benin. **Journal of Applied Ecology** 45:34-40.

Giulietti N, Giulietti AM, Pirani JR, Menezes NL. 1988. Estudos em sempre-vivas: importância econômica do extrativismo em Minas Gerais, Brasil. **Acta Botânica Brasílica** 1(2): 179-193.

Giulietti AM, Pirani JR, Harley RM. 1997. Espinhaço range region. Eastern Brazil. In: Davis SD, Heywood VH, Herrera-Macbride O, Villa-Lobos J, Hamilton AC. (eds.) **Centers of plant diversity. A guide and strategies for the conservation**, The Americas, WWF/IUCN, Cambridge. p. 397-404.

Glasspool IJ, Edwards D, Axe L. 2004. Charcoal in the Silurian as evidence for the earliest wildfire. **Geology** 32: 381-383.

Gonçalves CN, Mesquita FW, Lima NRG, Coslope LA, Lintomen BS. 2011. Recorrência dos incêndios e fitossociologia da vegetação em áreas com diferentes regimes de queima no Parque Nacional da Chapada Diamantina. **Biodiversidade Brasileira** 1(2):161-179.

Hoetzel S, Dupont L, Schefub E, Rommerskirchen F, Wefer G. 2013. The role of fire in Miocene to Pliocene C₄ grassland and ecosystem evolution. **Nature Geoscience** 6: 1027-1030.

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

Hoffmann WA, Solbrig OT. 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. **Forest Ecology and Management** 180: 273-286.

Keeley JE, Runel PW. 2005. Fire and the Miocene expansion of C₄ grasslands. **Ecology Letters** 8: 683-690.

Knox KJE, Clarke PJ. 2006. Response of resprouting shrubs to repeated fires in the dry sclerophyll forest of Gibraltar Range National Park. **Proceedings of the Linnean Society of New South Wales** 127: 49-56.

Kolbek J, Alves RJV. 2008. Impacts of cattle, fire and wind in rocky savannas, southeastern Brazil. **Acta Universitatis Carolinae Environmentalica** 22:111-130.

Lima ILP, Scariot A, Giroldo AB. 2013. Sustainable harvest of mangaba (*Hancornia speciosa*) fruits in Northern Minas Gerais, Brazil. **Economic Botany** 67(3): 234-243.

- Lehmann CER, Prior LD, Bowman DMJS. 2009. Fire controls population structure in four dominant tree species in a tropical savanna. **Oecologia** 161: 505-515.
- Mandle L, Ticktin T. 2012. Interactions among fire, grazing, harvest and abiotic conditions shape palm demographic responses to disturbance. **Journal of Ecology** 100: 997-1008.
- Mello-Silva R, Santos DYAC, Salatino MLF, Motta LB, Cattai MB, Sasaki D, Lovo J, Pita PP, Rocini C, Rodrigues CDN, Zarrei M, Chase MW. 2011. Five vicarious genera from Gondwana: the Velloziaceae as shown by molecules and morphology. **Annals of Botany** 108: 87-102.
- Mesquita FW, Lima NRG, Gonçalves CN, Berlinck CN, Lintomen BS. 2011. Histórico dos incêndios da vegetação do Parque Nacional da Chapada Diamantina, entre 1973 e abril de 2010, com base em imagens Landsat. **Biodiversidade Brasileira** 1(2): 228-246.
- Moreira AG. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography** 27:1021-1029.
- Neves SPS, Conceição AA. 2010. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrotas e sementes, com espécies endêmicas na rocha. **Acta Botânica Brasílica** 24(3): 697-707.
- Neves ACO. 2012. **História de vida e efeitos do fogo em espécies de Leiothrix (Eriocaulaceae) com diferentes estratégias de propagação, na Serra do Cipó, MG.** Tese de doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Oliveira RCS. 2013. **Uso e conservação do candombá (*Vellozia sincorana*) planta endêmica da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.** Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.
- Oliveira RCS, Schmidt IB, Conceição AA. 2013. **Uso e conhecimento do candombá.** UEFS Editora, Feira de Santana, Bahia.
- Porembski S, Barthlott W. 2000. Granitic and gneissic outcrops (Inselbergs) as centers of diversity for desiccation-tolerant vascular plants. **Plant Ecology** 151(1): 19-28.
- Porembski S. 2007. Tropical inselbergs: habitats types, adaptative strategies and diversity patterns. **Revista Brasileira de Botânica** 30:579-586.

- Rapini A, Mello-Silva R, Kawasaki ML. 2002. Richness and endemism in Asclepiadoideae (Apocynaceae) from the Espinhaço Range of Minas Gerais, Brazil – a conservation view. **Biodiversity Conservation** 11:1733-1746.
- Rapini A, Ribeiro PL, Lambert S, Pirani JR. 2008. A flora dos campos rupestres da Cadeia do espinhaço. **Megadiversidade** 4(1-2) 16-24.
- Ribeiro LC, Ribeiro KT, Madeira JA, De Filippo DC. 2007. **Floração em massa de *Vellozia gigantea* (Velloziaceae) após a ocorrência do fogo nos campos rupestres da Serra do Cipó, MG.** In: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil. Caxambu, MG.
- Ribeiro KT, Freitas L. 2010. Impactos potenciais das alterações no Código Florestal sobre a vegetação de campos rupestres e campos de altitude. **Biota Neotrópica** 10(4): 239-246.
- Sato MN, Miranda HS, Maia JMF. 2010. O fogo e o estrato arbóreo do Cerrado: efeitos imediatos e de longo prazo. In: Miranda HS (Org.). **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do Projeto Fogo.** Ibama/MMA, Brasília, p. 77-92.
- Satterthwaite WH, Menges ES, Quintana-Ascencio PF. 2002. Assessing scrub buckwheat population viability in relation to fire using multiple modeling techniques. **Ecological Applications** 12(6): 1672-1687.
- Schmidt IB, Sampaio AB, Borghetti F. 2005. Efeitos da época de queima sobre a reprodução sexuada e estrutura populacional de *Heteropterys pteropetala* (Adr. Juss.), Malpighiaceae, em áreas de cerrado sensu stricto submetidas a queima bienais. **Acta Botânica Brasílica** 19(4): 927-934.
- Schmidt IB, Mandle L, Ticktin T, Gaoue OG. 2011. What do matrix population models reveal about the sustainability of non-timber forest product harvest? **Journal of Applied Ecology** 48:815-826.
- Shackleton C, Shackleton S. 2004. The importance of non-timber forest products in rural livelihood security and as safety nets: a review of evidence from South Africa. **South African Journal of Science** 100: 658-664.
- Silva JF, Raventos J, Caswell H, Trevisan MC. 1991. Population responses to fire in a tropical savanna grass, *Andropogon semiberbis*: a matrix model approach. **The Journal of Ecology** 79(2): 345-355.

Silva IA, Valenti MW, Silva-Matos DM. 2009. Fire effects on the population structure of *Zanthoxylum rhoifolium* Lam (Rutaceae) in a Brazilian savanna. **Brazilian Journal of Biology** 69(3): 813-818.

Silveira FAO, Negreiros D, Barbosa NPU, Buisson E, Carmo FF, Carstensen DW, Conceição AA, Cornelissen TG, Echternacht L, Fernandes GW, Garcia QS, Guerra TJ, Jacobi CM, Lemos-Filho JP, Le Stradic S, Morellato LPC, Neves FS, Oliveira RS, Schaefer CE, Viana PL, Lambers H. 2015. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant Soil**, doi 10.1007/s11104-015-2637-8.

Silva GA. 2013. **Florística e estrutura de campos rupestres com diferentes tempos desde o último incêndio, Chapada Diamantina, Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.

Simon MF, Grether R, Queiroz LP, Skema C, Pennington RT, Hughes CE. 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.

Smith LB, Ayensu ES. 1976. **A revision of American Velloziaceae**. Smithsonian Contributions to Botany 30: 1-172.

Sinha A, Brault S. 2005. Assessing sustainability of nontimber forest product extractions: how fire affects sustainability. **Biodiversity and Conservation** 14: 3537-3563.

Souza JM. 2011. **Efeitos do fogo na fenologia reprodutiva de angiospermas em vegetações campestres na Chapada Diamantina, Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.

Ticktin T. 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. **Journal of Applied Ecology** 41: 11-21.

van den Berg C, Smidt EC, Marçal S. 2006. *Leptotes vellozicola*: a new species of Orchidaceae from Bahia, Brazil. **Neodiversity** 1: 1-5.

Williams RJ, Cook GD, Gill AM, Moore PHR. 1999. Fire regime, fire intensity and tree survival in a tropical savanna in northern Australia. **Australian Journal of Ecology** 24, 50–59.

Werneck MS, Espírito-Santo MM. 2002. Species diversity and abundance of vascular epiphytes on *Vellozia piresiana* in Brazil. **Biotropica** 34(1): 51-57.

Whelan RJ. 1995. **The ecology of fire**. Cambridge studies in ecology, New York.

Wroblewski DW, Kauffman JB. 2003. Initial effects of prescribed fire on morphology, abundance and phenology of forbs in Big Sagebrush communities in Southeastern Oregon. **Restoration Ecology** 11(1): 82-90.

CAPÍTULO 1

EFEITO DE INCÊNDIOS SOBRE A DEMOGRAFIA DE *VELLOZIA* AFF. *SINCORANA* (VELLOZIACEAE)

*Artigo a ser submetido para publicação no periódico **Acta Botânica Brasílica**

**EFEITO DE INCÊNDIOS SOBRE A DEMOGRAFIA DE *VELLOZIA* AFF. *SINCORANA*
(VELLOZIACEAE)**

RESUMO

Vellozia aff. *sincorana* L.B.Sm. & Ayensu é uma espécie de floração estimulada por fogo e endêmica dos campos rupestres da Serra do Sincorá, Bahia, Brasil, na qual o fogo é um distúrbio recorrente. Esse estudo avaliou os efeitos do fogo recente sobre os indivíduos dessa espécie, bem como sobre a estrutura de estádios e espacial de suas populações. Indivíduos de *V. aff. sincorana* foram marcados e medidos em parcelas de 16m² em seis populações durante dois censos (2012 e 2013). Em três populações o último incêndio ocorreu em 2008 e nas demais o último incêndio ocorreu entre 2011 e 2012, aproximadamente 40 dias antes do primeiro censo. Além da floração, a passagem do fogo estimulou os incrementos em área da copa, altura da planta e a produção de rosetas. Independentemente do tempo desde o último fogo, a mortalidade e o recrutamento de indivíduos foram baixos, com o recrutamento via semente e a mortalidade de juvenis concentrados nas áreas sem fogo recente. A estrutura espacial dos indivíduos não foi afetada pelo fogo recente, a distribuição dos indivíduos foi agregada em todas as populações, com aproximadamente dois indivíduos/m². Entre os períodos de censo, o fogo recente modificou a distribuição dos indivíduos nos estádios de vida nas diferentes populações, que em geral apresentaram maior concentração de adultos em comparação aos juvenis. Os resultados evidenciam que a passagem do fogo favorece indivíduos e populações de *V. aff. sincorana*, e que a manutenção das populações dessa espécie pode depender da ocorrência desse distúrbio devido ao seu estímulo à reprodução sexuada.

PALAVRAS-CHAVE:

Campo rupestre, candombá, ecologia do fogo, estrutura populacional, estrutura espacial

ABSTRACT

Vellozia aff. *sincorana* L.B.Sm. & Ayensu is a species of fire-stimulated flowering and endemic of rupestrian grasslands of Serra do Sincorá, Bahia, Brazil, where fire is a recurrent disturbance. This study evaluated the effects of recent fire on the individuals of that species, as well as on population and spatial structure of their populations. Individuals of *V. aff. sincorana* were marked, measured and monitored in 16m² plots during two censuses (2012 and 2013) conducted in six populations. In three populations, the last fire occurred in 2008 and in the others, the last fire occurred between 2011 and 2012, about 40 days before the first census. As flowering, the passage of fire stimulated increases in canopy area, plant height and the production of rosettes. Regardless of the time since the last fire, mortality and recruitment of individuals were low, with the recruitment via seed and juvenile mortality concentrated in areas without recent fire. The spatial structure of individuals was not affected by recent fire; the distribution was aggregate in all populations, with about two individuals per m². Between periods census, the recent fire modified the distribution of individuals among the classes of life stages in populations. In general, the population had a higher concentration of adults compared to juveniles. Results show that passage of fire positively affected individuals and populations of *V. aff. sincorana*, and that the maintenance of its populations may depend on the occurrence of fire due to the role this plays in sexual reproduction of its individuals.

KEYWORDS:

Rupestrian grassland, candombá, fire ecology, population structure, spatial structure

INTRODUÇÃO

Independente de ter origem natural ou antrópica, o fogo é um distúrbio comum em alguns ecossistemas, principalmente nas formações campestres e savânicas, onde atua como um filtro ambiental, selecionando espécies vegetais que resistem a seus efeitos (Bond & Keeley 2005; Bond *et al.* 2005; Simon *et al.* 2009). Há dois extremos relacionados a permanência das espécies no ambiente depois do fogo. As espécies podem permanecer no sistema devido ao recrutamento via banco de sementes, nos casos de espécies sensíveis ao fogo (alta mortalidade - *seeders*), ou podem permanecer no sistema via rebrota da parte aérea dos indivíduos afetados (baixa mortalidade - *resprouters*) (Bellingham & Sparrow 2000; Bell 2001). Devido a essas estratégias de persistência das espécies, a recuperação das comunidades e populações vegetais após o fogo é direcionada pela presença de um banco de sementes e pela capacidade dos indivíduos sobreviverem e tolerarem o ambiente pós-fogo (Fidelis *et al.* 2010; Neves & Conceição 2010).

A sobrevivência das plantas aos efeitos diretos da passagem do fogo depende de um conjunto de fatores, como suas características morfológicas e a gravidade dos danos provocados nos indivíduos (Whelan 1995). A capacidade de sobreviver à passagem do fogo pode variar entre indivíduos de uma mesma espécie de acordo a diversos fatores em especial o estágio de vida, a exemplo da mortalidade concentrada em indivíduos nos estádios iniciais de desenvolvimento de algumas espécies lenhosas no Cerrado (Moreira 2000; Hoffmann & Solbrig 2003). Além disso, essa taxa pode ser acentuada ou amenizada a depender do regime de fogo (i.e. frequência, intensidade, extensão, época de ocorrência e tipo de fogo) (Whelan 1995), seja pelo nível de injúria provocado ou pelas limitações fisiológicas da planta em sobreviver a um dado regime deste distúrbio (Williams *et al.* 1999; Hoffmann & Solbrig 2003; Knox & Clarke 2006).

As plantas que sobrevivem a ação direta do fogo podem ter aspectos da sua história de vida favorecidos ou inibidos por esse distúrbio, como o incremento em altura, produção de folhas, flores, diásporos, dispersão de sementes e germinação (Hoffmann & Solbrig 2003; Wroblewski & Kauffman 2003; Conceição & Orr 2012; Alvarado *et al.* 2014; Fidelis & Blanco 2014). Essas alterações podem influenciar em processos fundamentais para a população, como o recrutamento. Para espécies que florescem apenas após o fogo ou raramente na sua ausência (Lamont & Downes 2011), por exemplo, a passagem do fogo propicia um dos poucos ou o único momento para a produção de sementes, o que pode

influenciar no estabelecimento dos indivíduos e, portanto na dinâmica populacional em longo prazo (Setterfield 2002; Clark *et al.* 2007). Além disso, as mudanças que o fogo provoca no crescimento dos indivíduos podem afetar o crescimento das populações, seja por alterar a probabilidade de sobrevivência a um novo evento de fogo e/ou a capacidade de produzir diásporos (Hoffmann & Solbrig 2003). Em algumas espécies lenhosas de ecossistemas pirofíticos brasileiros, por exemplo, as alterações provocadas pela passagem do fogo no crescimento dos indivíduos podem ser apontadas como o principal fator de redução das populações (Hoffmann 1999).

Os efeitos do fogo na sobrevivência, crescimento e reprodução dos indivíduos podem levar a alterações quantitativas nas populações, refletindo na estrutura de estádios e na forma como os indivíduos estão distribuídos no espaço (Schmidt *et al.* 2005; Lehmann *et al.* 2009; Fidelis *et al.* 2010). Essas mudanças transitórias provocadas pelo fogo podem ser observadas na comparação entre estruturas demográficas de populações com intervalos diferentes desde o último incêndio (Schmidt *et al.* 2005; Lehmann *et al.* 2009; Silva *et al.* 2009) fornecendo indícios da resistência dos indivíduos à ocorrência de fogo. Portanto, os estudos sobre a estrutura demográfica são boas ferramentas para avaliar as relações ecológicas das espécies com o fogo, especialmente aquelas em áreas frequentemente incendiadas onde esses efeitos podem ser amplificados.

Dentre os ecossistemas brasileiros, um dos mais afetados pelo fogo é o campo rupestre (MMA 2007; Ribeiro & Figueira 2011; Gonçalves *et al.* 2011; Mesquita *et al.* 2011; Figueira *et al.* 2016), constituído por um complexo herbáceo-arbustivo localizado acima de 700 m de altitude, com diferentes proporções de rocha exposta e solos distróficos rasos (Giulietti *et al.* 1997; Benites *et al.* 2003; Conceição & Pirani 2005; Conceição *et al.* 2016). Apesar do fogo ser recorrente nesse ecossistema, os efeitos desse distúrbio sobre sua flora são pobremente conhecidos, sendo restritos a algumas áreas e táxons (Figueira 1998; Bedê 2006; Ribeiro *et al.* 2007; Kolbek & Alves 2008; Neves & Conceição 2010; Souza 2011; Brito 2011; Neves 2012; Conceição & Orr 2012; Oliveira 2013; Conceição *et al.* 2013; Brito 2015).

Ainda que uma parte das espécies do campo rupestre sejam sensíveis a passagem do fogo, um grande número de espécies desse ecossistema sobrevivem e rebrotam quando afetadas por esse distúrbio, resultando em rápida reestruturação das comunidades entre um a dois anos após o fogo (Kolbek & Alves 2008; Neves & Conceição 2010; Brito 2011). O

funcionamento do campo rupestre também é alterado pela passagem do fogo, o qual estimula a floração de algumas espécies, especialmente monocotiledôneas (Ribeiro *et al.* 2007; Souza 2011; Neves *et al.* 2011; Brito 2015; Figueira *et al.* 2016), o que pode levar a alterações na estrutura populacional dessas plantas (Figueira 1998). A resposta de *Vellozia* aff. *sincorana* L.B.Sm. & Ayensu (Velloziaceae) ao fogo é um exemplo de espécie atrelada à alteração no funcionamento do campo rupestre. A floração em massa dessa espécie ocorre aproximadamente 40 dias após o fogo, fornecendo grande quantidade de recursos aos animais em período curto e viabilizando o cruzamento entre vários indivíduos queimados (Conceição & Orr 2012; Conceição *et al.* 2013). Essa é a espécie dominante e endêmica do topo de algumas serras na porção ocidental da Serra do Sincorá, Bahia, Brasil, a qual boa parte está inclusa nos limites do Parque Nacional da Chapada Diamantina (PNCD) (Conceição *et al.* 2016; JM Souza *et al.* dados não publicados). O fogo é um dos principais focos para o manejo do PNCD, uma das unidades de conservação federal mais afetadas por esse distúrbio (MMA 2007).

O presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos do fogo sobre os indivíduos de *V. aff. sincorana*, bem como sobre a estrutura espacial e de estádios de vida nas populações desta espécie. Para isso, foram monitorados indivíduos recém-afetados por incêndios, bem como indivíduos afetados por incêndios há quatro anos, a fim de responder as seguintes questões: (i) quais são os efeitos do fogo recente sobre os indivíduos? (ii) diferentes intervalos desde o último fogo alteram a mortalidade e o recrutamento dos indivíduos? (iii) quais são os efeitos do tempo decorrido desde o último incêndio na estrutura espacial e de estádios de vida em populações de *V. aff. sincorana*?

MATERIAL & MÉTODOS

ESPÉCIE DE ESTUDO

Vellozia aff. *sincorana* é uma monocotiledônea de hábito dracenoíde com pseudocaulis únicos ou ramificados. Nos ápices dos pseudocaulis estão concentradas as folhas de *V. aff. sincorana*, as quais formam rosetas que podem suportar até sete flores (Conceição & Orr 2012). Suas flores possuem coloração lilás e são melitófilas. As sementes são dispersas por autocoria aproximadamente 30 dias após a floração (Conceição & Orr 2012; JM Souza *et al.* dados não publicados) e permanecem viáveis em condições de campo por, pelo menos, dois anos, sugerindo a formação de um banco de sementes permanente (C Pelacani *et al.* dados não publicados). Essa espécie é conhecida regionalmente como “candombá”, que devido à sua resina inflamável é alvo de extrativismo em pequena escala por comunidade rurais da Chapada Diamantina. Os seus pseudocaulis são usados para acender fogões a lenha e colar instrumentos de garimpo (Oliveira *et al.* 2013).

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em áreas de campo rupestre em três serras no Parque Nacional da Chapada Diamantina (PNCD), Bahia, Brasil: Serra do Candombá, Serra do Miguel e Morro dos Ventos (Fig. 1). A altitude das localidades estudadas varia de 1.050 a 1.350 m, além disso apresentam histórico de fogo diferente, para o período entre os anos de 1985 até 2010 existem registros de até dois incêndios para a Serra do Miguel e o Morro dos Ventos, enquanto para a Serra do Candombá há registros de até quatro incêndios durante esse intervalo (Mesquita *et al.* 2011; Gonçalves *et al.* 2011). A vegetação nas três localidades tem fisionomia savanóide com *V. aff. sincorana* sendo o arbusto dominante (Conceição *et al.* 2016).

Conforme a classificação proposta por Köppen (Alvares *et al.* 2014), o clima na região é tropical a subtropical úmido, com chuvas concentradas entre os meses de novembro e abril (Fig. 2). Os incêndios no PNCD, geralmente, possuem origem antrópica e ocorrem no final do período seco entre os meses de julho e novembro (Berlinck *et al.* 2010; Rodrigues *et al.* 2011). Os tipos de vegetação com maior recorrência desse distúrbio na região são o campo rupestre e o campo sujo (Gonçalves *et al.* 2011).

DELINEAMENTO AMOSTRAL

Os efeitos do tempo desde o último incêndio na demografia de *V. aff. sincorana* foram analisados em seis áreas: três delas depois de incêndios ocorridos entre 2011-2012 (tratamento FR) e as demais depois de incêndios ocorridos em 2008 (tratamento NF). Em cada área foram sorteadas parcelas de 4 m x 4 m, sendo o número de parcelas em cada área definido pelo número de parcelas suficiente para a amostragem de no mínimo 200 indivíduos. O conjunto de parcelas por área foi definido como população e o conjunto de pseudocaulas com ligações visíveis como indivíduo (adaptado de Hoffman 1999). Assim, esse estudo compreendeu seis populações, tratadas no texto como: recém-incendiadas (FR1, FR2, FR3) e não incendiadas desde 2008 (NF1, NF2, NF3).

Todos os indivíduos de *V. aff. sincorana* enraizados nas parcelas foram marcados com placas de metal sendo contados os números de rosetas, flores, frutos e sementes, além de mensuradas com trenas e fitas métricas a altura do indivíduo (altura total), assim como a altura e diâmetro das rosetas. A altura total foi medida a partir do solo até o ápice da folhagem mais alta, enquanto a altura da roseta foi medida a partir da inserção das folhas no pseudocaulo até o ápice da folhagem. A partir dos dados da altura (h) e diâmetro da roseta (d) foi calculada a área da copa do indivíduo, dada pela soma da área da copa de cada roseta calculada por $\pi/4 \times (h \times d)$ (adaptado de Cunningham 2001). As populações foram acompanhadas durante dois censos, o primeiro em 2012 (T₀) e o segundo em 2013 (T₁), sendo que nas áreas recém-incendiadas os censos se iniciaram aproximadamente 40 dias após o incêndio. Depois de 60 a 90 dias dos incêndios (2011-2012), foram coletados ao acaso 111 frutos de indivíduos próximos às populações estudadas, a fim de contabilizar o número de sementes.

ANÁLISES DE DADOS

Modelos de regressão linear simples foram utilizados para subsidiar a escolha das variáveis para a definição dos estádios de vida a partir do melhor ajuste (R²) encontrado para as relações alométricas entre a altura total (variável dependente) e o diâmetro ao nível do solo (variável independente), assim como as relações entre a área da copa (variável dependente) e altura total (variável independente). Para atender aos pressupostos das análises de regressão, os dados foram transformados usando logaritmo na base 10 (log₁₀). Nas análises de regressão houve relações significativas entre todas as variáveis dependentes

e independentes testadas ($p < 0,05$). O modelo de regressão linear explicou 59% dos dados da relação entre altura total e diâmetro no nível do solo (\log_{10} altura = $-0,04 + 1,18 \cdot \log_{10}$ diâmetro, $p < 0,05$) e 64% em relação a área da copa e altura total (\log_{10} área da copa = $1,72 + 1,22 \cdot \log_{10}$ altura, $p < 0,05$).

Os indivíduos de *V. aff. sincorana* foram organizados em sete estádios com base na altura total mínima encontrada para indivíduos floridos e dos valores de área da copa. Abaixo de 14 cm de altura os indivíduos foram classificados como juvenis, sendo J1 até 5 cm e J2 entre 5,1-13,9 cm de altura. Adultos, ou seja, indivíduos com capacidade de produção de flores, foram definidos como aqueles com altura total igual ou superior a 14 cm, os quais foram subdivididos considerando a área da copa: A1 (30-1000 cm²), A2 (1001-2000 cm²), A3 (2001-3000 cm²), A4 (3001-4000 cm²), A5 (> 4001 cm²). A amplitude dos estádios de vida foi determinada a partir dos algoritmos propostos por Vandermeer (1978) a fim de minimizar erros de estimativa e distribuição. As estruturas populacionais entre os censos (T_0 e T_1) e entre os tratamentos (FR e NF) foram comparadas pelo teste G ($p < 0,05$) com correção de Yates (Sokal & Rohlf 1995).

Os efeitos do fogo recente na área da copa, altura total e diâmetro ao nível do solo dos indivíduos foi avaliado pelo teste Kruskal-Wallis ($p < 0,05$). Esses parâmetros foram comparados separadamente entre os tratamentos considerando tempos de censo diferentes. Além disso, foram comparadas as diferenças desses parâmetros entre os tempos de censo, a fim de avaliar as tendências de incrementos ou reduções.

Modelos log-lineares foram ajustados ao número de indivíduos mortos e recrutados, assim como ao número de rosetas mortas e acrescidas durante o período para testar se as alterações observadas nesses parâmetros estão relacionadas ao intervalo desde o último incêndio. Foram escolhidos os modelos com o melhor ajuste quando comparados o Qui-quadrado da razão de verossimilhança. Para atender os pressupostos dessa análise, os estádios foram agrupados em duas categorias: juvenis e adultos. Quando o agrupamento dos estádios não foi suficiente para atender os pressupostos da análise log-linear, testes de Qui-quadrado foram realizados entre os tratamentos ($p < 0,05$), a fim de avaliar a mortalidade e recrutamento de indivíduos e rosetas.

As taxas de mortalidade de indivíduos e de rosetas por estádios, populações e tratamentos foram calculadas, seguindo a equação básica:

$$\text{Taxa de mortalidade} = M/N \cdot 100$$

onde, M é o número de indivíduos ou rosetas mortos no intervalo de censo, e N é o número total de indivíduos ou rosetas no início do censo (adaptado de Medeiros & Miranda 2005).

A estrutura espacial das populações foi caracterizada pela densidade (indivíduos/parcela (m^2)), a qual foi comparada entre os tratamentos pelo teste de Mann-Whitney (U , $p < 0,05$). O Índice de Morisita (Id) também foi utilizado para analisar a distribuição dos indivíduos no espaço, dado pela fórmula:

$$Id = n(\sum X^2 - N/N(N-1))$$

na qual, n representa o número de parcelas, X o número de indivíduos por parcela, e N o número total de indivíduos na população ou tratamento (Brower *et al.* 1997). Os indivíduos podem apresentar distribuição agregada ($Id > 0$), uniforme ($Id < 0$) ou aleatória ($Id = 0$). Esses valores foram testados quanto a sua significância pelo teste de Qui-quadrado ($p < 0,05$) (Brower *et al.* 1997).

As análises dos modelos log-lineares foram realizadas na versão teste do software SPSS 15.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA) e as demais no software R, pacote “stats” (R Core Team 2014).

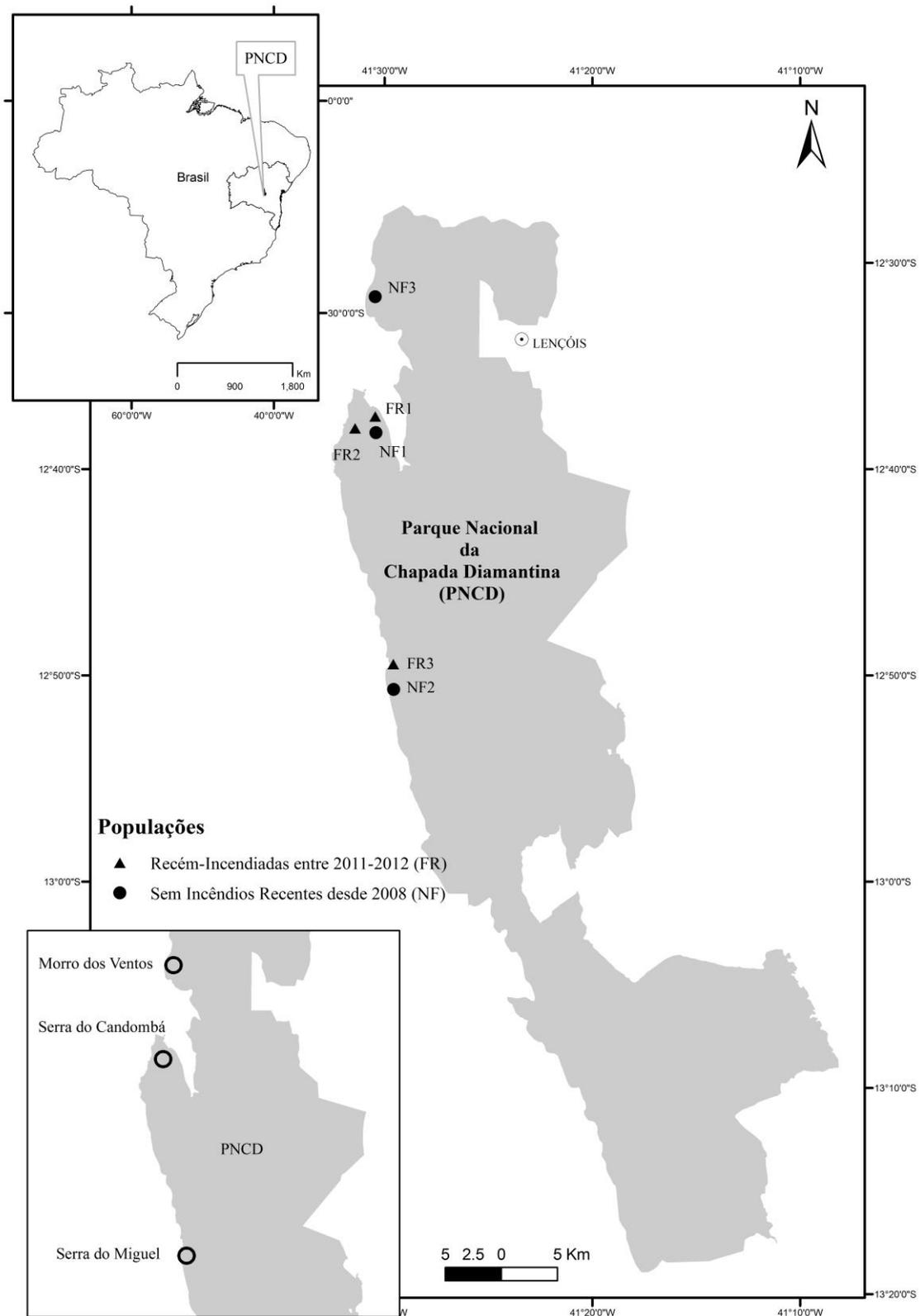


Fig. 1 – Localização de seis populações de *Vellozia* aff. *sincorana* em áreas incendiadas recentemente entre 2011-2012 (FR) e sem fogo desde de 2008 (NF) no Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Em detalhe, localização das Serras estudadas. (Mapa: L.S. Damasceno)

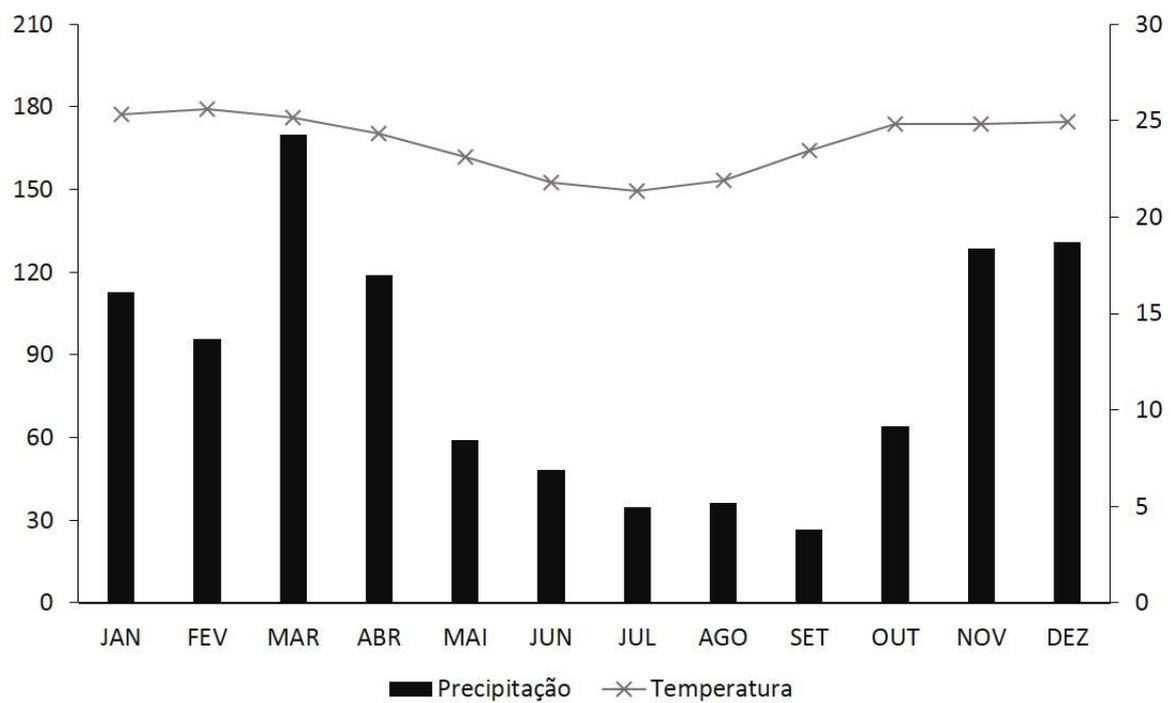


Fig. 2 - Médias mensais de precipitação e temperatura para a cidade de Lençóis entre 12,8 e 32,18 Km de distância das áreas de estudo para o período de 1986 a 2014. Fonte: INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

RESULTADOS

Durante os períodos de censo foram acompanhados 1.617 indivíduos nas seis populações distribuídos em 56 parcelas. No total, o tratamento NF apresentou o maior número de indivíduos nos dois períodos de censo (Tabela 1). A distribuição dos indivíduos nas classes de estádios de vida tendeu a mudar mais nas populações recém-incendiadas entre os períodos de censo estudados (Tabela 2, 3). De modo geral, a maior parte dos indivíduos encontrados nas seis populações foram adultos, com exceção da população NF2. Entre os adultos, os indivíduos dos estádios A4 foram os menos representados nas populações (Fig. 2).

A altura total dos indivíduos de *V. aff. sincorana* variou de 0,7 cm a 122 cm (Fig. 4), sendo em média maior no tratamento FR (Tabela 4). No primeiro censo (T_0), a altura total foi semelhante entre os tratamentos ($p > 0,05$), enquanto as demais combinações de comparações da altura e períodos de censo (T_0 e T_1) foram significativamente diferentes ($p < 0,05$ - Tabela 4).

Os tratamentos foram significativamente diferentes em relação ao diâmetro ao nível do solo e área da copa dos indivíduos de *V. aff. sincorana* (Tabela 4). O diâmetro variou de 0,2 cm a 42 cm e a área da copa 0,0981 cm² a 20689,74 cm² entre os tratamentos (Fig. 4, Tabela 4), com os maiores valores encontrados nas áreas recém-incendiadas (FR). Entre os censos, os valores de área da copa foram semelhantes para as áreas recém-incendiadas ($p > 0,05$), porém foram diferentes quando comparados com os valores do tratamento NF tanto para o T_0 quanto T_1 ($p < 0,05$ - Tabela 4). De modo geral, no tratamento FR houve uma tendência ao aumento em altura total, diâmetro ao nível do solo, área da copa e número de rosetas quando comparado ao tratamento NF (Tabela 4).

Apenas nas populações recém-incendiadas foram encontrados indivíduos com flores e/ou frutos (n=276), sendo 14 cm a altura total mínima dos indivíduos em floração ou frutificação. A média de produção de frutos por indivíduo reprodutivo foi 3,21 ($\pm 5,54$; n=709), com uma média de 287,3 (± 254) sementes por fruto (n=111). A produção de flores e/ou frutos seguiu o seguinte padrão ascendente $A1 < A2 < A3 < A4 < A5$, com os indivíduos A5 produzindo aproximadamente 7 flores e/ou frutos (± 9 ; n=122) e os A1 em média 0,59 ($\pm 1,70$; n=241) (Fig. 4).

Nas áreas recém-incendiadas, a mortalidade e o surgimento de rosetas foram maiores comparados ao tratamento NF ($X^2 = 31,54$; $g.l. = 1$; $p < 0,001$). Em média, os indivíduos em ambos os tratamentos apresentaram cerca de duas rosetas vivas e alguns indivíduos chegaram a apresentar 20 rosetas (Tabela 4). Essas diferenças no número de rosetas estiveram concentradas nos estádios adultos.

A estrutura espacial das populações de *V. aff. sincorana* não variou entre os tratamentos. Em todas as populações, os indivíduos apresentaram distribuição agregada ($Id > 1$) (Tabela 1). Em média, foram encontrados aproximadamente dois indivíduos por parcela (m^2) em ambos os tratamentos, não existindo diferenças significativas ($U = 375$; $p = 0,3934$).

Durante o período de estudo, em média 20 indivíduos/população morreram tanto nas áreas recém-incendiadas quanto nas sem fogo desde 2008 ($X^2 = 0,078$; $g.l. = 1$; $p = 0,78$; Tabela 1). Entre os estádios existiram diferenças significativas na mortalidade dos indivíduos ($X^2 = 49,41$; $g.l. = 1$; $p < 0,001$), com maior mortalidade de adultos comparada aos juvenis no tratamento FR, enquanto o inverso foi observado em NF. Foram detectadas diferenças na mortalidade a partir da interação entre estádios e tratamentos ($X^2 = 2661,4$; $g.l. = 3$; $p < 0,001$). O recrutamento de indivíduos esteve concentrado nos estádios juvenis (Tabela 1), sendo maior nas áreas sem fogo recente ($X^2 = 23,61$; $g.l.=1$; $p < 0,001$).

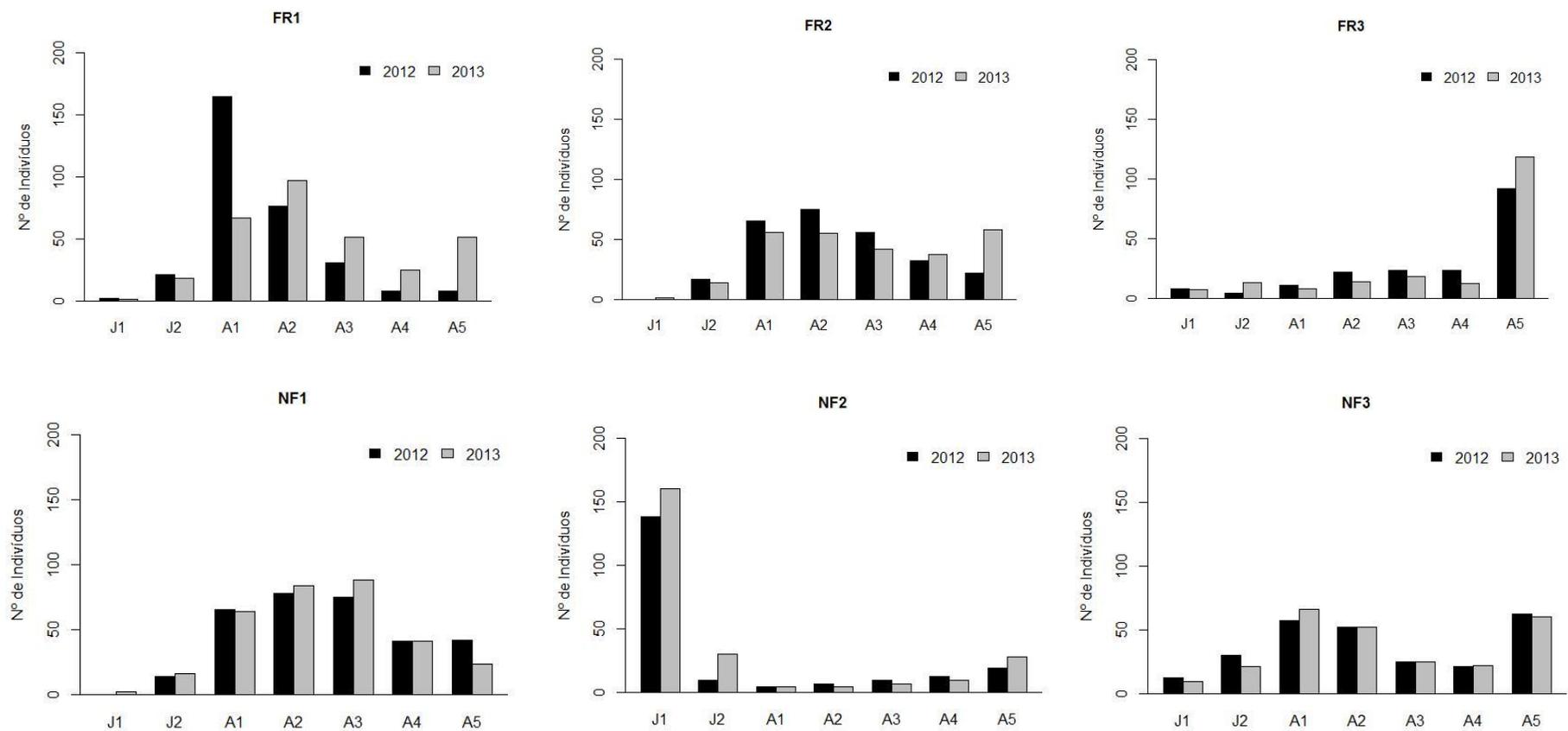


Fig. 3 – Estrutura de estádios de vida de seis populações de *Vellozia* aff. *sincorana* afetadas por incêndios em 2008 (NF1, NF2, NF3) ou entre 2011-2012 (FR1, FR2, FR3), Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

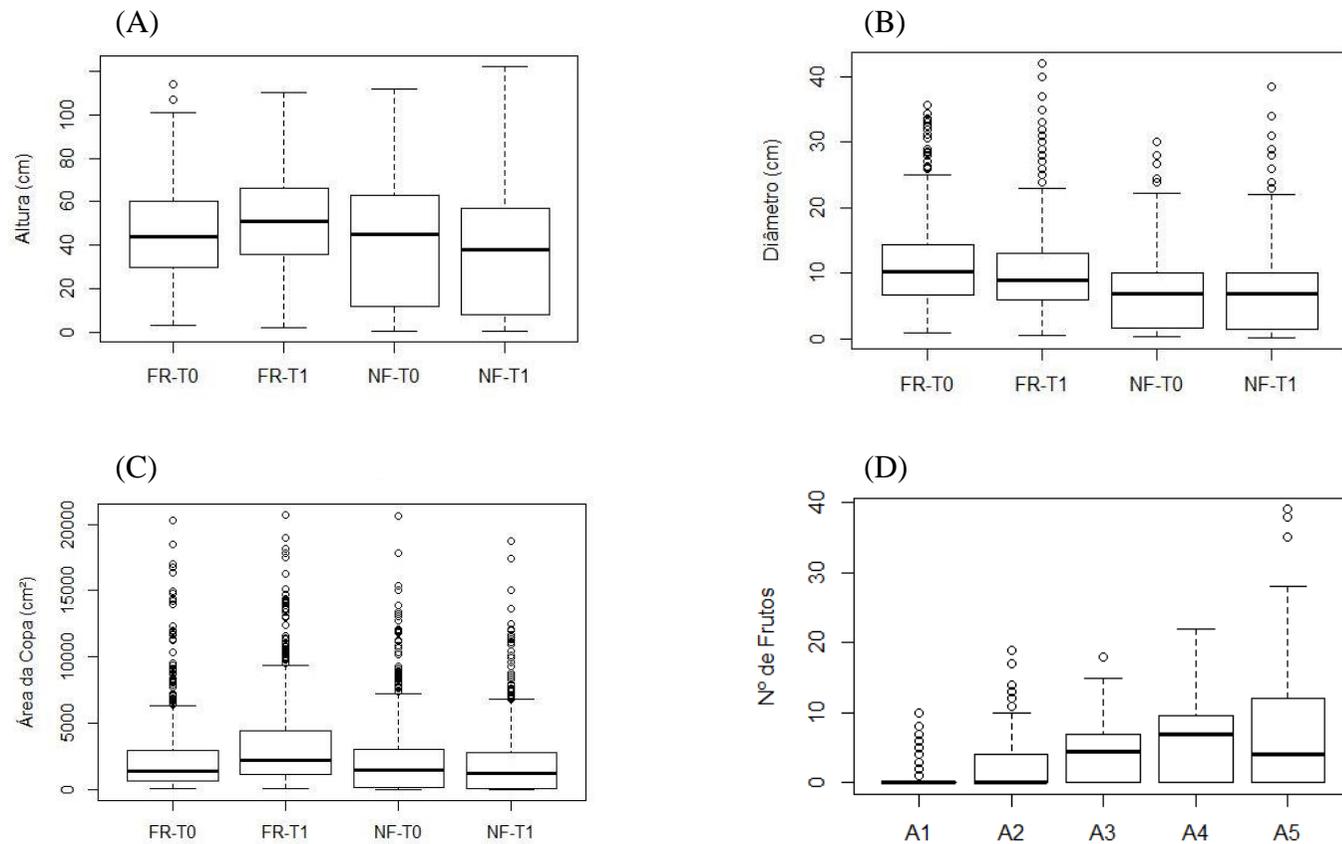


Fig. 4 – (A) Altura total, (B) diâmetro ao nível do solo, (C) área da copa e (D) número de frutos para indivíduos de *Vellozia aff. sincorana* em áreas sem incêndios desde 2008 (NF) e recém-incendiadas entre 2011-2012 (FR) em dois momentos distintos: T0 (2012) e T1 (2013). Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Linha horizontal, em destaque, no centro da caixa representa a mediana e os círculos não preenchidos os dados discrepantes.

Tabela 1 – Densidade (n/16m²) e Índice de Morisita (Id) de indivíduos *Vellozia* aff. *sincorana* em seis populações afetadas por incêndios em 2008 (NF) e 2011-2012 (FR), mortalidade e recrutamento de rosetas e indivíduos (Juvenis (J) e Adultos (A)), e número total de plantas no início do censo (T₀). Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

Tratamento	População	Estádio	n (T ₀)	Indivíduo		Roseta		n/16 m ²	Id
				Mortalidade	Recrutamento	Mortalidade	Recrutamento		
NF	NF1	J	14	-	3	1 ± -	- ± -	2,17	1,44
		A	301	-	-	1 ± 0	1,1 ± 0,3		
	NF2	J	147	16	61	1,33 ± 0,51	1,4 ± 0,51	3,08	1,42
		A	50	1	-	4 ± 5,19	2,11 ± 1,45		
	NF3	J	42	4	-	- ± -	1 ± 0	1,01	2,11
A		217	-	-	1,52 ± 1,21	1,28 ± 0,61			
FR	FR1	J	23	3	11	- ± -	1 ± -	3,24	1,51
		A	288	9	-	1,72 ± 1	2,06 ± 1,77		
	FR2	J	17	-	2	1 ± -	- ± -	3,34	1,07
		A	250	6	-	1 ± 0	1,64 ± 0,91		
	FR3	J	12	-	8	- ± -	1 ± 0	0,71	1,10
		A	171	1	-	1,87 ± 1,11	1,89 ± 1,6		

Tabela 2 – Valores do Teste G para as comparações da estrutura de estádios de vida de indivíduos de *Vellozia* aff. *sincorana* em seis populações entre tempos distintos de censo (2012 – T₀ e 2013 – T₁) em áreas com ocorrência ou não de incêndio recente: último incêndio entre 2011-2012 (FR1, FR2, FR3) e 2008 (NF1, NF2, NF3). Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

	FR1 – T ₀	FR1 – T ₁	FR2 – T ₀	FR2 – T ₁	FR3 – T ₀	FR3 – T ₁	NF1 – T ₀	NF1 – T ₁	NF2 – T ₀	NF2 – T ₁	NF3 – T ₀	NF3 – T ₁
FR1 – T₀	-											
FR1 – T₁	93,53	-										
FR2 – T₀	72,06	12,97	-									
FR2 – T₁	120,2	12,93	23,42	-								
FR3 – T₀	264,01	99,06	134,58	60,12	-							
FR3 – T₁	312,86	145,39	191,2	101,6	14,06	-						
NF1 – T₀	114,69	12,33*	6,52*	12,62*	106,69	165,63	-					
NF1 – T₁	106,11	25,72	5,83*	33,94	142,59	209,86	8,37	-				
NF2 – T₀	430,9	368,36	356,44	322,08	213,9	230,04	379,08	375,92	-			
NF2 – T₁	493,9	426,63	418,09	374,04	248,99	244,79	448,88	450,4	11,89*	-		
NF3 – T₀	116,07	33,19	55,76	24,57	61,33	82,35	56,07	75,14	254,63	280,48	-	
NF3 – T₁	98,33	24,99	46,1	16,75	62,51	89,69	44,98	65,17	270,32	305,27	2,65*	-

* $p > 0,05$

Tabela 3 – Valores do Teste G para as comparações da estrutura de estádios de vida de indivíduos de *Vellozia* aff. *sincorana* em áreas com ocorrência ou não de incêndio recente: último incêndio entre 2011-2012 (FR) e 2008 (NF) entre tempos distintos de censo (2012 – T₀ e 2013 – T₁). Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Resultados não significativos ($p > 0,05$) indicados por (*).

	FR – T ₀	FR – T ₁	NF – T ₀	NF – T ₁
FR – T ₀	-			
FR – T ₁	66,09	-		
NF – T ₀	188,62	184,7	-	
NF – T ₁	211,78	222,14	3,21*	-

Tabela 4 – Média (\pm desvio padrão) do diâmetro ao nível do solo, área da copa, número de rosetas e altura total de indivíduos de *Vellozia* aff. *sincorana* em áreas recém-incendiadas (último incêndio entre 2011 e 2012 - FR) e sem incêndios desde 2008 (NF). Letras diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$) pelo teste de Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf 1995). Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

Tratamento	Altura (cm)	Diâmetro (cm)	Área da Copa (cm ²)	Rosetas
NF08 – t0	40,99 \pm 27,86 ^{a,c}	6,97 \pm 5,27 ^{a,e,f}	2756,59 \pm 3418,16 ^a	1,95 \pm 2,1 ^{a,c}
NF08 – t1	36,71 \pm 26,38 ^{c,d}	6,96 \pm 5,65 ^{b,f}	1928,98 \pm 2443,32 ^b	1,94 \pm 1,97 ^{b,d}
FR12 – t0	44,46 \pm 20,69 ^{b,d}	11,04 \pm 6,25 ^{c,e,f}	2988,26 \pm 3495,66 ^c	2,36 \pm 2,19 ^{c,d}
FR12 – t1	50,47 \pm 21,79 ^{c,d}	10,28 \pm 6,33 ^{d,e}	3295,58 \pm 3326,52 ^c	2,76 \pm 2,51 ^{c,d}

DISCUSSÃO

As diferenças nos vários aspectos da história de vida dos indivíduos de *V. aff. sincorana* observadas entre as áreas com intervalos diferentes desde o último incêndio são indícios que estas modificações estão relacionadas aos efeitos do fogo. A passagem do fogo estimula a floração e os incrementos em área da copa, altura e diâmetro, enquanto nas áreas sem fogo recente há uma tendência à diminuição nas dimensões dos indivíduos, que não apresentam sinais de floração. O aumento de biomassa de algumas espécies em ecossistemas pirofíticos ocorre concomitantemente ao incremento de nutrientes após incêndios (Jensen *et al.* 2001; Nardoto & Bustamante 2003), que associado à desfolhação provocada pelo distúrbio e à realocação de reservas estocadas nos órgãos subterrâneos ou caule, podem interferir na produção de folhas e flores pós-fogo (Van de Vijver *et al.* 1999; Verboom *et al.* 2002; Korczynskij & Lamont 2005; Knox & Clarke 2006; Clarke *et al.* 2013). Em *V. aff. sincorana*, as folhas geralmente são consumidas pelas chamas e o conjunto de ramos aéreos permanece pouco afetado pelo fogo, constituindo elevada biomassa e estocagem de nutrientes acima do solo. A condição nutricional do solo pós-fogo e a realocação de nutrientes do pseudocaulo deve ter influenciado na rápida resposta em crescimento dos indivíduos dessa espécie, principalmente em área da copa, a qual após 40 dias do incêndio já era superior a dos indivíduos amostrados nas áreas não incendiadas por quatro anos. Tais fatores também devem estar relacionados à floração sincrônica e à produção de rosetas estimuladas pelo fogo recente, que parcialmente explica o aumento em área da copa.

Na ausência de órgãos subterrâneos de reserva, algumas espécies possuem rebrota do tipo apical e realocam os nutrientes do caule ou das folhas não consumidas para a reconstrução da biomassa perdida pelas chamas (Clarke *et al.* 2013). Assim, o aumento nas dimensões do caule pode favorecer a recuperação dos indivíduos dessas espécies com rebrota apical após o fogo, como é o caso de *Xanthorrhoea johnsonii* A.T.Lee (Xanthorrhoeaceae) cuja floração é estimulada por fogo, sendo que sob condições de menor frequência desse distúrbio a floração é restrita aos indivíduos com os maiores diâmetros (Knox & Clarke 2005). Nas espécies rebrotadoras, geralmente, existe maior alocação de recursos para estruturas que permitem a persistência dos indivíduos no ambiente pós-fogo (Bellingam & Sparrow 2003; Buhk *et al.* 2007). De forma semelhante, é possível que o maior investimento em rosetas de *V. aff. sincorana* após o fogo permita maior acúmulo de reservas e influencie na sua persistência, uma vez que cada nova roseta

será sustentada por uma nova ramificação/pseudocaulé (obs. pessoal). O aumento em rosetas também deve resultar em maior fertilidade para a população em longo prazo, pois cada uma delas suporta um conjunto de flores (Conceição & Orr 2012). Isto é corroborado pela maior produção de flores e/ou frutos nos indivíduos A5, os quais apresentam o maior número de rosetas e área da copa. Dessa forma, a produção de rosetas pós-fogo em *V. aff. sincorana* pode ocasionar duplo favorecimento às suas populações, dado pela persistência dos indivíduos e pela promoção de reprodução sexuada.

De forma semelhante a outras espécies de campo rupestre (Figueira 1998; Bedê 2006; Souza 2011; Brito 2015), *V. aff. sincorana* dispersa suas sementes pouco tempo depois da passagem do fogo (Conceição & Orr 2012). Estima-se que essa dispersão confira vantagens competitivas às espécies, pois o fogo cria uma “janela de oportunidades” para a germinação, dada pela diminuição de biomassa vegetal aérea na comunidade e ao aumento na disponibilidade de nutrientes (Coutinho 1977; Whelan 1995). No entanto, a elevada produção de sementes e sua rápida dispersão nas áreas recém-incendiadas não ocasionaram aumento no recrutamento de *V. aff. sincorana* nos estádios iniciais. No caso de algumas espécies lenhosas de Cerrado em áreas recém-incendiadas, o estabelecimento de poucos indivíduos pode ser explicado pelos requerimentos de baixa luminosidade e temperatura para a germinação dessas espécies (Hoffmann 1996). Em *V. aff. sincorana*, os juvenis podem ser recrutados a partir de sementes dispersas pouco tempo depois do fogo ou daquelas estocadas no banco de sementes, sendo o recrutamento nesses estádios possivelmente limitado pelo número de sementes e pela disponibilidade de locais com condições ótimas para o estabelecimento dos indivíduos (Setterfield 2002; Clark *et al.* 2007).

A ação predatória de invertebrados é uma fonte importante de perda de diásporos que junto a outros fatores, como perda de viabilidade e aborto de sementes, influenciam no número de sementes disponíveis para o recrutamento (Louda *et al.* 1990; Crawley 2000; Custódio *et al.* 2014). A grande produção de sementes pode ser entendida como uma estratégia para possibilitar maior sobrevivência dos diásporos à predação (Silvertown 1980; Kelly & Sork 2002), a qual pode ocorrer tanto nos frutos presos à planta (pré-dispersão) quanto nos frutos e/ou sementes já dispersos (pós-dispersão) (Louda *et al.* 1990; Hulme 1998; Setterfield 2002). Em *V. aff. sincorana*, coleópteros da família Chrysomelidae foram encontrados consumindo as sementes pré-dispersão, em média dois indivíduos por fruto (44/22; $\pm 1,30$ desvio padrão) (obs. pessoal). Insetos da família

Chrysomelidae também foram encontrados em indivíduos de *Vellozia nivea* Smith & Ayensus, porém consumindo partes florais (Landau *et al.* 1998). Geralmente, insetos das ordens Coleoptera, Diptera e Lepidoptera estão relacionados à predação antes da dispersão (Hulme 2002), como encontrado em outras espécies de formações campestres (Carmo & Jacobi 2005; Figueiredo *et al.* 2008; Custódio *et al.* 2014).

Além da perda de sementes por predação, existem condições ambientais que também podem limitar a germinação e o recrutamento dos indivíduos (Setterfield 2002; Clark *et al.* 2007). No caso de outras espécies de *Vellozia*, altas taxas de germinabilidade são alcançadas a partir de combinações de temperatura e, principalmente, luminosidade, o que indica a formação de bancos de sementes persistentes para essas espécies (Garcia & Diniz 2003; Garcia *et al.* 2007; Mota & Garcia 2013). Em condições de campo, as sementes de *V. aff. sincorana* são viáveis por no mínimo dois anos (C Pelacani *et al.* dados não publicados) e em experimentos laboratoriais foi encontrada uma elevada germinação (cerca de 85%) a 25°C e fotoperíodo de 12 horas (C Pelacani *et al.* dados não publicados). Isto associado a observação do recrutamento via sementes nas populações sem fogo por quatro anos evidenciam que provavelmente as condições ambientais limitam a germinação dessas sementes, uma vez que não possuem dormência (C Pelacani *et al.* dados não publicados). Assim, tais condições influenciam na persistência dos diásporos no solo e resultam na distribuição da germinação e estabelecimento dos indivíduos dessa espécie ao longo do tempo (Christoffoleti & Caetano 1998; Baskin & Baskin 1998; Thompson *et al.* 2003).

Além de limitar o recrutamento, a existência de locais com condições ótimas para o estabelecimento influencia como os indivíduos estão distribuídos no espaço (Silva & Tabarelli 2001; Boll *et al.* 2005). Os campos rupestres são formados por mosaicos de habitats com diferentes proporções de rocha exposta e condições microambientais, relacionadas as propriedades químicas do solo, temperatura e umidade (Conceição & Pirani 2005; Conceição *et al.* 2007), sendo propício a formação de “manchas ótimas” para o estabelecimento dos indivíduos. Algumas espécies de *Vellozia*, na Chapada Diamantina, tendem a ocorrer em habitats de afloramento, os quais apresentam maior concentração de rocha exposta, estando essas espécies restritas às “ilhas de solo” (Conceição & Pirani 2005; Conceição *et al.* 2007; Neves & Conceição 2007). Além disso, os solos rasos intermeados por áreas acidentadas dos campos rupestres (Benites *et al.* 2003) favorecem o carreamento de diásporos pela água da chuva e o represamento em áreas de afloramentos rochosos,

possivelmente contribuindo para uma distribuição agregada. Essa distribuição também pode ser reflexo da dispersão autocórica (Seidler & Plotkin 2006), pela qual as sementes tendem a alcançar pequenas distâncias permanecendo próximas à planta-mãe. Essa dispersão é comum a muitas espécies endêmicas de campo rupestre, especialmente em algumas espécies de *Vellozia* (Oliveira *et al.* 2005; Miola *et al.* 2013; Conceição *et al.* 2016). As características do campo rupestre, assim como a dispersão autocórica das sementes de *V. aff. sincorana* devem influenciar na distribuição espacial dos seus indivíduos, apesar dos dispersores secundários dessas sementes serem desconhecidos.

Outro aspecto alterado pelo tempo desde o último fogo nas populações de *V. aff. sincorana* foi o padrão de mortalidade dos indivíduos. De modo geral, a mortalidade foi baixa nos dois tratamentos, porém entre os tratamentos foi encontrado um padrão inverso: maior mortalidade de adultos do que juvenis nas áreas recém-incendiadas; e maior mortalidade de juvenis do que adultos nas áreas sem incêndios recentes. A cobertura de plantas graminóides é restabelecida rapidamente depois do fogo (Neves & Conceição 2010; Brito 2011; Gonçalves *et al.* 2011), inclusive nas áreas estudadas (Silva 2013), o que poderia ter ocasionado mortalidade de juvenis nas áreas sem fogo recente, como resultado do aumento da competição por luz, espaço e outros recursos. Por outro lado, a eliminação da biomassa herbácea provocada pelo fogo recente (Munhoz & Amaral 2010; Cianciaruso *et al.* 2010) pode temporalmente diminuir a competição, que associada a maior disponibilidade de nutrientes no solo (Kauffmann *et al.* 1994; Silva & Batalha 2008) pode ter favorecido a sobrevivência dos juvenis no tratamento FR. Estima-se que muitas plantas nos estádios iniciais possam sobreviver à passagem do fogo, especialmente aquelas de ambientes pirofíticos que apresentam maior concentração de carboidratos na raiz (Hoffmann *et al.* 2004). É possível que boa parte dos juvenis observados no início do censo tenha sobrevivido ao incêndio recente, porém inferências sobre a mortalidade direta a ação do fogo não puderam ser realizadas, pois os censos nas áreas recém-incendiadas tiveram início aproximadamente 40 dias após o incêndio.

Ainda que a maior parte dos indivíduos de uma espécie resista ao fogo, a sobrevivência nos meses subsequentes pode ser determinada pela gravidade dos danos causados por esse distúrbio (Whelan 1995). Em espécies lenhosas de ecossistemas pirofíticos brasileiros, incêndios mais intensos tendem a provocar maior mortalidade que incêndios ou queimadas de menor intensidade (Hoffmann & Solbrig 2003). Nos campos rupestres, a heterogeneidade da disposição dos afloramentos rochosos no espaço e a

composição da vegetação podem contribuir para incêndios com intensidades diferentes. Assim, ainda que uma população de *V. aff. sincorana* tenha sido acometida pelo mesmo evento de fogo, essas particularidades ambientais podem ter provocado diferentes danos nos indivíduos. Associados ao período seco que ocorreu durante os meses de estudo, esses danos provocados pelo fogo recente devem ter influenciado nas taxas de mortalidade, tanto de indivíduos quanto de rosetas nas áreas recém-incendiadas, principalmente quando são considerados os adultos, os quais também apresentaram um elevado gasto energético relacionado à produção de flores e frutos. Além disso, equinos e muares foram observados se alimentando da parte central das rosetas em duas populações (FR1 e FR2) poucos meses após o incêndio, o que pode ter acentuado a mortalidade de adultos nessas áreas.

A baixa mortalidade e recrutamento de indivíduos de *V. aff. sincorana* reflete no padrão geral da estrutura das suas populações, dada pela maior concentração de adultos e menor número de juvenis. As mudanças quantitativas entre os estádios causadas pelo tempo desde o último incêndio não foram suficientes para alterar esse padrão. Estima-se que a elevada sobrevivência dos indivíduos estabelecidos pós-distúrbio seja vantajosa para as espécies, as quais não dependeriam apenas do recrutamento via sementes para a manutenção das suas populações, sendo menos vulneráveis aos problemas no recrutamento (Bond & Midgley 2001; Keith *et al.* 2007). Essa estratégia de persistência possivelmente contribui para a manutenção da estrutura populacional de *V. aff. sincorana*, as quais são sujeitas a incêndios frequentes.

A partir da estrutura de estádios é possível classificar as populações em três tipos: senil - quando existem apenas indivíduos adultos; regenerante - maior número de indivíduos nos estádios iniciais; e, normal - presença de juvenis e adultos, mas com maior proporção dos últimos (Oostermeijer *et al.* 1994; Hegland *et al.* 2001; Fidelis *et al.* 2008). As populações de *V. aff. sincorana* podem ser classificadas como normais, com exceção de NF2, a qual é regenerante. Ainda que FR3 possa ser definida como normal, é a população mais próxima de se tornar senil e junto com NF2 apresentam as estruturas mais contrastantes. Em FR3 e NF2, as densidades diferentes revelam uma variação espacial na disponibilidade de locais ótimos para o estabelecimento e ocorrência dos indivíduos. Apesar de ocorrerem na mesma serra (Serra do Miguel), variações na proporção de rocha exposta e solo nos campos rupestres das populações devem ter influenciado o estabelecimento de juvenis ao longo do tempo levando às diferenças quantitativas observadas nesses estádios. Além disso, as variações microclimáticas locais relacionadas a

posição da Serra entre dois paredões, também podem ter influenciado na estrutura dessas populações, contribuindo para as diferenças encontradas entre as demais.

As estruturas de estádios observadas revelam a existência de períodos favoráveis ao recrutamento. Pela quantidade de juvenis encontrados em NF2, é provável que essas condições ótimas ocorreram recentemente e sejam reflexo do aumento na disponibilidade de sementes provocado pelo incêndio de 2008, assim como condições microclimáticas locais. Por outro lado, as concentrações de indivíduos nos estádios A1 e A2 nas populações FR1, FR2, NF1 e NF3 é uma evidência de que esse período favorável ocorreu há mais tempo. Como essas populações ocorrem em áreas com maior frequência de fogo do que as demais (Gonçalves *et al.* 2011), é possível que um intervalo de fogo maior e anterior ao fogo de 2008 tenha permitido o recrutamento e crescimento desses indivíduos. Esses resultados podem ser um indício de que o fogo modele a estrutura populacional de *V. aff. sincorana*, com a recorrência de fogo limitando o crescimento dos juvenis. Estudos que avaliem a estrutura populacional de *V. aff. sincorana* antes e após o fogo, bem como sua relação com a recorrência de incêndios podem confirmar ou refutar essa relação.

A colheita de plantas inteiras pode ser outro fator de alteração da estrutura das populações de *V. aff. sincorana* ao longo do tempo. Os coletores dessa espécie optam por indivíduos com os maiores diâmetros do pseudocaule (Oliveira 2013), ou seja, plantas adultas. Assim, o tempo de reposição dessas plantas pode refletir na estrutura populacional. Embora a colheita seja um evento discreto, a velocidade de recorrência dessa prática sob uma população de *V. aff. sincorana* é maior do que a velocidade de reposição dos adultos colhidos, devido ao crescimento lento e ao baixo recrutamento dessa espécie. Dessa forma, populações de *V. aff. sincorana* em áreas com maior pressão de colheita apresentam mais indivíduos com menor altura e diâmetro comparados àquelas em áreas com menor pressão (Oliveira 2013). Isto também explicaria a pequena quantidade de adultos nas populações FR3 e NF2. Nessa localidade, a colheita pode ser favorecida por ser um lugar remoto e pouco fiscalizado, apesar de o acesso ser difícil. De forma semelhante, a pressão de colheita existente antes da implementação do PNCD e antes da chegada das novas tecnologias, como o gás liquefeito de petróleo (Oliveira 2013), podem estar relacionadas à menor concentração de A4 e A5 nas populações FR1, FR2, NF1 e NF3. Assim, a diminuição da utilização dos pseudocaulos (Oliveira 2013) deve ter favorecido a concentração de indivíduos nos estádios A1, A2 e A3 nessas populações, os quais uma vez recrutados não sofreram os impactos deletérios da colheita. De modo geral, técnicas de

colheita que provoquem a mortalidade dos indivíduos em espécies perenes com baixas taxas de recrutamento tendem a diminuir as populações (Schmidt & Ticktin 2012; Ghimire *et al.* 2008), sendo possível que a colheita de plantas inteiras seja uma ameaça às populações de *V. aff. sincorana*, principalmente àquelas com estrutura semelhante a FR3, as quais dão indícios de redução no crescimento populacional em longo prazo (Oostermeijer *et al.* 1996).

O tempo de viabilidade das sementes estocadas no solo e a recorrência de fogo são pontos importantes para a demografia de *V. aff. sincorana*. Diferente de outras espécies do gênero (Mello-Silva & Menezes 1999; Jacobi *et al.* 2008), *V. aff. sincorana* não possui reprodução clonal, sendo a entrada de novos indivíduos na população restrito às sementes. O estímulo do fogo à floração nessa espécie afeta positivamente a produção de sementes e caso a ocorrência da floração seja um evento raro, a frequência de fogo e a dinâmica do banco de sementes afetarão o tamanho das suas populações. Longos intervalos sem fogo, por exemplo, tenderiam a diminuir gradativamente o surgimento de novos indivíduos nas populações de *V. aff. sincorana*, devido a perda da viabilidade das sementes do banco, levando lentamente às reduções nas populações. Por outro lado, curtos intervalos de fogo podem afetar a produção de flores ou a sobrevivência dos indivíduos que não teriam tempo de recuperar as reservas energéticas necessárias para a floração, rebrota e crescimento pós-fogo (Hoffmann 1998, 1999; Palermo & Miranda 2012). Ainda que o fogo seja importante para a demografia dessa espécie, intervalos intermediários de frequência poderiam favorecer a espécie.

Em conclusão, o fogo desencadeia um conjunto de mudanças nos indivíduos de *V. aff. sincorana*, afetando processos demográficos chave nas suas populações. A reprodução sexuada estimulada pelo fogo é fundamental para *V. aff. sincorana*, pois abastece o banco de sementes e promove a entrada de novos indivíduos nas populações. A resistência dos seus ramos aéreos e o rápido aumento em área da copa dos indivíduos depois do distúrbio devem ser importantes para a manutenção de adultos, os quais se reproduzem após a passagem do fogo. Desse modo, o fogo é necessário para manutenção dessa espécie, mas é necessário que haja estudos em longo prazo para definição de intervalos de incêndios compatíveis à manutenção de suas populações, de modo que não haja exaustão do banco de sementes e excesso de mortalidade de adultos provocada por incêndios mais severos. Além disso, para o manejo de *V. aff. sincorana* há necessidade da compreensão das interações locais entre fogo, colheita de candombá, clima e solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alvarado ST, Buisson E, Rabarison H, Rajeriarison C, Birkinshaw C, Lowry II PP, Morellato LPC. 2014. Fire and the reproductive phenology of endangered Madagascar sclerophyllous tapia woodlands. **South African Journal of Botany** 94: 79-87.

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift** 22 (6): 711-728.

Baskin CC, Baskin JM. 1998. Types of seed dormancy. In: Baskin CC, Baskin JM (eds.). **Seeds: Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination**. San Diego, Academic Press

Bedê LC. 2006. **Alternativas para o uso sustentado de sempre-vivas: efeitos do manejo extrativista sobre *Syngonanthus elegantulus* Ruhland (Eriocaulaceae)**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Bell DT. 2001. Ecological response syndromes in the flora of Southwestern Western Australia: fire resprouters versus reseederers. **The Botanical Review** 67(4): 417-452.

Bellingham PJ, Sparrow AD. 2000 Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. **Oikos** 89:409-416.

Benites VM, Caiafa AN, Mendonça ES, Schaefer CE, Ker JC. 2003. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. **Floresta e Ambiente** 10(1): 76-85.

Berlinck CN, Lima LHA, Gonçalves CN. 2010. O Parque Nacional da Chapada Diamantina e a emissão de gases de efeito estufa. **Ciência Hoje** 46(276): 29-36.

Boll T, Svenning JC, Vormisto J, Normand S, Grandez C, Balslev H. 2005. Spatial distribution and environmental preferences of the piassaba palm *Aphandra natalia* (Arecaceae) along the Pastaza and Urituyacu rivers in Peru. **Forest Ecology and management** 213 (1): 175-183.

Bond WJ, Keeley JE. 2005. Fire as a global “herbivore”: the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution** 20(7): 387-394.

Bond WJ, Woodward EI, Midgley JE. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **New Phytologist** 165: 525-538.

- Bond WJ, Midgley JE. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology and Evolution** 16(1): 45-51.
- Brito JC. 2011. **Efeitos do fogo sobre a vegetação em duas áreas de campo rupestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.
- Brito JC. 2015. **Efeitos do fogo e extrativismo em *Comanthera mucugensis* (Giul.) L.R.Parra & Giul. (Eriocaulaceae)**. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.
- Brower JE, Zar JH, Von Ende CN. 1997. **Field and laboratory methods for general ecology**. WCB/McGraw-Hill.
- Buhk C, Meyn A, Jentsch A. 2007. The challenge of plant regeneration after fire in the Mediterranean Basin: scientific gaps in our knowledge on plant strategies and evolution of traits. **Plant Ecology** 192:1-19.
- Carmo FF, Jacobi CM. 2005. Perdas pré e pós-dispersão de sementes em *Lupinus laevigatus* (Fabaceae), espécie ameaçada em campos ferruginosos de altitude, MG. In: **VII Congresso de Ecologia do Brasil**, Caxambu.
- Christoffoleti PJ, Caetano RSX. 1998. **Soil seed banks**. *Scientia Agricola* 55: 74-78.
- Cianciaruso MV, Silva IA, Batalha MA. 2010. Aboveground biomass of functional groups in the ground layer of savannas under different fire frequencies. **Australian Journal of Botany** 58: 169-174.
- Clark CJ, Poulsen JR, Levey DJ, Osenberg CW. 2007. Are plant populations seed limited meta-analysis of seed addition experiments. **The American Naturalist** 170(1): 128-142.
- Clarke PJ, Lawes MJ, Midgley JJ, Lamont BB, Ojeda F, Burrows GE, Enright NJ, Knox KJE. 2013. Resprouting as a key functional trait: how buds protection and resources drive persistence after fire. **New Phytologist** 197: 19-35.
- Conceição AA, Pirani JR. 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 AA, Orr BJ. 2012. Post-fire flowering and fruiting in the caulescent rosette *Vellozia sincorana*, an endemic plant to the Northeast of Brazil. **Acta Botânica Brasílica** 26: 94-100.
- Conceição AA, Giulietti AM, Meirelles ST. 2007. Ilhas de vegetação em afloramentos de quartzito-arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botânica Brasílica** 21: 335-347.
- Conceição AA, Alencar TG, Souza JM, Moura ADC, Silva GA. 2013. Massive post-fire flowering events in a tropical mountain region of Brazil: high episodic supply of floral resources. **Acta Botânica Brasílica** 27(4): 847-850.
- Conceição AA, Rapini A, Carmo FF, Brito JC, Silva GA, Neves SPS, Jacobi CM. 2016. Rupestrian grassland vegetation, diversity and origin. In: Fernandes GW (ed.) **Ecology and conservation of mountain-top grassland in Brazil**. Switzerland, Springer (no prelo)
- Coutinho LM. 1977. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. II – As queimadas e a dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceosubarbutivo. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo** 5: 57-64.
- Crawley MJ. 2000. Seed predators and plant population dynamics. In: Fenner M. (ed.). **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford. CABI Publishing. p. 167-182.
- Cunningham AB. 2001. **Applied Ethnobotany: People, Wild, Plant Use and Conservation**. Routledge.
- Custodio LN, Carmo-Oliveira R, Mendes-Rodrigues C, Oliveira PE. 2014. Pre-dispersal seed predation and abortion in species of *Callisthene* and *Qualea* (Vochysiaceae) in a Neotropical savanna. **Acta Botânica Brasílica** 28(3): 309-320
- Fidelis A, Overbeck G, Pillar VD, 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.
- Fidelis A, Müller SC, Pillar VD, Pfadenhauer J. 2010. Population biology and regeneration of forbs and shrubs after fire in Brazilian Campos grasslands. **Plant Ecology** 211:107-117.
- Fidelis A, Blanco C. 2014. Does fire induce flowering in Brazilian subtropical grasslands? **Applied Vegetation Science** 1-10.

- Figueira JEC. 1998. **Dinâmica de populações em *Paepalanthus polyanthus***. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.
- Figueira JEC, Ribeiro KT, Ribeiro MC, Jacobi CM, França H, Neves ACO, Conceição AA, Mourão FA, Souza JM, Miranda CAK. 2016. In: Fernandes GW (ed.) **Ecology and conservation of mountain-top grassland in Brazil**. Switzerland, Springer (no prelo)
- Figueiredo PS, Girnos EC, Santos LS. 2008. Predação e parasitismo em sementes de duas populações de *Parkia platycephala* Benth., em áreas de cerrado no nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 31(2): 245-251.
- Garcia QS, Diniz ISS. 2003. Comportamento germinativo de três espécies de *Vellozia* da Serra do Cipó, MG. **Acta Botânica Brasílica** 17: 487-494.
- Garcia QS, Jacobi CM, Ribeiro BA. 2007. Resposta germinativa de duas espécies de *Vellozia* (Velloziaceae) dos campos rupestres de Minas Gerais, Brasil. **Acta Botânica Brasílica** 21(2): 451-456.
- Garnier LKM, Dajoz I. 2001. The influence of fire on the demography of a dominant grass species of West African savannas, *Hyparrhenia diplandra*. **Journal of Ecology** 89: 200-208.
- Ghimire SK, Gimenez O, Pradel R, Mckey D, Aumeeruddy-Thomas Y. 2008. Demographic variation and population viability in a threatened Himalayan medicinal and aromatic herb *Nardostachys grandiflora*: matrix modelling of harvesting effects in two contrasting habitats. **Journal of Applied Ecology** 45: 41-51.
- Giulietti AM, Pirani JR, Harley RM. 1997. Espinhaço range region. Eastern Brazil. In: Davis SD, Heywood VH, Herrera-Macbride O, Villa-Lobos J, Hamilton AC (eds.) **Centres of plant diversity. A guide and strategies for the conservation**. The Americas, WWF/IUCN, Cambridge. p. 397-404
- Gonçalves CN, Mesquita FW, Lima NRG, Coslope LA, Lintomen BS. 2011. Recorrência dos incêndios e fitossociologia da vegetação em áreas com diferentes regimes de queima no Parque Nacional da Chapada Diamantina. **Biodiversidade Brasileira** 1(2):161-179.
- Hegland SJ, Oostermeijer JGB, Van Leeuwen M. 2001. Population structure of *Salvia pratensis* in relation to vegetation and management of Dutch dry floodplain grasslands. **Journal of Applied Ecology** 38:1277-1289

- Hoffmann WA. 1996. Post-establishment seedling success in the Brazilian cerrado: a comparison of savanna and forest species. **Biotropica** 32(1): 62-69.
- Hoffmann WA. 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 WA. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a Neotropical savanna: matrix model projections. **Ecology** 80(4): 1354-1369.
- Hoffmann WA, Solbrig OT. 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. **Forest Ecology and Management** 180: 273-286.
- Hoffmann WA, Orthen B, Franco AC. 2004. Constraints to seedling success of savanna and forest trees across the savanna-forest boundary. **Oecologia** 140:252-260.
- Hulme PE. 1998. Post-dispersal seed predation: consequences for plant demography and evolution. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** 1(1): 32-46
- Jacobi CM, Carmo FF, Vincent RC. 2008. Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre canga como subsídios para a reabilitação de áreas mineradas no quadrilátero ferrífero, MG. **Revista Árvore** 32(2): 345-353.
- Jensen M, Michelsen A, Gashaw M. 2001. Response in plant, soil inorganic and microbial nutrient pool experimental fire, ash and biomass addition in a woodland savanna. **Oecologia** 128:85-93.
- Kauffman JB, Cummings DL, Ward DE. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. **Journal of Ecology** 81: 519-531.
- Keith DA, Tozer MG, Regan TJ, Regan HM. 2007. The persistence niche: what makes it and what breaks it for two fire-prone plant species. **Australian Journal of Botany** 55: 273-279.
- Kelly D, Sork VL. 2002. Mast seeding in perennial plants: why, how, where? **Annual Review of Ecology and Systematics** 33: 427-447.

- Knox KJE, Clarke PJ. 2006. Response of resprouting shrubs to repeated fires in the dry sclerophyll forest of Gibraltar Range National Park. **Proceedings of the Linnean Society of New South Wales** 127: 49-56.
- Kolbek J, Alves RJV. 2008. Impacts of cattle, fire and wind in rocky savannas, southeastern Brazil. **Acta Universitatis Carolinae Environmentalica** 22:111–130.
- Korczynskij D, Lamont BB. 2005. Grasstree (*Xanthorrhoea preissi*) recovery after fire in two seasons and habitats. **Australian Journal of Botany** 53(6): 509-515.
- Landau EC, Gonçalves-Alvim SJ, Fagundes M, Fernandes GW. 1998. Riqueza e abundância de herbívoros em flores de *Vellozia nivea* (Velloziaceae). **Acta Botânica Brasília** 12(3): 403-409
- Lamont BB, Downes KS. 2011. Fire-stimulated flowering among resprouters and geophytes in Australia and South Africa. **Plant Ecology** 212: 2111-2125.
- Lehmann CER, Prior LD, Bowman DMJS. 2009. Fire controls population structure in four dominant tree species in a tropical savanna. **Oecologia** 161: 505-515.
- Louda SM, Potvin MA, Collinge SK. 1990. Predispersal Seed Predation, Postdispersal Seed Predation and Competition in the Recruitment of Seedlings of a Native Thistle in Sandhills Prairie. **The American Midland Naturalist** 124(1): 105-113.
- Medeiros MB, Miranda HS. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botânica Brasília** 19(3): 493-500.
- Mello-Silva R, Menezes NL. 1999. Two new brazilian Velloziaceae, *Vellozia auriculata* and *Vellozia gigantea*, and a key to the related dracenoid species of *Vellozia*. **Novon** 9:536-541.
- Mesquita FW, Lima NRG, Gonçalves CN, Berlinck CN, Lintomen BS. 2011. Histórico dos incêndios da vegetação do Parque Nacional da Chapada Diamantina, entre 1973 e abril de 2010, com base em imagens Landsat. **Biodiversidade Brasileira** 1(2): 228-246.
- Miola DTB, Lima AM, Soares DM. 2013. Distribuição espacial e qualidade nutricional dos solos associados à *Vellozia nanuzae* L.B. & Ayensu (Velloziaceae). **63º Congresso Nacional de Botânica**, Belo Horizonte, 10-15 de novembro.

- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2007. **Plano de manejo do Parque Nacional da Chapada Diamantina**. Brasília.
- Moreira AG. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography** 27:1021-1029.
- Mota LAS, Garcia QS. 2007. Germination patterns and ecological characteristics of *Vellozia* seeds from high-altitude sites in south-eastern Brazil. **Seed Science Research** 23: 67-74.
- Munhoz CBR, Amaral AG. 2010. Efeito do fogo no estrato herbáceo-subarbustivo do Cerrado. In: Miranda HS (Org.). **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: resultados do projeto fogo**. Ibama, Brasília. p. 94-102.
- Nardoto GB, Bustamante MMC. 2003. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 38(8): 955-962.
- Neves SPS, Conceição AA. 2007. Vegetação em afloramentos rochosos da Serra do Sincorá, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Sitientibus** 7(1): 36-45.
- Neves SPS, Conceição AA. 2010. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrotas e sementes, com espécies endêmicas na rocha. **Acta Botânica Brasílica** 24(3): 697-707.
- Neves ACO, Bedê LC, Martins RP. 2011. Revisão sobre os efeitos do fogo em Eriocaulaceae como subsídio para a sua conservação. **Biodiversidade Brasileira** 2(1):50-66.
- Neves ACO. 2012. **História de vida e efeitos do fogo em espécies de Leiothrix (Eriocaulaceae) com diferentes estratégias de propagação, na Serra do Cipó, MG**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Oliveira FF, Machado-Filho RAN, Anjos HO, Dias RISC, Andreozzi MM, Steinke VA, Pinha PRS, Costa AF, Hay JDV. 2005. Distribuição espacial de *Vellozia squamata* pohl. (Velloziaceae) em área de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa, Brasília (DF). In: **VII Congresso de Ecologia do Brasil**, Caxambu.

Oliveira RC. 2013. **Uso e conservação do candombá (*Vellozia sincorana*) planta endêmica da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.** Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.

Oliveira RCS, Schmidt IB, Conceição AA. 2013. **Uso e conhecimento do candombá.** UEFS Editora, Feira de Santana, Bahia.

Oostermeijer JGB, Van't Veer R, Den Nijs JCM. 1994. Population structure of the rare, long-lived perennial *Gentiana pneumonanthe* in relation to vegetation and management in the Netherlands. **Journal of Applied Ecology** 31:428–438

Oostermeijer JGB, Brugman ML, De Boer ER, Den Nijs HCM. 1996. Temporal and spatial variation in the demography of *Gentiana pneumonanthe*, a rare perennial herb. **The Journal of Ecology** 84(2): 153-166.

Pausas JG, Fernández-Muñoz S. 2012. Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime. **Climatic Change** 110: 215-226.

Palermo AC, Miranda H. 2012. Efeito do fogo na produção de frutos de *Qualea parviflora* Mart. (Vochysiaceae) em Cerrado sensu stricto. **Revista Árvore** 36(4): 685-693.

R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>

Rapini A, Ribeiro PL, Lambert S, Pirani JR. 2008. A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. **Megadiversidade**, 4(1-2): 16-24.

Ribeiro LC, Ribeiro KT, Madeira JA, De Filippo DC. 2007. Floração em massa de *Vellozia gigantea* (Velloziaceae) após a ocorrência do fogo nos campos rupestres da Serra do Cipó, MG. In: **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**. Caxambu, MG.

Ribeiro MC, Figueira JEC. 2011. Uma Abordagem Histórica do Fogo no Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais – Brasil. **Biodiversidade Brasileira** 1(2): 212-227.

Rodrigues RP, Borges EF, Franca-Rocha W de JS 2011. Identificação das zonas de ocorrência de incêndios no Parque Nacional da Chapada Diamantina – BA. In: **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Curitiba, PR, Brasil.

Schmidt IB, Sampaio AB, Borghetti F. 2005. Efeitos da época de queima sobre a reprodução sexuada e estrutura populacional de *Heteropterys pteropetala* (Adr. Juss.),

Malpighiaceae, em áreas de cerrado sensu stricto submetidas a queima bienais. **Acta Botânica Brasílica** 19(4): 927-934.

Schmidt IB, Ticktin T. 2012. When lessons from population models and local ecological knowledge coincide – Effects of flower stalk harvesting in the Brazilian savanna. **Biological Conservation** 152: 187-195.

Seidler T, Plotkin J. 2006. Seed dispersal and spatial pattern in tropical trees. **PLoS Biology** 4: 2132 – 2137

Setterfield SA. 2002. Seedling establishment in an Australian tropical savanna: effects of seed supply, soil disturbance and fire. **Journal of Applied Ecology** 39: 949-959.

Silva MG, Tabarelli M. 2001. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic forest in northeast Brazil. **Acta Oecologica** 22(5): 259-268.

Silva DM, Batalha MA. 2008. Soil-vegetation relationships in cerrados under different fire frequencies. **Plant Soil** 311:87-96.

Silva IA, Valenti MW, Silva-Matos DM. 2009. Fire effects on the population structure of *Zanthoxylum rhoifolium* Lam (Rutaceae) in a Brazilian savanna. **Brazilian Journal of Biology** 69(3): 813-818.

Silva GA. 2013. **Florística e estrutura de campos rupestres com diferentes tempos desde o último incêndio, Chapada Diamantina, Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.

Silvertown JW. 1980. The evolutionary ecology of mast seeding in trees. **Biological Journal of the Linnean Society** 14:235-250.

Simon MF, Grether R, Queiroz LP, Skema C, Pennington RT, Hughes CE. 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.

Sokal RS, Rohlf FJ. 1995. **Biometry**. New York, W. H. Freeman and Company.

- Souza JM. 2011. **Efeitos do fogo na fenologia reprodutiva de angiospermas em vegetações campestres na Chapada Diamantina, Brasil.** Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.
- Thompson K, Ceriani RM, Bakker JP, Bekker RM. 2003. Are seed dormancy and persistence in soil related? **Seed Science Research** 13(2): 97-100.
- Van de Vijver CADM, Poot P, Prins HHT. 1999. Causes of increased nutrient concentrations in post-fire regrowth in an East African savanna. **Plant and Soil** 214: 173-185.
- Vandermeer J. 1978. Choosing category size in a stage projection matrix. **Oecologia** 32: 79-84.
- Verboom GA, Stock WD, Linder HP. 2002. Determinants of postfire flowering in the geophytic grass *Ehrharta capensis*. **Functional Ecology** 16: 705-713.
- Williams RJ, Cook GD, Gill AM, Moore PHR. 1999. Fire regime, fire intensity and tree survival in a tropical savanna in northern Australia. **Australian Journal of Ecology** 24, 50-59.
- Whelan RJ. 1995. **The ecology of fire.** Cambridge studies in ecology, New York.
- Wroblewski DW, Kauffman JB. 2003. Initial effects of prescribed fire on morphology, abundance and phenology of forbs in Big Sagebrush communities in Southeastern Oregon. **Restoration Ecology** 11(1): 82-90.

CAPÍTULO 2

IMPLICAÇÕES DO FOGO E EXTRATIVISMO PARA O MANEJO E CONSERVAÇÃO DE *VELLOZIA* AFF. *SINCORANA* (VELLOZIACEAE)

*Artigo submetido para publicação no periódico **Oecologia**

**IMPLICAÇÕES DO FOGO E EXTRATIVISMO PARA O MANEJO E CONSERVAÇÃO DE *VELLOZIA*
AFF. *SINCORANA* (VELLOZIACEAE)**

RESUMO

Distúrbios ambientais, sejam antrópicos ou não, afetam a dinâmica populacional de espécies, constituindo elementos importantes para conservação da biodiversidade. *Vellozia* aff. *sincorana* L.B.Sm. & Ayensu é uma espécie endêmica da Serra do Sincorá, Brasil, utilizada para acender fogões a lenha na região. Essa espécie ocorre em um habitat diferenciado dos campos rupestres, onde incêndios frequentes desencadeiam sua floração em massa. Modelos matriciais foram utilizados para projeção da dinâmica de seis populações dessa espécie, três afetadas por incêndio recente (2011 ou 2012) e três não afetadas por fogo desde 2008. Os efeitos do fogo e colheita sobre sua dinâmica populacional foram avaliados a partir de dois censos (2012 e 2013) com intervalo de 12 meses. Foram simulados diferentes cenários de frequência de fogo, intensidades de colheita e combinações de fogo e colheita. Os resultados evidenciam que o incêndio recente favorece o aumento populacional nessa espécie, sendo que na sua ausência as populações tendem à diminuição. Essas diferenças estão relacionadas a maior contribuição da fertilidade para o crescimento das populações recém-incendiadas, onde a reprodução foi estimulada por esse distúrbio. Nas simulações de recorrência de fogo, o lambda diminui com o aumento do intervalo de fogo. Em relação a colheita, o lambda foi influenciado pela intensidade e intervalo entre as colheitas, assim como pela associação com o fogo, sendo > 1 nas projeções com ocorrência de fogo. A manutenção das populações dessa espécie independe do intervalo desde o último incêndio e está relacionada a sobrevivência dos indivíduos, principalmente adultos. De modo geral, a conservação de *V. aff. sincorana* e seu manejo para fins extrativistas dependem da ocorrência periódica do fogo.

PALAVRAS-CHAVE:

Campo rupestre, dinâmica de população, modelo matricial, produto florestal não-madeireiro

ABSTRACT

Environmental disturbances, with anthropogenic origin or not, affect population dynamics of species, constituting important elements for biodiversity conservation. *Vellozia* aff. *sincorana* is an endemic species of the Serra do Sincorá, Brazil, used to ignite wood stoves in the region. This species occurs in a different habitat of rupestrian grasslands, where frequent fires trigger a mass flowering. Matrix models were used to project the dynamics of six populations of this species, three affected by recent fire (2011 or 2012) and three unaffected by fire since 2008. Effects of fire and harvesting on the population dynamics were evaluated from two censuses (2012 and 2013) with 12-month interval. We simulated different fire frequencies, harvest intensities and combinations of fire and harvest. The results show that recent fire encourage population increase in this species, and in his absence populations tend to decrease. These differences are related to fertility greatest contribution to the growth of recent fire populations, where sexual reproduction was stimulated by fire. In recurrence simulations of fire, lambda decreases with increased intervals of fire. In relation to harvest, lambda was influenced by intensity and by intervals of harvest, as well as the association with fire, where we found > 1 . Independent of interval since the last fire, the maintenance of populations of this species is related to survival of individuals, particularly adults. In general, the conservation of *V. aff. sincorana* and its management for extractive purposes depend on periodic fire occurrence.

KEYWORDS:

Rupestrian grassland, population dynamics, matrix model, non-timber forest products

INTRODUÇÃO

A compreensão da dinâmica populacional e de suas relações com fatores naturais e antrópicos é um dos desafios para a conservação dos ecossistemas (Meffe *et al.* 2006). Incêndios, tornados, secas e enchentes são distúrbios naturais aos quais as espécies estão sujeitas, enquanto o extrativismo de recursos naturais constitui um distúrbio antrópico frequente, que pode ter efeito negativo nas populações de plantas e animais, especialmente nos casos de extrativismo de espécies silvestres endêmicas de áreas restritas (Giulietti *et al.* 1988). Em áreas savânicas e campestres, o fogo é um distúrbio recorrente, seja ele de origem natural ou antrópica (Bond *et al.* 2005), assim como a colheita de produtos vegetais (Giulietti *et al.* 1988; Shackleton & Shackleton 2003). A ocorrência isolada desses eventos, assim como suas interações e frequências afetam as populações vegetais de diferentes maneiras (Canales *et al.* 1994; Hoffmann 1999; Sinha & Brault 2005; Mandle *et al.* 2011; Mandle & Ticktin 2012) e podem ser uma ameaça a esses ecossistemas.

A extração de Produtos Florestais Não-Madeiros (PFNM), i.e. produtos biológicos não-madeiros retirados de ecossistemas naturais para uso humano (Shackleton *et al.* 2011), possui diversas finalidades, entre as quais subsistência e comércio (Shackleton & Shackleton 2004). Essa prática pode impactar as populações vegetais a depender das técnicas de colheita, da parte da planta extraída e da intensidade de exploração desses recursos (Cruse-Sanders & Hamrick 2004; Endress *et al.* 2006; Schmidt *et al.* 2007). Por exemplo, altas taxas de colheita das folhas de *Khaya senegalensis* A.Juss. (Meliaceae) podem diminuir a reprodução dessa espécie arbórea de savanas africanas e influenciar no tamanho de suas populações em longo prazo (Gaoue & Ticktin 2008). Apesar dos impactos que a extração possa causar, essa atividade pode ser uma aliada à conservação e ao uso da biodiversidade, desde que o manejo utilizado para tal atividade respeite os limites de sustentabilidade de extrativismo, sendo necessário, portanto, identificar e entender os efeitos da extração praticada (Ticktin 2004).

Em ecossistemas campestres e savânicos, alguns PFNM são manejados com fogo (Schmidt *et al.* 2007; ICMBio 2011), o qual também pode ser utilizado para outros fins, como abrir áreas para o cultivo ou afugentar cobras, atrair animais para a caça e estimular o crescimento de gramíneas (Hill *et al.* 1999; Pivello 2011). Associado ou não a ações antrópicas, o fogo atua há milhões de anos moldando essas formações vegetais (Bond & Keeley 2005; Simon *et al.* 2009), sendo sua ocorrência fundamental para a manutenção de

grande número dessas paisagens (Bond *et al.* 2005). A queima impõe um desafio à sobrevivência e/ou tolerância das plantas a seus efeitos diretos (chamas e alta temperatura) e indiretos (disponibilidade de nutrientes, umidade e temperatura) (Whelan 1995). Esses efeitos podem alterar o crescimento, reprodução e a sobrevivência dos indivíduos (Wroblewski & Kauffman 2003; Hoffmann & Solbrig 2003; Aleper *et al.* 2008), principalmente, para espécies rebrotadoras, as quais a maior parte dos indivíduos sobrevive regenerando a biomassa perdida pós-distúrbio (Bellingham & Sparrow 2000; Bell 2001).

O regime de fogo pode afetar os aspectos da história de vida das plantas de diferentes maneiras. Intervalos curtos ou longos de recorrência de incêndios, por exemplo, podem influenciar na sobrevivência (Enright *et al.* 2011) e crescimento de algumas espécies (Hoffmann 1999). Como as plantas resistem a uma dada variação no regime de fogo (Whelan 1995) alguns estudos apontam a existência de uma frequência ótima de recorrência de incêndios que garantiria a manutenção das populações de algumas espécies (Satterthwaite *et al.* 2002; Menges & Quintana-Ascencio 2004; Liu *et al.* 2005; Menges *et al.* 2006). Os dados sobre a frequência ótima de fogo para espécies-chave seriam, portanto, importantes para traçar recomendações de manejo mais precisas para uma vegetação ou habitat (Menges 2007).

O acompanhamento e modelagem de populações naturais em condições diversas permite quantificar os efeitos de variações ambientais, espaciais e/ou temporais bem como de ações de manejo sobre estas populações. Entre os tipos de modelos populacionais existentes, os matriciais são os mais comumente utilizados para compreensão da dinâmica das populações e suas relações com diferentes fatores ambientais e antrópicos (Caswell 2001). Esses modelos permitem realizar análises prospectivas (sensitividade e elasticidade) que indicam quais estádios de vida e/ou taxas vitais são mais importantes para a manutenção das populações estudadas (Menges 2000; Caswell 2001). Adicionalmente, análises retrospectivas (*Life Table Response Experiments* - LTRE) permitem a identificação da contribuição de cada evento demográfico para as diferenças observadas entre populações em condições ou períodos distintos. Por isto, modelos matriciais têm sido amplamente empregados em estudos que visam a conservação e uso sustentável de espécies nativas (Gaoue & Ticktin 2008; Ghimire *et al.* 2008; Baldauf *et al.* 2015) bem como para o controle de espécies exóticas invasoras (Koop & Horvitz 2005).

Estudos realizados em ambientes propensos ao fogo (pirofíticos) que utilizaram modelos matriciais para avaliar os efeitos do fogo e colheita sobre populações vegetais são raros. No Brasil, o único estudo com essa perspectiva encontrou que queimadas bianuais favorecem o crescimento das populações de *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae - capim-dourado) e verificou o período de colheita de escapos menos prejudicial à manutenção da espécie e produção do artesanato (Schmidt *et al.* 2011a, Schmidt & Ticktin 2012). Esses resultados coincidiram com o conhecimento tradicional dos extrativistas mais experientes e ajudaram a subsidiar ações para o uso sustentável dessa espécie (Schmidt *et al.* 2011a).

De modo geral, as respostas das plantas ao fogo e/ou extrativismo são espécie-específicas e refletem a interação entre os efeitos do regime de fogo e/ou das técnicas de manejo e parte da planta explorada, variações climáticas e a predisposição genética dessas espécies tolerarem estes distúrbios (Whelan 1995; Ticktin 2004). Os estudos que abordam apenas os efeitos do fogo em áreas savânicas e campestres apontam uma tendência ao favorecimento de populações de plantas herbáceas e subarbustivas na presença de queima em relação às populações de espécies arbustivas a arbóreas (Silva *et al.* 1991; Canales *et al.* 1994; Hoffmann 1999; Moreira 2000; Caswell & Kaye 2001; Satterthwaite *et al.* 2002; Sato *et al.* 2010). A atividade extrativista tende a reduzir as populações de PFM, especialmente em espécies arbóreas alvo de coleta de cascas e herbáceas, em situações em que o extrativismo de raízes causa morte dos indivíduos (Schmidt *et al.* 2011b).

No presente estudo, utilizamos modelos matriciais para avaliar os efeitos do fogo recente e de práticas de colheita sobre a dinâmica populacional de *Vellozia* aff. *sincorana* L.B.Sm. & Ayensu (Velloziaceae). Essa espécie é endêmica dos campos rupestres da Serra do Sincorá, Bahia, Brasil (JM Souza *et al.* dados não publicados), estando frequentemente sujeita ao fogo, que desencadeia floração em massa entre 35 a 42 dias depois do distúrbio, disponibilizando recurso alimentar (polén e néctar) para grande número de animais em curto intervalo de tempo (Conceição & Orr 2012; Conceição *et al.* 2013).

Os caules e ramos de *V.* aff. *sincorana*, popularmente conhecida como candombá, são alvos de extrativismo por comunidades rurais da região que os utilizam para colar instrumentos de garimpeiros, confeccionar tochas e acender fogões a lenha, sendo este último uso o principal na atualidade (Oliveira *et al.* 2013). Os coletores dessa espécie optam pelos caules/ramos de maior diâmetro e utilizam duas técnicas de colheita: (i)

retirada de um ou mais ramos por planta ou (ii) retirada da planta inteira, essa última técnica a mais comumente empregada por extrativistas da região (Oliveira 2013).

Diante disso, avaliamos a dinâmica populacional de *V. aff. sincorana* frente ao fogo e colheita. Para isto, foram estudadas populações em áreas com passagem recente de fogo, assim como em áreas sem fogo recente. Foram realizadas simulações das duas técnicas tradicionais de colheita e diferentes recorrências de fogo. Apontamos diretrizes para a conservação dessa espécie, respondendo as seguintes questões: i) existem variações na dinâmica populacional de *V. aff. sincorana* em áreas com diferentes intervalos desde o último incêndio?; ii) as contribuições das taxas vitais e estádios de vida ao crescimento populacional diferem entre as áreas com tempos distintos desde o último incêndio?; iii) quais são os efeitos da recorrência de incêndios sob o crescimento das populações?; iv) quais são os impactos das técnicas de colheita tradicionais sob o crescimento populacional?; v) como diferentes frequências de incêndio e colheita afetariam o crescimento populacional de longo prazo?

MATERIAL & MÉTODOS

ESPÉCIE DE ESTUDO

Vellozia aff. *sincorana* (candombá) é uma espécie de monocotiledônea de hábito dracenoide e crescimento lenhoso, com caule único ou ramificado, recoberto por bainhas foliares secas e folhas verdes arrançadas em roseta no ápice (JM Souza *et al.* dados não publicados). Depois do fogo há floração em massa de curta duração (aproximadamente 1 mês), com até sete flores por roseta (Conceição & Orr 2012), as quais são melitófilas. Até o momento não há registros de floração sem ocorrência recente de fogo. A dispersão das sementes é autocórica e ocorre cerca de três meses após a floração (Conceição & Orr 2012; JM Souza *et al.* dados não publicados).

O comércio de *V. aff. sincorana* é baseado na venda dos caules/ramos em sacos de linhagem (aproximadamente 5 kg) ou em porções de bainhas foliares vendidas em sacos plásticos (Oliveira 2013). Devido à chegada de novas tecnologias e às sanções impostas após a criação do PNCD, a utilização e o comércio dessa planta vem diminuindo, sendo a colheita voltada principalmente para uso doméstico. Ainda que tenha pouco valor comercial, a utilização dessa espécie existe há cerca de dois séculos, sendo parte da cultura das comunidades rurais da Chapada Diamantina (Oliveira 2013).

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em áreas de campo rupestre no Parque Nacional da Chapada Diamantina, localizado na Serra do Sincorá, com altitude entre 1050 a 1350 metros, nas quais *V. aff. sincorana* é o arbusto dominante e existem indícios de colheita dessa espécie. *Vellozia* aff. *sincorana* ocorre em algumas serras a partir de 900 m de altitude, associada a uma camada herbácea contínua constituída principalmente por espécies de Poaceae e Cyperaceae, compondo um habitat único de campo rupestre (Silva 2013). O campo rupestre é uma vegetação típica do topo das montanhas que se estendem em sentido N-S entre os estados da Bahia e Minas Gerais (Giulietti *et al.* 1997; Rapini *et al.* 2008). Na Serra do Sincorá, essa vegetação é composta por um conjunto de espécies herbáceas e arbustivas, as quais estão associadas a afloramentos rochosos de quartzito. Nessa região, o campo rupestre ocorre acima de 900 m de altitude em solos ácidos, distróficos e,

geralmente, rasos (Giulietti *et al.* 1997; Conceição & Pirani 2005; Benites *et al.* 2007). O isolamento no topo das serras, topografia e microclima são apontados como responsáveis pela elevada diversidade nas áreas de campo rupestre (Rapini *et al.* 2008), os quais são formados por um conjunto de habitats com diferentes combinações de rocha exposta e espécies (Conceição & Pirani 2005). No topo de algumas serras da região, as espécies de Velloziaceae são indicadoras de habitats com maior proporção de rocha exposta (Conceição & Pirani 2005; Conceição *et al.* 2007), sendo os campos rupestres centro de diversidade dessa família (Porembski & Barthlott 2000).

O clima na região do PNCD pode ser definido como tropical a subtropical úmido conforme classificação de Köppen (Alvares *et al.* 2014), com chuvas concentradas entre os meses de novembro a abril. O período de maior registro de incêndios no PNCD compreende os meses de agosto a novembro, transição entre as estações seca e chuvosa (Rodrigues *et al.* 2011). Em geral, esses incêndios atingem grandes extensões e têm origem antrópica motivada por fins diversos, como abertura de áreas para a caça, garimpo, agricultura e por piromania (Berlinck *et al.* 2010). Estima-se que entre 1985 e 2010 a recorrência de fogo no PNCD oscilou entre três e 25 anos, sendo as áreas de estudo incendiadas até quatro vezes nesse período (Gonçalves *et al.* 2011).

DELINEAMENTO AMOSTRAL

Foram selecionadas seis áreas de ocorrência dessa espécie, sendo três delas acometidas por incêndios entre 2011 e 2012, tratadas no texto como recém-incendiadas (FR), e três áreas nas quais o último incêndio ocorreu em 2008 (NF). Em cada área foram sorteadas parcelas de 4 m x 4 m nas quais os indivíduos de *V. aff. sincorana* foram marcados, medidos e monitorados durante dois anos (2012 e 2013). O número de parcelas variou entre quatro a 16 por área, pois foi definido a partir do número de parcelas suficiente para amostragem de no mínimo 200 indivíduos. Consideramos como indivíduo plantas compostas de apenas um caule ou conjunto de caules com ligações visíveis (adaptado de Hoffmann 1999).

Todos os indivíduos de *V. aff. sincorana* enraizados nas parcelas foram marcados e medidos quanto a quatro variáveis: altura total, número de ramos, diâmetro da roseta (folhagem) e altura da roseta (folhagem) de cada caule/ramo. O número e presença de

flores e frutos também foram registrados. A área da copa do indivíduo foi calculada a partir dos dados da roseta, altura (h) e diâmetro (d), dada pela soma da área da copa de cada roseta calculada por $\pi/4*(h*d)$ (adaptado de Cunningham 2001). O primeiro censo ocorreu em 2012 e o último em 2013, sendo que nas áreas recém-incendiadas o primeiro censo ocorreu aproximadamente 40 dias após o fogo. Durante o período de amostragem foram acompanhados 1.617 indivíduos.

MODELO MATRICIAL E PARÂMETROS

A altura mínima em que foram encontrados indivíduos de *V. aff. sincorana* floridos (14 cm) foi utilizada para separar as classes reprodutivas (Adultos – altura acima ou igual a 14 cm) e não reprodutivas (Juvenis – altura menor que 14 cm). Os Adultos (A) foram subdivididos de acordo com a área da copa, uma variável sensível aos efeitos do extrativismo praticado pela coleta de ramo(s), que pode ou não afetar a altura da planta, a depender da altura do(s) ramo(s) coletado(s). As divisões entre estádios Adultos foram definidas utilizando os algoritmos propostos por Vandermeer (1978), a fim de minimizar os erros de estimativa e distribuição. As sementes (S) de *V. aff. sincorana* permanecem viáveis no solo por no mínimo dois anos (C Pelacani *et al.* dados não publicados), sendo esse estágio também utilizado na construção da matriz de probabilidades. Portanto, os indivíduos de *V. aff. sincorana* foram distribuídos em oito estádios: S, J1 (até 5 cm), J2 (5,1-13,9 cm), A1 (30-1000 cm²), A2 (1001-2000 cm²), A3 (2001-3000 cm²), A4 (3001-4000 cm²), A5 (>4000 cm²).

Foram construídas oito matrizes de transição (Lefkovich 1965; Caswell 2001) para avaliar os efeitos dos diferentes intervalos desde o último incêndio, sendo uma para cada população - RF1, RF2, RF3, NF1, NF2, NF3 – e uma para cada tratamento – RF12 e NF08 (Apêndice 1). Para a construção de cada matriz dos tratamentos (matriz resumo) foram utilizados todos os indivíduos das populações submetidas ao mesmo tratamento, sendo as estimativas das taxas vitais realizadas da mesma maneira das matrizes construídas para as populações.

Na matriz, os elementos representam a transição entre estádios, assim um elemento a_{ij} representa a transição do estágio j para o i , exceções são os elementos que indicam fertilidade, ou seja, a probabilidade de adultos produzirem descendentes. Algumas

transições, apesar de prováveis, não foram observadas em campo, e, quando necessário, um valor de 0,001 foi inserido na matriz para garantir a sua irreduzibilidade (Caswell 2001). A fim de minimizar erros de classificação algumas transições foram estimadas. Assim, em uma população na qual um estágio estava representado por menos de 20 indivíduos, as transições deste estágio foram estimadas considerando-se todos os indivíduos deste estágio nas populações do tratamento. Quando havia menos de 20 indivíduos em um estágio mesmo considerando as três populações de um mesmo tratamento, as estimativas de transições para tal estágio foram realizadas considerando-se todos os indivíduos no estágio independente do tratamento. Assumimos o valor 100.000 para o tamanho do banco de sementes, a partir da estimativa de sobrevivência das sementes em campo, número de frutos e média do número de sementes por frutos (287 sementes, $n=111$ frutos).

A partir de um experimento de campo com sementes de *V. aff. sincorana* enterradas em sacos de “voil” foi calculada a estimativa da sobrevivência das sementes pela relação entre a quantidade inicial de sementes enterradas ($n=25$) e as encontradas vivas em cada ensaio de germinação (C Pelacani dados não publicados). As sementes permaneceram viáveis no campo por no mínimo dois anos, com a germinabilidade diminuindo a uma taxa de 2% ao ano (sobrevivência: 80% no primeiro ano e 78% no segundo) e germinação de 80% ao ano. Assumimos para os modelos matriciais que a sobrevivência das sementes é 50% menor do que o valor encontrado neste experimento, pois em condições naturais, as sementes estão susceptíveis a predação e infestação por fungos, entre outros fatores que diminuem a sua sobrevivência. Assim, nas populações recém-incendiadas o valor estimado para a sobrevivência das sementes foi de 40% (50% de 80%) e nas demais 35% (50% de 71%), considerando uma diminuição de 2% ao ano para um período de 5 anos.

As taxas de recrutamento (transição das sementes para juvenis – J1, J2) foram calculadas a partir de dados de campo, assumimos que novos recrutas se originaram de novas sementes produzidas pela frutificação recente (i) ou a partir do banco de sementes (ii). No primeiro caso, estimamos as diferentes taxas de fertilidade dos estádios adultos pela divisão do número de recrutas por fruto produzido na população durante o ano. Para o recrutamento via banco de sementes, estimamos a taxa de germinação (transição das sementes para juvenis) pela divisão do número de novos recrutas pela estimativa do tamanho do banco de sementes da área.

Nos modelos matriciais assume-se que o ambiente é constante e as populações fechadas (i.e. não há processos migratórios e dependentes de densidade, além de taxas de natalidade e mortalidade constantes) (Caswell 2001). A projeção da população pode ser descrita pela equação:

$$n(t+1) = A * n(t)$$

onde n é o número de indivíduos em cada estágio do ciclo de vida no tempo t e $t+1$, sendo $n(t+1)$ e $n(t)$ os vetores populacionais, e A a matriz de probabilidades de transições entre estágios (Caswell 2001). A partir da projeção calculou-se a taxa de crescimento assintótico (λ_d) (lambda determinístico) das populações e dos tratamentos, a qual os valores indicam crescimento ($\lambda_d > 1$), diminuição ($\lambda_d < 1$) ou estabilidade ($\lambda_d = 1$) das populações. Os lambdas determinísticos foram calculados, reamostrados por “bootstrap” com substituição e 10.000 iterações e o intervalo de confiança a 95% estimado. Os resultados foram comparados e as taxas de crescimento populacionais em que não houve sobreposição de valores dos intervalos de confiança de lambda foram consideradas diferentes.

A análise prospectiva de elasticidade (e_{ij}) foi utilizada para verificar como variações nas taxas vitais e estágios de vida afetariam os valores calculados de lambda entre as várias populações estudadas e dos tratamentos (de Kroon *et al.* 2000; Caswell 2001). A elasticidade de cada transição matricial é calculada pela equação:

$$e_{ij} = \frac{a_{ij}}{\lambda} \frac{\partial \lambda}{\partial a_{ij}}$$

onde, $\partial \lambda$ é a derivada parcial de lambda, ∂a_{ij} a derivada parcial de um elemento da matriz de transição, a_{ij} um elemento da matriz A e λ o autovalor dominante.

As contribuições dos estágios de vida e das taxas vitais para diferenças observadas em lambda entre os tratamentos estudados e entre as populações com diferentes intervalos desde o último incêndio foram analisadas pela LTRE de desenho fixo (Caswell 2001; Franco & Silvertown 2004). As análises foram realizadas comparando: os tratamentos RF x NF, com a matriz resumo do tratamento NF usada como matriz referência; e, as populações espacialmente próximas RF1 x NF1, RF2 x NF1, RF3 x NF2, sendo as

matrizes das populações não incendiadas desde 2008 utilizadas como referência, pela seguinte equação (Caswell 2001):

$$LTRE\ contr(a_{ij}) = \left(a_{ij}^{(trat)} - a_{ij}^{(contr)} \right) \frac{\partial \lambda}{\partial s_{ij}} / A_{(m)}$$

onde, $a_{ij}^{(trat)}$ são os elementos da matriz recém-incendiadas, $a_{ij}^{(contr)}$ são os elementos da matriz sem fogo por quatro anos, $\partial \lambda$ a derivada parcial do lambda da matriz média ($A_{(m)}$) e ∂s_{ij} é a derivada parcial da sensibilidade de um elemento da matriz média.

SIMULAÇÃO DE EFEITOS DA COLHEITA DE ADULTOS OU RAMOS

Para avaliar os impactos do extrativismo na dinâmica de *V. aff. sincorana* foram realizadas duas simulações de colheita a partir da matriz resumo das populações NF: retirada de um ou mais ramos do indivíduo e colheita de indivíduos adultos inteiros (tratada no texto como colheita de adultos). Nessas simulações, a colheita teria acontecido depois do primeiro censo. Para a colheita de adultos foi simulada a retirada de indivíduos inteiros de qualquer classe de adultos (A1 a A5) das populações nas seguintes proporções: 5, 10, 20 e 40%. A retirada dos adultos implica em aumento de mortalidade nesses estádios, assim a sobrevivência de todas as classes de adultos foi diminuída seguindo a proporção simulada (Apêndice 2).

Foi simulada a colheita de 5, 10, 20 e 50% dos ramos em indivíduos A3, A4 e A5 das populações. Isto porque, de acordo com relatos dos extrativistas, apenas são colhidos ramos de plantas com os maiores diâmetros (Oliveira 2013), os quais correspondem as últimas classes de adultos (Capítulo 1). Como ainda não há informações precisas sobre o impacto da colheita de ramos sobre a sobrevivência dos indivíduos dessa espécie, essas simulações foram realizadas considerando uma diminuição em 5, 10, 20 e 50% na sobrevivência dos indivíduos que tiveram seus ramos colhidos. Assumimos que 95% dos indivíduos que possuíram seus ramos colhidos retrogridiram para o estádio A2 em todos os cenários (Apêndice 2).

Análises de quase-extinção foram realizadas para verificar a probabilidade das populações sob as diferentes taxas de colheita alcançarem o limiar de extinção nos próximos 150 anos. As matrizes com os cenários mais extremos das simulações de colheita de adultos e ramos (5 e 40% de colheita de adultos; 5 e 50% de ramos colhidos com 5 e 50% de mortalidade de indivíduos que tiveram seus ramos colhidos) foram utilizadas para essas análises. Foram testados três cenários: (1) probabilidades iguais de ocorrência e não ocorrência de colheita; (2) probabilidades distintas de ocorrência de fogo, colheita e ausência de colheita (5,55%; 16,66% e 22,22%, respectivamente), e (3) ocorrência de apenas um cenário de colheita. O tempo de projeção foi 150 anos com 1000 iterações e pressuposto para extinção a presença de 1% do número total de indivíduos em qualquer uma das classes de Adultos.

SIMULAÇÃO DE FREQUÊNCIA: FOGO, COLHEITA, FOGO E COLHEITA

Os efeitos dos intervalos de ocorrência de fogo, colheita e da associação fogo e colheita sobre as populações foram avaliados pela taxa de crescimento estocástico (λ_s). Essa taxa foi calculada a partir de projeções populacionais estocásticas com a variação ambiental definida por uma cadeia de Markov (Caswell 2001). Primeiro, foram testadas probabilidades distintas (não regulares) e intervalos regulares de ocorrência de fogo, conforme frequência de fogo encontrada para a região: 2 a 25 anos (Gonçalves *et al.* 2011). Para os intervalos regulares e não regulares de fogo, a cadeia de Markov foi construída usando dois estados (“Fogo” e “Não Fogo”). As populações não incendiadas desde 2008 representaram a dinâmica populacional de dois ou mais anos depois do fogo e as recém-incendiadas representaram o primeiro ano após a ocorrência de fogo. Assim, cada estado da cadeia conteve três opções de matrizes - “Fogo” (RF1, RF2, RF3) e “Não Fogo” (NF1, NF2, NF3) - tomadas ao acaso durante a projeção. A alternância de matrizes de populações diferentes representando o mesmo estado torna as estimativas mais realísticas (Menges 2000), pois mantêm a coesão das relações biológicas e ambientais intrínsecas das transições da matriz (Menges & Quintana-Ascencio 2004).

Para simulação de intervalos de colheita tanto de ramos quanto de adultos, a cadeia de Markov apresentou dois estados (“Colhido” e “Repouso”), enquanto para a simulação da associação de fogo e colheita, três estados: “Fogo”, “Colhido” e “Repouso”. O estado

“Colhido” foi representado pelas matrizes com os cenários extremos de colheita: 5-40% dos adultos e 5-50% dos ramos (ver seção *Simulação de Efeitos da Colheita de Adultos ou Ramos*). As matrizes das populações não incendiadas desde 2008 representaram o estado “Repouso”. As simulações apenas de colheita foram feitas com intervalos determinísticos de colheita (2 a 25 anos), enquanto as simulações de colheita associada a fogo foram realizadas tanto com intervalos determinísticos de 2 a 6 anos quanto com probabilidades distintas de ocorrência de fogo e colheita: fogo majoritariamente bi-, trianual e intermediário entre esses dois extremos (Apêndice 3).

Os lambdas estocásticos foram calculados para todos os cenários, com projeções de 10000 anos e exclusão da fase transiente (primeiros 2000 anos). Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team 2014), pacote “popbio” (Stubben & Milligan 2007).

RESULTADO

EFEITOS DO FOGO

As taxas de crescimento assintótico das populações estudadas não diferiram entre si, sendo todas próximas a 1 (Fig. 1), com uma tendência de maiores valores de λ_d entre as populações recém-incendiadas (FR) em relação às populações não incendiadas desde 2008 (Fig. 1).

A importância de alguns estádios de vida para a taxa de crescimento populacional foi influenciada pelo tempo desde o último incêndio, dada pela análise de elasticidade (Fig. 2, Apêndice 4). Enquanto os estádios A1, A2 e A3 apresentaram elasticidade menor nas populações recém-incendiadas em comparação às não incendiadas, os Adultos 5 tiveram elasticidade acima de 0,60 nas populações recém-incendiadas e abaixo de 0,19 nas áreas não incendiadas (Fig. 2). De modo geral, os estádios Juvenis apresentaram valores menores de elasticidade quando comparados aos Adultos. Entre os tratamentos, a influência do tempo desde o último incêndio sobre os estádios seguiu o mesmo padrão encontrado para as populações (Fig. 3).

A permanência foi a transição de maior importância à taxa de crescimento populacional tanto entre os tratamentos quanto entre as populações (Apêndice 4). A permanência dos A5 foi a transição de maior elasticidade para as populações recém-incendiadas, enquanto a permanência de A1, A2 e A3 foram as transições mais importantes em populações sem incêndios desde 2008. Além disso, as retrogressões dos estádios adultos nas populações do tratamento NF apresentaram valores maiores de elasticidade quando comparadas às populações recém-incendiadas. Na comparação entre os tratamentos, os valores da elasticidade também foram diferentes para as transições relacionadas às sementes e as probabilidades de adultos 5 produzirem juvenis 2 e sementes, sendo maior para as transições do tratamento FR.

A sobrevivência foi a taxa vital de maior elasticidade comparada as demais taxas para as seis populações. No tratamento FR, crescimento e fertilidade também foram importantes para o valor de λ_d , porém ambas foram cerca de oito vezes menor do que a sobrevivência. A retrogressão apresentou valores baixos para ambos tratamentos (Fig. 3).

As análises de LTRE indicaram que as diferenças observadas entre populações com diferentes intervalos de incêndios ocorreram especialmente devido a variações na fertilidade e crescimento (Fig. 4). Fertilidade e retrogressão contribuíram positivamente para o aumento do lambda das populações recém-incendiadas, enquanto uma menor sobrevivência e crescimento no tratamento NF contribuiu para o maior declínio no valor de lambda. Na população FR1, maiores taxas de crescimento dos indivíduos também contribuíram para o maior valor de lambda encontrado em relação ao λ_d projetado da população não incendiada (NF1) (Fig. 4). Em relação aos estádios de vida, os que mais contribuíram para as diferenças observadas em lambda entre os tratamentos foram os adultos e os juvenis 2 (LTRE utilizando matrizes médias de cada tratamento). A fertilidade foi a taxa vital que mais contribuiu para as diferenças observadas entre tratamentos, assim como os estádios adultos (Fig. 5).

EFEITOS DE DIFERENTES FREQUÊNCIAS DE FOGO E INTENSIDADES DE COLHEITA

As simulações indicaram um aumento nos valores de λ_s com aumento da frequência de fogo, tanto para intervalos determinísticos quanto para intervalos variáveis de ocorrência de fogo, com λ_s variando de 1,07 ($\pm 0,007$) a 1 ($\pm 0,007$) (Fig. 6).

Em todos os cenários de colheita de ramos e de adultos, sem ocorrência de fogo, o lambda estocástico foi menor do que 1 para todos os intervalos e porcentagens de colheita. Maiores porcentagens de retirada de plantas, bem como menores intervalos de colheita provocaram maiores reduções nos valores de λ_s estimados (Fig. 6).

De forma contrária, os cenários com simulação de colheita e ocorrência de fogo projetaram populações em crescimento mesmo submetidas a regimes de colheita menos intensos (5% de adultos e 5% de ramos colhidos), sendo que quanto mais frequentes os incêndios simulados, maiores os valores de crescimento populacional projetados para todos os cenários de colheita simulados (Fig. 7). O mesmo padrão se repetiu nos cenários projetados com intervalos variáveis de ocorrência de fogo (Fig. 8).

Cenários de colheita intensa, tanto de ramos quanto de adultos, na ausência de fogo apresentaram grande probabilidade de extinção populacional em menos de 150 anos. A maior parte dos cenários envolvendo a colheita de 40% dos adultos apresentou 100% de probabilidade de extinção em menos de 50 anos (Fig. 9), enquanto aqueles envolvendo

colheita de 5% de indivíduos inteiros apresentaram probabilidade de extinção acima de 50 anos. Os cenários simulando a colheita de ramos indicam uma grande probabilidade de extinção na ausência de fogo, de modo semelhante aos casos em que a colheita de ramos envolva a retirada de 50% dos ramos e aumente a mortalidade dos indivíduos em 50% (Fig. 9). A probabilidade de extinção simulada para os próximos 150 anos foi zero para os demais cenários testados com colheita de adultos ou ramos.

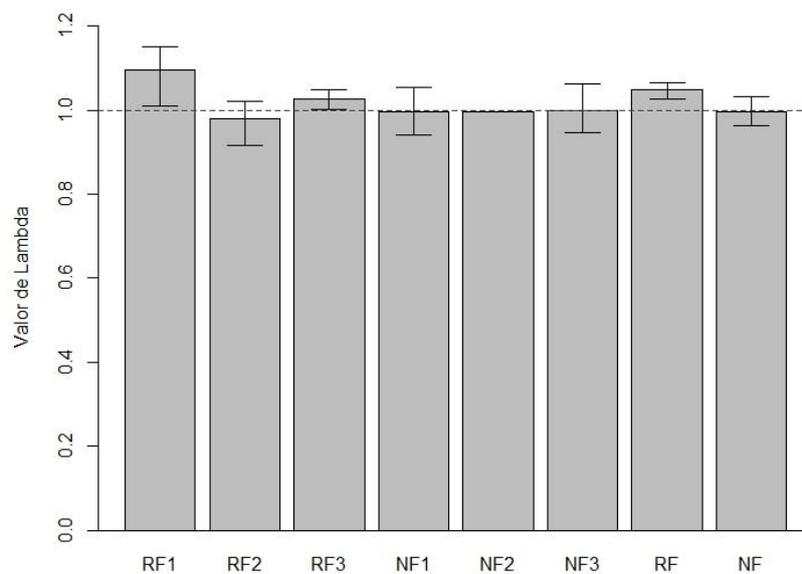


Fig. 1 – Taxa de crescimento determinístico e intervalo de confiança (95%) em seis populações de *Vellozia* aff. *sincorana* no Parque Nacional da Chapada Diamantina, Brasil, sendo três delas incendiadas entre 2011-2012 (FR1, FR2 e FR3) e três não incendiadas desde 2008 (NF1, NF2 e NF3). Os resultados dos tratamentos incêndio recente (FR) e não incendiadas (NF) são representados por “FR” e “NF”, respectivamente.

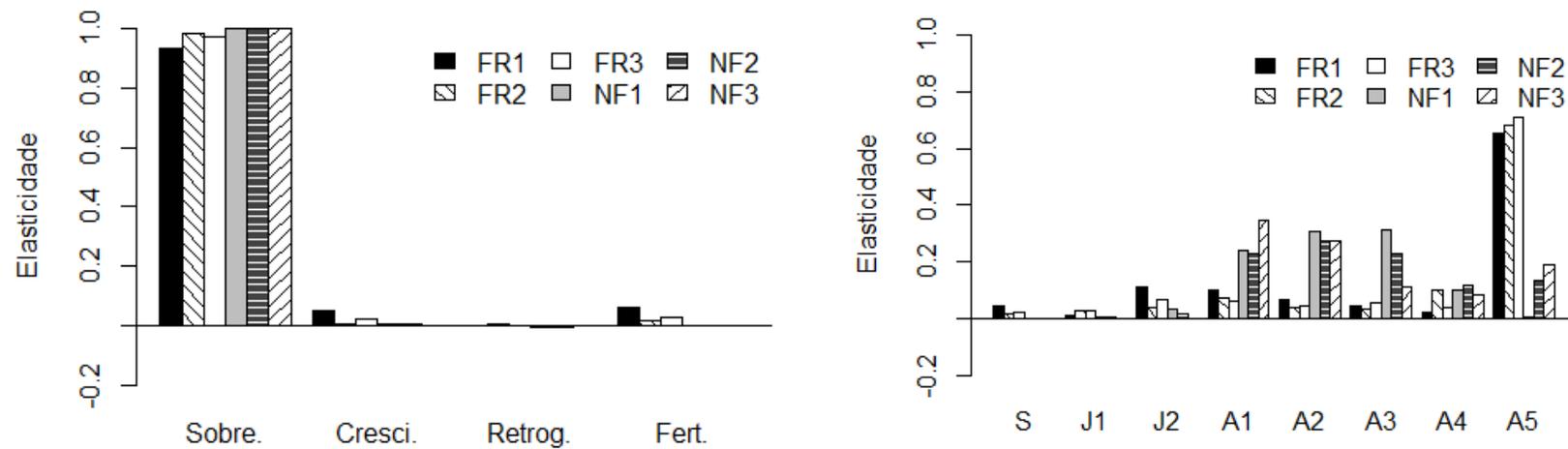


Fig. 2 – Elasticidade de oito estádios e taxas vitais (Sobrevivência (Sobre.), Crescimento (Cresci.), Retrogressão (Retrog.) e Fertilidade (Fert.)) de indivíduos de *Vellozia* aff. *sincorana* encontrados em populações incendiadas entre 2011-2012 (FR1, FR2, FR3) e 2008 (NF1, NF2, NF3), no Parque Nacional da Chapada Diamantina, Brasil. Estádios: Semente (S), Juvenil (J1 e J2), Adulto (A1, A2, A3, A4 e A5).

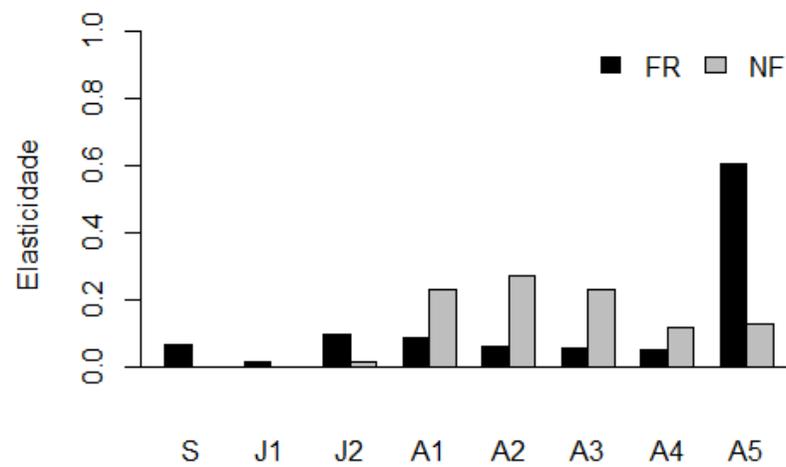
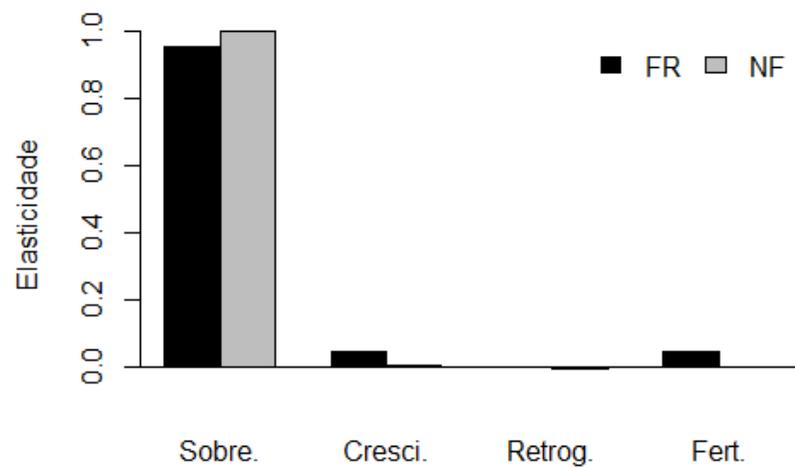


Fig. 3 – Elasticidade dos estádios e taxas vitais de indivíduos de *Vellozia* aff. *sincorana* no Parque Nacional da Chapada Diamantina, Brasil, em áreas com diferentes intervalos desde o último incêndio: 2011-2012 (FR) e 2008 (NF). Para abreviações ver Fig. 2.

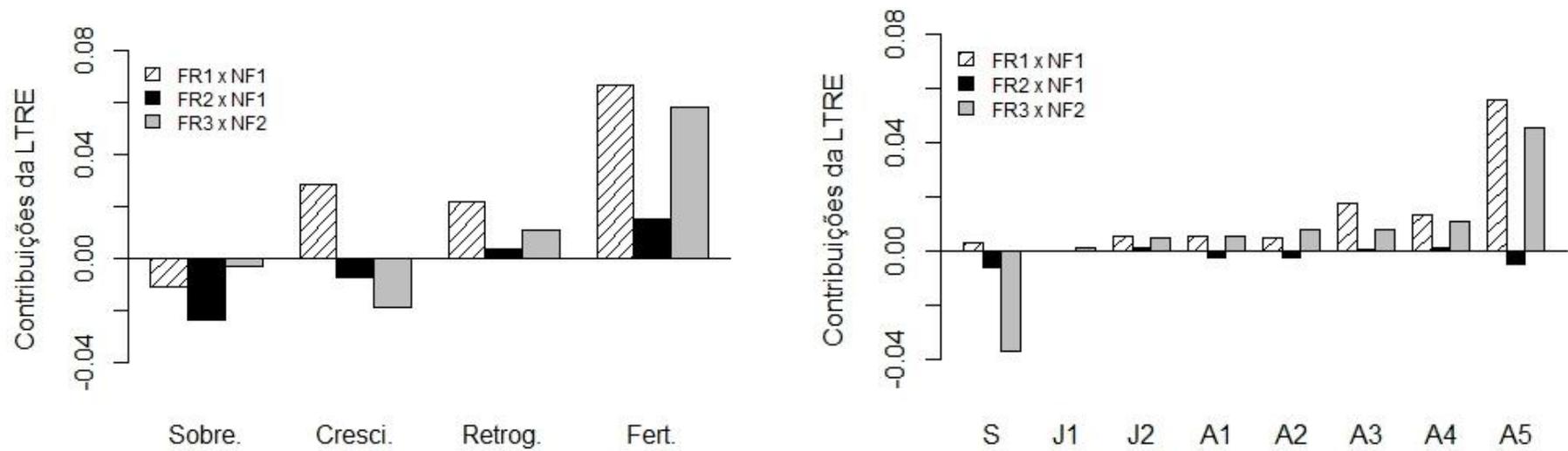


Fig. 4 – Contribuições dos estádios e taxas vitais à taxa de crescimento das populações de *Vellozia* aff. *sincorana* em incendiadas entre 2011-2012 (FR1, FR2, FR3) e 2008 (NF1, NF2, NF3) encontrados nas análises de LTRE, com as matrizes “NF” utilizadas como referência. Para abreviações ver Fig. 2.

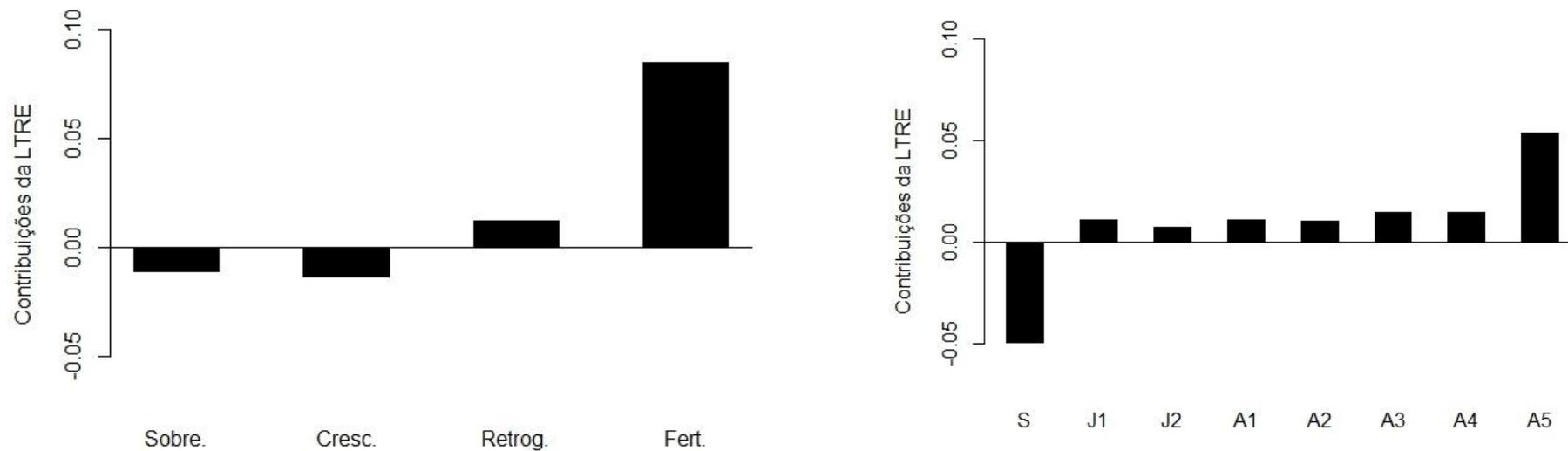


Fig. 5 – Contribuições das taxas vitais e estágios de vida para variações observadas na taxa de crescimento de *Vellozia* aff. *sincorana* nas áreas recém incendiadas (último incêndio entre 2011-2012 - FR) e sem incêndios desde de 2008 (NF), encontrados nas análises de LTRE realizadas com a matriz resumo de cada tratamento, sendo a matriz das áreas NF utilizada como matriz referência. Para abreviações ver Fig. 2.

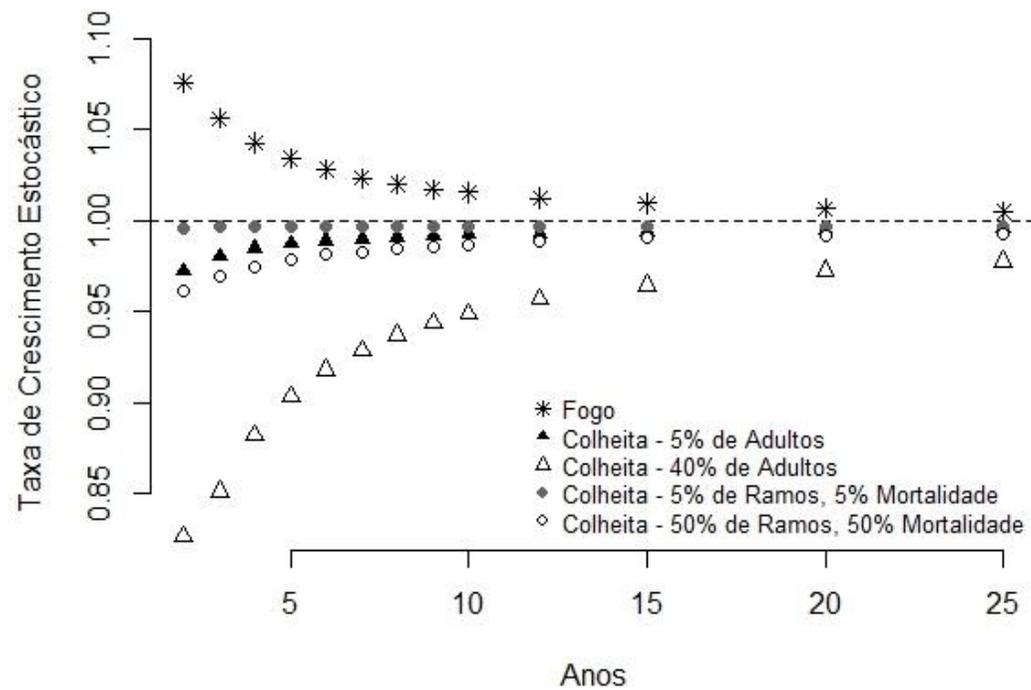


Fig. 6 – Taxas de crescimento estocásticas para populações de *Vellozia* aff. *sincorana* definidas a partir da simulação de frequências determinísticas (2 a 25 anos) de recorrência de cinco distúrbios: incêndio; colheita de 5% de adultos; colheita de 50% de adultos; colheita de 5% de ramos provocando 5% de mortalidade nos indivíduos que tiveram essas estruturas retiradas; e, colheita de 50% de ramos com 50% de mortalidade nos indivíduos submetidos a essa colheita.

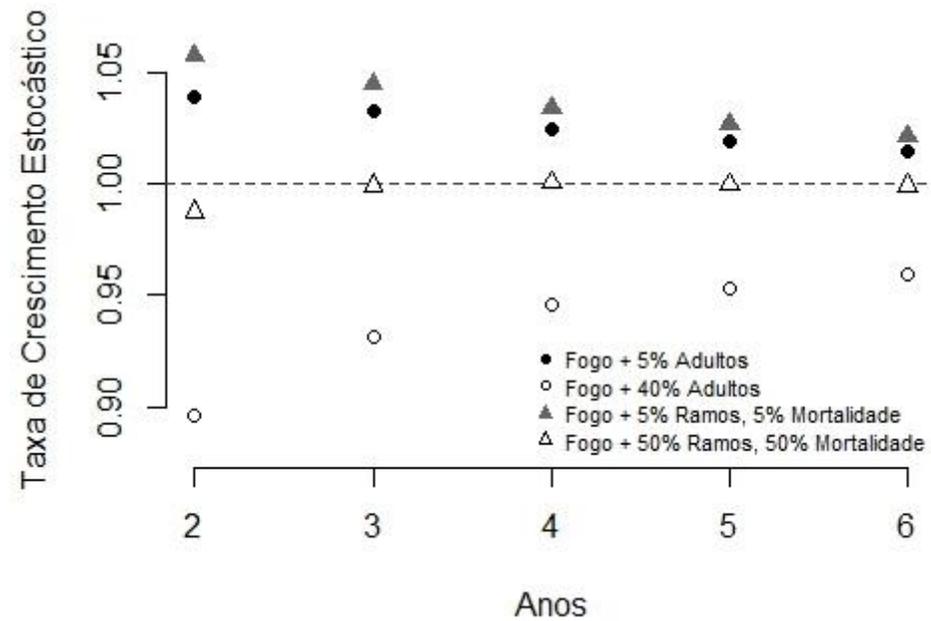


Fig. 7 – Taxas de crescimento estocásticas de *Vellozia* aff. *sincorana* encontradas através das simulações de intervalos regulares (2 a 6 anos) de quatro combinações da ocorrência associada de fogo e colheita ao longo do tempo: fogo e colheita de 5% de adultos (F + 5% Adultos); fogo e colheita de 40% de adultos (F + 40% Adultos); fogo e colheita de 5% de ramos com 5% de mortalidade para os indivíduos que tiveram essas estruturas retiradas (F + 5% Ramos, 5% Mortalidade); e, fogo e colheita de 50% de ramos provocando 50% de mortalidade nos indivíduos, alvo dessa técnica de colheita (F + 50% Ramos, 50% Mortalidade).

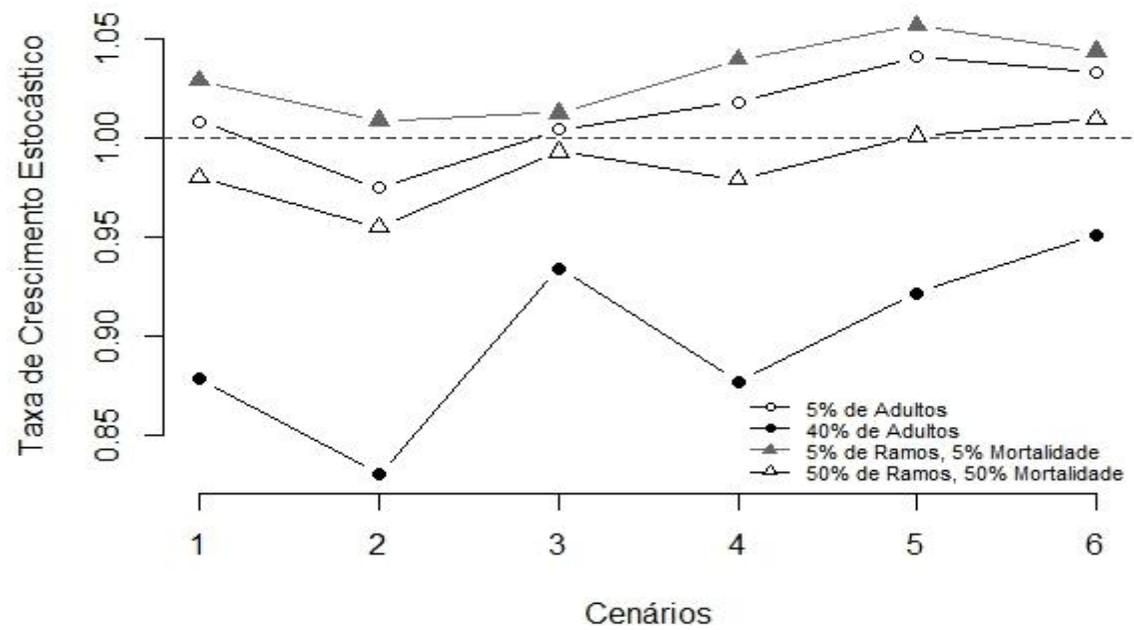


Fig. 8 – Taxas de crescimento estocásticas para *Vellozia* aff. *sincorana* encontradas nas simulações de diferentes probabilidades de ocorrência de fogo, colheita (adultos ou ramos) e períodos de repouso (ausência de fogo e colheita). Cenários: fogo majoritariamente tri- (1,2), bi – (5,6) e entre tri- e bianual (3,4).

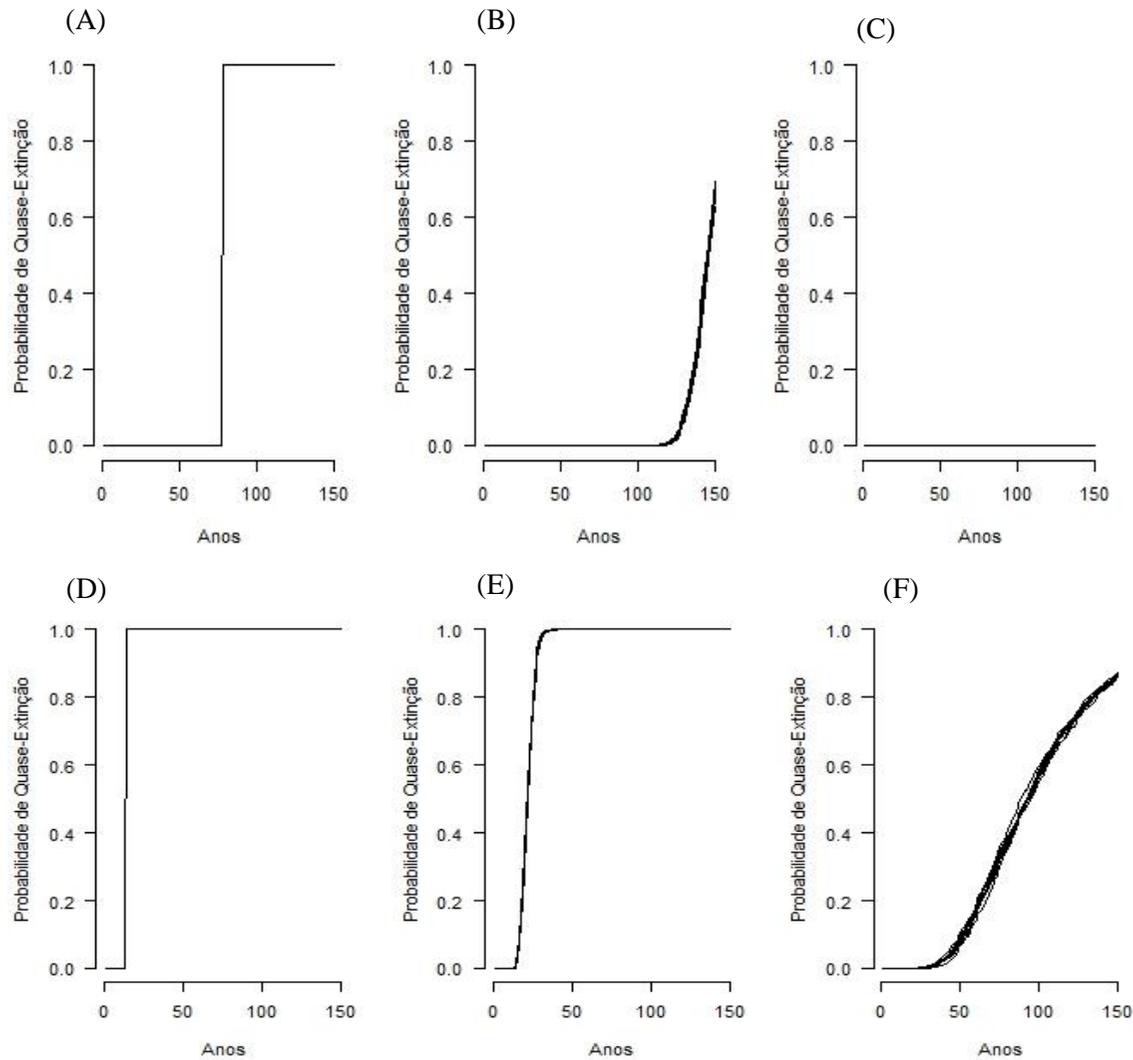


Fig. 9 – Probabilidade de alcançar o limiar de extinção (presença de 1% do número total de indivíduos em qualquer uma das classes de adultos) em um período de 150 anos para populações de *Vellozia* aff. *sincorana* submetidas a diferentes cenários de colheita (plantas inteiras ou ramos), fogo e repouso (ausência de colheita e fogo). Cenários: (A) apenas colheita de 5% dos indivíduos adultos, (B) probabilidades iguais de ocorrência de colheita de 5% de indivíduos adultos e repouso (ausência de colheita e fogo), (C) probabilidades diferentes de ocorrência de colheita de 5% de adultos, fogo e repouso, (D) apenas colheita de 40% dos indivíduos adultos, (E) probabilidades iguais de ocorrência de colheita de 40% de indivíduos adultos e repouso (ausência de colheita e fogo), (F) probabilidades diferentes de ocorrência de colheita de 40% de adultos, fogo e repouso.

DISCUSSÃO

EFEITOS DO FOGO

Vellozia aff. *sincorana* é uma espécie perene com elevada sobrevivência e crescimento lento independentemente da ocorrência de incêndios recentes ou antigos (Capítulo 1). Assim, é possível que viva por centenas de anos, como ocorre em outros táxons da família (Alves 1994), o que deve influenciar na manutenção das suas populações. Após o fogo suas populações são mantidas pela sobrevivência dos indivíduos, principalmente dos adultos, de forma semelhante ao encontrado em populações de plantas de vida longa e crescimento lento (Silvertown *et al.* 1993; Franco & Silvertown 2004). Estima-se que a persistência dos indivíduos pós-distúrbio conferira algumas vantagens às espécies com ciclos de vida longos, pois diminuiria possíveis problemas no recrutamento e preservaria a diversidade genética, por outro lado tornam-se mais vulneráveis às mudanças na sobrevivência dos adultos (Bond & Midgley 2001). Essas características da sobrevivência e crescimento conferem certa estabilidade às populações de *V. aff. sincorana* na ausência de incêndios ($\lambda = 0,99$), embora haja diminuição lenta de suas populações com o aumento do intervalo de fogo.

Assim como muitas espécies perenes de ambientes pirofíticos (Silva *et al.* 1991; Canales *et al.* 1994; Menges & Dolan 1998; Kaye *et al.* 2001; Menges & Quintana-Ascencio 2004; Coates *et al.* 2006), o crescimento das populações de *V. aff. sincorana* é favorecido pelo fogo ($\lambda_d > 1$). As diferenças observadas no crescimento populacional das populações com diferentes intervalos desde o último incêndio foi relacionado especialmente a um aumento de fertilidade nas populações recém-incendiadas, evidenciando que o estímulo à floração que ocorre após a passagem do fogo resulta em um aumento no recrutamento de novos indivíduos que contribui para a persistência das populações. A reprodução é uma das etapas da história de vida das plantas que mais pode ser influenciada pelo fogo, seja por mudanças temporais – atraso, interrupção ou antecipação (Paritsis *et al.* 2006; Alvarado *et al.* 2014; Fidelis & Blanco 2014) – e/ou pelo incremento ou redução nas taxas de floração, frutificação e/ou germinação de sementes pós-fogo (Wroblewski & Kauffman 2003; Schmidt & Ticktin 2012; Alvarado *et al.* 2014), as quais também podem alterar o crescimento populacional como ocorre em espécies perenes que possuem floração estimulada por esse distúrbio (Satterthwaite *et al.* 2002; Schmidt *et al.* 2011a; Schmidt & Ticktin 2012).

Neste estudo, não foram realizadas amostragens prévias à ocorrência do fogo nas populações recém-incendiadas, assim pode-se apenas fazer inferências sobre os efeitos da passagem do fogo na sobrevivência dos indivíduos. No entanto, as características morfológicas da espécie, especialmente o fato dos pseudocaulos não serem totalmente consumidos pelo fogo, são indícios de que esta espécie pode ser bastante resistente ao fogo, dado os altos valores de elasticidade para a sobrevivência dos adultos e a pequena variação (LTRE) nestas taxas entre populações com diferentes históricos de incêndio.

As modificações nas taxas vitais e na sua elasticidade encontradas nas áreas recém-incendiadas em comparação com as áreas não incendiadas há quatro anos refletem em diferenças nas taxas de crescimento populacional projetadas e foram especialmente influenciadas pelos estádios adultos. Os valores da elasticidade do estádio A5 (sobrevivência e fertilidade) foram destacadamente mais altos nas áreas recém-incendiadas, isto porque indivíduos maiores têm maior produção de flores e frutos após a passagem do fogo, podendo contribuir mais para o aumento do recrutamento de novos indivíduos e para o crescimento populacional após a passagem do fogo. Além do estímulo à floração, foi detectado um estímulo à produção foliar, que resulta num aumento da área da copa e também da altura dos indivíduos adultos em áreas recém-incendiadas (Capítulo 1). Isto contribuiu também para um aumento nas taxas de crescimento dos adultos nas áreas recém-incendiadas em comparação com as áreas não incendiadas há quatro anos.

As taxas vitais e a demografia das plantas podem ser influenciadas tanto por variações espaciais em escala local quanto regional, como diferentes ações de manejo ou variações climáticas (Jongejans & de Kroon 2005; Yamada *et al.* 2007; Jongejans *et al.* 2010). Nas áreas recém-incendiadas, variações locais podem ter interagido com o fogo acentuando seus efeitos nas taxas vitais, o que deve ter contribuído para as oscilações nos valores de λ entre as populações nessa condição. Em duas das três populações recém-incendiadas (FR1 e FR2), por exemplo, foram observados equinos e muaras após o fogo. Além disso, cada população foi acometida por um incêndio independente, sendo possível que as características desses eventos (como intensidade, duração e outros) tenham sido diferentes, já que o fogo depende diretamente das condições climáticas (velocidade do vento, umidade relativa, entre outros aspectos) e da biomassa no momento da queima (Whelan 1995; Miranda *et al.* 2010).

FREQUÊNCIA DE FOGO

As diferentes projeções de crescimento populacional de *V. aff. sincorana* em cenários com diferentes recorrências corroboram a tendência encontrada nas populações de espécies herbáceas e arbustivas de ecossistemas savânicos e campestres reportadas em outros estudos, as quais são favorecidas por eventos recorrentes de fogo (Silva *et al.* 1991; Menges & Dolan 1998; Satterthwaite *et al.* 2002). Esse favorecimento populacional pode ser um dos fatores que explicam a dominância de *V. aff. sincorana* em algumas áreas, uma vez que a recorrência de fogo controla o avanço das espécies sensíveis aos seus efeitos (Moreira 2000; Bond 2008). Dessa forma, a expansão lenta das populações de *V. aff. sincorana* relacionada aos eventos estocásticos de fogo associada a baixa mortalidade e o crescimento dos seus indivíduos após a passagem do fogo (Capítulo 1) podem favorecer a permanência e dominância dessa espécie em ambientes com fogo recorrente.

Áreas savânicas e campestres protegidas de fogo e pastejo são mais propensas a ocorrência de incêndios de maior intensidade e extensão do que áreas frequentemente acometidas por esses distúrbios, devido ao acúmulo de biomassa seca (Bond *et al.* 2005; Govender *et al.* 2006; Gonçalves *et al.* 2011). Nas vegetações campestres do PNCD existe uma tendência ao aumento da dominância de plantas graminóides com o tempo decorrido desde o último fogo (Gonçalves *et al.* 2011), possibilitando a ocorrência de incêndios mais intensos. É possível que a mortalidade de indivíduos de *V. aff. sincorana* seja potencializada em incêndios após longos intervalos sem incêndios, especialmente dos juvenis, uma vez que plantas com altura abaixo da camada graminóide estão mais expostas a elevadas temperaturas durante o fogo (Miranda *et al.* 1993) e apresentam altas taxas de mortalidade pós-fogo (Sato *et al.* 2010). O acúmulo de biomassa devido a longos períodos de exclusão do fogo também pode diminuir o recrutamento via semente em *V. aff. sincorana*, devido a criação de barreiras à passagem da luz e mecânica, uma vez que as sementes dessa espécie são quiescentes e germinam sob condições ótimas de disponibilidade de água e luz (C Pelacani dados não publicados). Adicionalmente, a floração e frutificação desta espécie estão diretamente associadas aos eventos de fogo (Conceição & Orr 2012; Conceição *et al.* 2013).

Ainda que a recorrência de fogo influencie positivamente no crescimento das populações de *V. aff. sincorana*, deve existir um intervalo mínimo entre esses eventos que permita o recrutamento de novos indivíduos que sejam capazes de sobreviver a um

próximo evento de fogo. Esses são pontos chaves para a conservação dessa espécie, pois em longo prazo, alterações nas taxas de recrutamento podem prejudicar a reposição de adultos, que são os estádios de vida que mais influenciam a dinâmica populacional desta espécie. Neste trabalho, não foi possível medir diretamente a mortalidade de indivíduos jovens devido à passagem do fogo, e portanto estimar um tamanho mínimo para sobrevivência. No entanto, como diversas outras espécies do Cerrado e outros ambientes pirofíticos, é possível que esta sobrevivência seja relativamente alta, mesmo para indivíduos de pequeno porte devido a reservas subterrâneas (Moreira & Klink 2000; Hoffmann *et al.* 2004).

Análises de plantas com floração estimulada por fogo na Austrália e África do Sul sugerem a existência de uma frequência ótima de fogo, que potencializaria a produção de flores e sementes (Lamont & Downes 2011). Essa frequência não deve ser tão baixa para que os recursos e o banco de sementes sejam esgotados ou exceda a longevidade da planta e tão alta que impeça a reposição de nutrientes para sustentar uma nova floração (Lamont & Downes 2011). A floração pós-fogo é importante para a dinâmica populacional de *V. aff. sincorana* e curtos intervalos entre os eventos de fogo podem não ser suficientes para os indivíduos dessa espécie obterem/manterem recursos para sustentar constantes florações, alterando a fecundidade das populações e a produção de sementes. Para algumas espécies lenhosas em formações campestres curtos intervalos entre os eventos de fogo são insuficientes para os indivíduos retornarem ao seu ciclo reprodutivo normal (Sanaiotti & Magnusson 1995; Hoffmann 1998; Palermo & Miranda 2012).

Nas espécies que possuem rebrota aérea do tipo apical, ou seja, aquelas em que a proteção das gemas apicais permite a sobrevivência à passagem do fogo, os nutrientes necessários para a reconstrução da biomassa consumida pelas chamas, na ausência de órgãos subterrâneos de reserva, partem de reservas do caule ou das folhas não consumidas (Clarke *et al.* 2013). Assim, as dimensões do caule e os danos causados pelo fogo nos indivíduos podem dar indícios da recuperação das populações sob uma dada recorrência de fogo. *Xanthorrhoea johnsonii* A.T.Lee (Xanthorrhoeaceae), por exemplo, é uma espécie australiana que apresenta rebrota aérea do tipo apical e floração estimulada por fogo, a qual sob alta frequência de fogo possui a proporção de indivíduos floridos diminuída, restringindo a produção de inflorescências àqueles com os maiores diâmetros (Knox & Clarke 2005). É possível que exista uma relação entre as dimensões do pseudocaule em

Vellozia aff. *sincorana* e sua recuperação sob diferentes recorrências de fogo, uma vez que também pode ser incluída nessa categoria de rebrotadoras.

A associação da frequência de fogo com outras variáveis ambientais também pode afetar a dinâmica populacional das plantas. Em *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland, planta rosulada dos campos úmidos, variações na precipitação anual e a interação entre intervalo de fogo e precipitação influencia mais o crescimento populacional do que a ocorrência de fogo separadamente (Schmidt *et al.* 2011a). Em outubro de 2013, uma área dominada por *V. aff. sincorana*, sem fogo há aproximadamente 25 anos (Gonçalves *et al.* 2011), foi acometida por um incêndio na Serra do Candombá (localização de três das seis áreas em estudo), porém nessa área não foram encontrados indivíduos floridos ou com frutos meses após a queima (obs. pessoal). Em outras duas localidades dessa serra que foram incendiadas entre duas e três vezes em 25 anos (Gonçalves *et al.* 2011), essa fenofase foi observada em *V. aff. sincorana* após o fogo quando a precipitação média entre o mês de ocorrência do fogo, seu anterior e subsequente foram 60,1 mm e 50,1 mm. Para a área incendiada em 2013, essa precipitação média foi 41,43 mm (INMET). É possível que a precipitação interaja com o histórico e intensidade do fogo e influencie a floração pós-fogo nessa espécie, assim como os processos demográficos relacionados a essa fenofase.

COLHEITA

As técnicas de colheita de *V. aff. sincorana* afetam de forma significativa as consequências demográficas do extrativismo, semelhante ao encontrado para outras espécies perenes sujeitas a essa atividade (Ghimire *et al.* 2008; Raimondo & Donaldson 2003; Schmidt & Ticktin 2012). A colheita de *V. aff. sincorana* é centrada nos pseudocauls de indivíduos adultos e sua retirada altera a dinâmica populacional, pois reduz a fecundidade das populações e limita o recrutamento. Por outro lado, a ocorrência estocástica ou determinística de fogo associada ao extrativismo pode tornar a atividade menos impactante para essas populações. Isto porque o fogo estimula os “pulsos de crescimento” populacionais, bem como o crescimento dos indivíduos, a produção de sementes e o recrutamento, os quais podem ajudar a compensar os efeitos negativos do extrativismo sobre o crescimento e reprodução dos indivíduos adultos.

Dessa forma, a tolerância das populações ao extrativismo tende a ser reduzida na ausência de fogo, principalmente quando em cenários de extrativismo que causa altas taxas de mortalidade (40% de colheita de adultos e colheita de ramos com 50% de mortalidade). Nesses cenários, a extinção das populações parece ser inevitável. Esses resultados são semelhantes àqueles encontrados para espécies herbáceas, para as quais o extrativismo que resulta na mortalidade de indivíduos adultos é insustentável (Schmidt & Ticktin 2012; Ghimire *et al.* 2008). Na verdade, os resultados das simulações indicam que mesmo os cenários com baixa mortalidade de adultos, devido ao extrativismo, essa atividade seria insustentável na ausência completa de fogo.

As taxas vitais podem ser afetadas pela extração de diferentes partes das plantas (Schmidt *et al.* 2007; Zuidema *et al.* 2007; Gaoue & Ticktin 2008), e essas mudanças dependem de vários fatores como a capacidade de tolerar a colheita (Ticktin 2004). Experimentos de campo mostraram que a colheita de ramos não afeta a sobrevivência dos indivíduos de *V. aff. sincorana* (L Jesus dados não publicados), porém pode afetar a reprodução de diferentes maneiras. A produção de flores dos indivíduos pós-fogo pode ser diminuída pela retirada de ramos de *V. aff. sincorana*, já que cada ramo representa a unidade de floração, que suporta até sete flores (Conceição & Orr 2012). Além disso, a retirada de ramos também pode estimular ações compensatórias, como a produção de mais flores e/ou diásporos (Khan & Lone 2005), ou maior investimento na produção de estruturas fotossintetizantes do que na reprodução (Anten *et al.* 2003; Endress *et al.* 2006).

IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO E CONSERVAÇÃO

Vellozia aff. sincorana é uma espécie endêmica importante na estruturação (Silva 2013) e funcionamento (Conceição & Orr 2012, Conceição *et al.* 2013) de algumas áreas de campo rupestre no norte do Parque Nacional da Chapada Diamantina (JM Souza *et al.* dados não publicados), constituindo um habitat diferenciado (Conceição *et al.* 2016) e dominado por essa espécie, de valor cultural na região (Oliveira *et al.* 2013). A floração em massa que ocorre após os incêndios têm papel fundamental na dinâmica populacional de *V. aff. sincorana*, pois ocasiona a entrada de novos indivíduos (sementes) na população, restrita a eventos esporádicos de fogo. Assim, a supressão do fogo ocasionará a extinção da espécie, pois o recrutamento de novos indivíduos de *V. aff. sincorana* parece ocorrer

exclusivamente via semente, diferentemente de outras espécies de Velloziaceae em que a reprodução clonal é comum (Mello-Silva & Menezes 1999; Jacobi *et al.* 2008).

Para conservação de *V. aff. sincorana*, salientamos que a ocorrência periódica de fogo em seu hábitat proporciona “pulsos de crescimento” populacional e aumenta o número de diásporos disponíveis para o recrutamento. No entanto, os resultados do presente estudo não são suficientes para indicar uma frequência ótima de fogo para essa espécie, uma vez que alguns aspectos que podem alterar a dinâmica populacional, como possíveis perdas de vigor da planta relacionada a ocorrência periódica de fogo, interações com variáveis climáticas e outros não foram considerados. Assim, estratégias de conservação para essa espécie que se baseiem nos extremos de frequência de fogo analisados aqui não são indicadas – ou seja, incêndios muito frequentes ou a exclusão do fogo por longos intervalos de tempo prejudicam as populações de *V. aff. sincorana*..

Em relação ao manejo de *V. aff. sincorana* para fins extrativistas, a colheita de indivíduos adultos inteiros não é recomendada, uma vez que as análises de elasticidade apontaram que a sobrevivência destes indivíduos com potencial de reprodução, é fundamental para a manutenção das populações desta espécie. As análises de frequência de colheita e quase-extinção evidenciam que a colheita não deve ocorrer na ausência de fogo e que há possibilidade de uso sustentável desde que a técnica escolhida seja a colheita de ramos que provoque baixa mortalidade dos indivíduos adultos, e ocorra a baixas taxas (5%) concomitante à ocorrência de fogo periódico com momentos sem colheita e fogo, de modo que esses períodos sem distúrbio sejam majoritários. A colheita de ramos não é indicada em populações pequenas e com poucos indivíduos nas classes adultas, devido às baixas taxas de recrutamento das populações de *V. aff. sincorana* (Capítulo 1) e os possíveis efeitos que a retirada de ramos podem causar na fecundidade das populações.

As áreas de ocorrência de *V. aff. sincorana* são de fato formadas por mosaicos de populações com diferentes históricos de fogo e taxas de crescimento populacional, já que geralmente o fogo não atinge todas as serras e algumas áreas são incendiadas com maior frequência que outras. Entre os anos 2011 e 2014, por exemplo, ocorreram três incêndios na Serra do Candombá, em porções diferentes da mesma serra (obs. pessoal). Assim, essas populações seriam espacialmente delimitadas pela queima, com fluxo gênico limitado a essas populações, pois os eventos de cruzamento entre indivíduos dessa espécie são atrelados ao fogo e as sementes são autocóricas, permanecendo próximas à planta-mãe

após a dispersão (JM Souza *et al.* dados não publicados). Dessa forma, uma alternativa de manejo para essas áreas seria a ocorrência estocástica de fogo em fragmentos sem limites fixos (queimas em mosaico), a fim de permitir o fluxo gênico entre eles e criar áreas com variabilidade de histórico de queima (pirodiversidade), o que tem sido indicado com sucesso para o manejo de fogo em outras regiões do mundo (Myers 2006).

CONCLUSÃO

As populações conhecidas de *V. aff. sincorana* estão concentradas nas áreas de maior recorrência de incêndios da região (Gonçalves *et al.* 2011) e ainda são pobremente conhecidas. Os dados sustentam a importância do papel do fogo na dinâmica populacional de *V. aff. sincorana*, porém para conservação dessa espécie, de importância biológica e cultural para a Chapada Diamantina, são necessários estudos populacionais de longa duração que considerem interações com fatores ambientais, época, intensidade do fogo, a associação com outras espécies e simulações em campo das técnicas tradicionais de colheita, bem como pesquisas em genética de populações, com ênfase na frequência de fogo, fluxo gênico e diversidade genética. Em geral, indicamos a necessidade de eventos de fogo nas áreas de campo rupestre dominadas por *V. aff. sincorana*, considerando que o fogo é uma ferramenta de manejo que pode ser empregada ao estímulo de processos demográficos em espécies-alvo de conservação e adaptadas ao fogo (U.S. Fish and Wildlife Service 1999; Menges *et al.* 2006; Menges 2007).

APÊNDICES

Apêndice 1 – Matrizes, estrutura populacional no início do estudo (2012) e distribuição estável dos estádios (DEE) para *Vellozia* aff. *sincorana* em áreas com fogo recente (último fogo em 2011-2012) e sem incêndio recente (último incêndio em 2008). O número de sementes foi estimado em 100.000 para cada tratamento e população.

Populações e Tratamentos		Matrizes								Características Populacionais	
		S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5	Estr. Pop.	DEE
FR1	S	0,396	0	0	65,8296	283,5152	538,3939	827,8875	1059,6960	*	0,99897
	J1	0,000003	0,7438	0	0,0007	0,0031	0,0059	0,0090	0,0116	2	0,00003
	J2	0,00003	0,125	0,3810	0,0072	0,0309	0,0587	0,0903	0,1155	21	0,00015
	A1	0	0	0,5714	0,3273	0,0132	0	0	0	165	0,00012
	A2	0	0	0	0,4364	0,2895	0,0968	0,0000	0	76	0,00007
	A3	0	0	0	0,1455	0,2763	0,1603	0,1250	0	31	0,00004
	A4	0	0	0	0,0485	0,1579	0,1290	0,1240	0	8	0,00002
	A5	0	0	0	0,0121	0,2105	0,6129	0,7500	0,9990	8	0,00060
FR2	S	0,396	0	0	24,4545	182,5032	372,1551	554,6846	915,1920	*	0,99916
	J1	0,000003	0,7438	0,0238	0,0002	0,0017	0,0035	0,0052	0,0087	0	0,00004
	J2	0,000003	0,1250	0,5238	0,0310	0,0017	0,0035	0,0052	0,0087	17	0,00003
	A1	0	0	0,4286	0,7231	0,0400	0	0	0	65	0,00006
	A2	0	0	0	0,2000	0,4933	0,0893	0	0	75	0,00003
	A3	0	0	0	0,0154	0,3467	0,1964	0,1250	0	56	0,00003
	A4	0	0	0	0	0,0667	0,4464	0,1553	0,0909	32	0,00008
	A5	0	0	0	0	0,0267	0,2500	0,7188	0,8636	22	0,00057

Continuação do Apêndice 1

Populações e Tratamentos		Matrizes								Características Populacionais	
FR3	S	S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5	Estr. Pop.	DEE
	S	0,396	0	0	24,0840	60,2100	172,7765	418,5031	519,2894	*	0,99831
	J1	0,000009	0,7438	0,0238	0,0008	0,0020	0,0058	0,0140	0,0173	8	0,00012
	J2	0,000015	0,125	0,5238	0,0096	0,0033	0,0096	0,0233	0,0289	4	0,00013
	A1	0	0	0,4286	0,4481	0,0455	0	0	0	11	0,00010
	A2	0	0	0	0,3651	0,3626	0,0870	0,0435	0	22	0,00007
	A3	0	0	0	0,1079	0,2273	0,3903	0,0435	0,0217	23	0,00009
	A4	0	0	0	0,0332	0,1818	0,2609	0,0010	0,0217	23	0,00006
	A5	0	0	0	0,0083	0,1818	0,2609	0,9110	0,9457	92	0,00112
NF1	S	S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5	Estr. Pop.	DEE
	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001	*	0,00001
	J1	0,00001	0,7733	0,0566	0	0	0	0	0	0	0,01036
	J2	0,00002	0,1	0,6981	0,0462	0	0	0	0	14	0,04091
	A1	0	0	0,2264	0,7990	0,1026	0,0267	0	0	65	0,24248
	A2	0	0	0	0,1538	0,5759	0,2667	0,0732	0,1429	78	0,29912
	A3	0	0	0	0	0,3077	0,5457	0,4390	0,1190	75	0,30229
	A4	0	0	0	0	0,0128	0,1600	0,4624	0,2143	41	0,09971
	A5	0	0	0	0	0	0	0,0244	0,5228	42	0,00513
NF2	S	S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5	Estr. Pop.	DEE
	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001	*	0,000195
	J1	0,00051	0,7826	0,0566	0	0	0	0	0	138	0,005552
	J2	0,0001	0,101449	0,6981	0,0238	0	0	0	0	9	0,020961
	A1	0	0	0,2264	0,8254	0,1176	0,0183	0	0	4	0,238883
	A2	0	0	0	0,1429	0,6314	0,2385	0,0405	0,0569	6	0,271863
	A3	0	0	0	0	0,2353	0,5128	0,3378	0,0488	9	0,223626
	A4	0	0	0	0	0,0074	0,1835	0,4585	0,1382	12	0,112490
	A5	0	0	0	0	0,0074	0,0459	0,1622	0,7551	19	0,126429

Continuação do Apêndice 1

Populações e Tratamentos		Matrizes								Características Populacionais	
NF3	S	S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5	Estr. Pop.	DEE
	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001	*	0,000290
	J1	0,0035	0,7733	0,0333	0	0	0	0	0	12	0,000005
	J2	0	0,1	0,6667	0	0	0	0	0	30	0,000001
	A1	0	0	0,2667	0,8762	0,1538	0	0	0	57	0,344160
	A2	0	0	0	0,1228	0,7490	0,2400	0	0	52	0,274723
	A3	0	0	0	0	0,0962	0,5190	0,2857	0,0161	25	0,110065
	A4	0	0	0	0	0	0,1600	0,5228	0,1129	21	0,081786
	A5	0	0	0	0	0	0,0800	0,1905	0,8700	62	0,188971
FR	S	S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5	Estr. Pop.	DEE
	S	0,396	0	0	52,7650	211,3267	377,3160	539,6600	626,1182	*	0,99847
	J1	0,000015	0,3	0,0238	0,0009	0,0037	0,0066	0,0094	0,0109	10	0,00004
	J2	0,000048	0,5	0,5238	0,0112	0,0118	0,0210	0,0300	0,0349	42	0,00020
	A1	0	0	0,4286	0,4481	0,0289	0	0	0	241	0,00015
	A2	0	0	0	0,3651	0,3873	0,0909	0,0159	0	173	0,00010
	A3	0	0	0	0,1079	0,3006	0,2273	0,0952	0,0164	110	0,00008
	A4	0	0	0	0,0332	0,1214	0,3182	0,0942	0,0328	63	0,00007
	A5	0	0	0	0,0083	0,1272	0,3545	0,7937	0,9344	122	0,00088
NF	S	S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5	Estr. Pop.	DEE
	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001	*	0,00019
	J1	0,00052	0,7733	0,0566	0	0	0	0	0	150	0,00529
	J2	0,00012	0,1	0,6981	0,0238	0	0	0	0	53	0,02085
	A1	0	0	0,2264	0,8254	0,1176	0,0183	0	0	126	0,23886
	A2	0	0	0	0,1429	0,6314	0,2385	0,0405	0,0569	136	0,27198
	A3	0	0	0	0	0,2353	0,5128	0,3378	0,0488	109	0,22375
	A4	0	0	0	0	0,0074	0,1835	0,4585	0,1382	74	0,11256
	A5	0	0	0	0	0,0074	0,0459	0,1622	0,7551	123	0,12652

Apêndice 2 - Matrizes com simulações de diferentes intensidades de colheita de *Vellozia* aff. *sincorana*. Foram simuladas duas técnicas de colheita: remoção de ramos ou plantas adultas inteiras. Para a colheita de adultos, foi simulada a retirada desses indivíduos em quatro porcentagens: 5, 10, 20 e 40%. Em relação a colheita de ramos, foi simulada a retirada de 5, 10, 20 e 50% dos ramos, para essa simulação assumimos que a retirada de ramos afeta a sobrevivência dos indivíduos, portanto simulamos um aumento na mortalidade desses indivíduos a taxas de 5, 10, 20 e 50%.

Colheita	Intensidade	Matrizes								
		S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5	
Adultos	5%	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
		J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
		J2	0,00012	0,1	0,698113	0,022619	0	0	0	0
		A1	0	0	0,226415	0,784127	0,111765	0,017431	0	0
		A2	0	0	0	0,135714	0,599785	0,226606	0,038514	0,054065
		A3	0	0	0	0	0,223529	0,487123	0,320946	0,046341
		A4	0	0	0	0	0,006985	0,174312	0,435536	0,131301
		A5	0	0	0	0	0,006985	0,043578	0,154054	0,717343
	10%	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
		J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
		J2	0,00012	0,1	0,698113	0,021429	0	0	0	0
		A1	0	0	0,226415	0,742857	0,105882	0,016514	0	0
		A2	0	0	0	0,128571	0,568218	0,214679	0,036486	0,051220
		A3	0	0	0	0	0,211765	0,461485	0,304054	0,043902
		A4	0	0	0	0	0,006618	0,165138	0,412614	0,124390
		A5	0	0	0	0	0,006618	0,041284	0,145946	0,679588

Continuação do Apêndice 2

Colheita	Intensidade	Matrizes								
		S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5	
20%	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001	
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0	
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,019048	0	0	0	0	
	A1	0	0	0,226415	0,660317	0,094118	0,014679	0	0	
	A2	0	0	0	0,114286	0,505082	0,190826	0,032432	0,045528	
	A3	0	0	0	0	0,188235	0,410209	0,270270	0,039024	
	A4	0	0	0	0	0,005882	0,146789	0,366768	0,110569	
	A5	0	0	0	0	0,005882	0,036697	0,129730	0,604078	
40%	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001	
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0	
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,014286	0	0	0	0	
	A1	0	0	0,226415	0,495238	0,070588	0,011009	0	0	
	A2	0	0	0	0,085714	0,378812	0,143119	0,024324	0,034146	
	A3	0	0	0	0	0,141176	0,307657	0,202703	0,029268	
	A4	0	0	0	0	0,004412	0,110092	0,275076	0,082927	
	A5	0	0	0	0	0,004412	0,027523	0,097297	0,453059	
Ramos	5% ramos / 5% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
		J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
		J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
		A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,018303	0	0
		A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,249238	0,042360	0,072775
		A3	0	0	0	0	0,235294	0,505611	0,336993	0,048659
		A4	0	0	0	0	0,007353	0,178681	0,463076	0,137866
		A5	0	0	0	0	0,007353	0,044670	0,154073	0,737203

Continuação do Apêndice 2

Colheita	Intensidade	Matrizes							
		S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5
10% ramos / 5% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
	A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,018257	0	0
	A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,259887	0,044170	0,088560
	A3	0	0	0	0	0,235294	0,498490	0,336149	0,048537
	A4	0	0	0	0	0,007353	0,173897	0,467663	0,137520
	A5	0	0	0	0	0,007353	0,043474	0,146023	0,719388
20% ramos / 5% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
	A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,018165	0	0
	A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,281015	0,047761	0,119889
	A3	0	0	0	0	0,235294	0,484337	0,334459	0,048293
	A4	0	0	0	0	0,007353	0,164395	0,476752	0,136829
	A5	0	0	0	0	0,007353	0,041099	0,130038	0,683999
50% ramos / 5% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
	A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,017890	0	0
	A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,343039	0,058302	0,211949
	A3	0	0	0	0	0,235294	0,442583	0,329392	0,047561
	A4	0	0	0	0	0,007353	0,136411	0,503324	0,134756
	A5	0	0	0	0	0,007353	0,034103	0,083007	0,579759

Continuação do Apêndice 2

Colheita	Intensidade	Matrizes							
		S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5
5% ramos / 10% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
	A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,018257	0	0
	A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,248613	0,042254	0,072593
	A3	0	0	0	0	0,235294	0,504344	0,336149	0,048537
	A4	0	0	0	0	0,007353	0,178233	0,461915	0,137520
	A5	0	0	0	0	0,007353	0,044558	0,153687	0,735355
10% ramos / 10% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
	A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,018165	0	0
	A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,258581	0,043948	0,088115
	A3	0	0	0	0	0,235294	0,495985	0,334459	0,048293
	A4	0	0	0	0	0,007353	0,173023	0,465313	0,136829
	A5	0	0	0	0	0,007353	0,043256	0,145289	0,715773
20% ramos / 10% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
	A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,017982	0	0
	A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,278176	0,047278	0,118678
	A3	0	0	0	0	0,235294	0,479445	0,331081	0,047805
	A4	0	0	0	0	0,007353	0,162734	0,471936	0,135447
	A5	0	0	0	0	0,007353	0,040683	0,128724	0,677090

Continuação do Apêndice 2

Colheita	Intensidade	Matrizes							
		S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5
50% ramos / 10% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
	A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,017431	0	0
	A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,334243	0,056807	0,206514
	A3	0	0	0	0	0,235294	0,431235	0,320946	0,046341
	A4	0	0	0	0	0,007353	0,132913	0,490418	0,131301
	A5	0	0	0	0	0,007353	0,033228	0,080878	0,564893
5% ramos / 20% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
	A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,018165	0	0
	A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,247364	0,042042	0,072228
	A3	0	0	0	0	0,235294	0,501810	0,334459	0,048293
	A4	0	0	0	0	0,007353	0,177337	0,459594	0,136829
	A5	0	0	0	0	0,007353	0,044334	0,152915	0,731660
10% ramos / 20% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
	A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,018257	0	0
	A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,259887	0,044170	0,088560
	A3	0	0	0	0	0,235294	0,498490	0,336149	0,048537
	A4	0	0	0	0	0,007353	0,173897	0,467663	0,137520
	A5	0	0	0	0	0,007353	0,043474	0,146023	0,719388

Continuação do Apêndice 2

Colheita	Intensidade	Matrizes							
		S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5
20% ramos / 20% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
	A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,017615	0	0
	A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,272499	0,046314	0,116256
	A3	0	0	0	0	0,235294	0,469660	0,324324	0,046829
	A4	0	0	0	0	0,007353	0,159413	0,462305	0,132683
	A5	0	0	0	0	0,007353	0,039853	0,126097	0,663272
50% ramos / 20% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
	A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,016514	0	0
	A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,316651	0,053818	0,195645
	A3	0	0	0	0	0,235294	0,408538	0,304054	0,043902
	A4	0	0	0	0	0,007353	0,125917	0,464607	0,124390
	A5	0	0	0	0	0,007353	0,031479	0,076622	0,535162
5% ramos / 50% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
	A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,017890	0	0
	A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,243616	0,041405	0,071134
	A3	0	0	0	0	0,235294	0,494206	0,329392	0,047561
	A4	0	0	0	0	0,007353	0,174650	0,452631	0,134756
	A5	0	0	0	0	0,007353	0,043663	0,150598	0,720574

Continuação do Apêndice 2

Colheita	Intensidade	Matrizes							
		S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5
10% ramos / 50% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
	A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,017431	0	0
	A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,248133	0,042172	0,084555
	A3	0	0	0	0	0,235294	0,475946	0,320946	0,046341
	A4	0	0	0	0	0,007353	0,166032	0,446513	0,131301
	A5	0	0	0	0	0,007353	0,041508	0,139419	0,686853
20% ramos / 50% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
	A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,016514	0	0
	A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,255468	0,043419	0,108990
	A3	0	0	0	0	0,235294	0,440306	0,304054	0,043902
	A4	0	0	0	0	0,007353	0,149450	0,433411	0,124390
	A5	0	0	0	0	0,007353	0,037362	0,118216	0,621818
50% ramos / 50% mortalidade	S	0,3465	0	0	0	0	0	0	0,001
	J1	0,00052	0,773333	0,056604	0	0	0	0	0
	J2	0,00012	0,1	0,698113	0,023810	0	0	0	0
	A1	0	0	0,226415	0,825397	0,117647	0,013761	0	0
	A2	0	0	0	0,142857	0,631353	0,263876	0,044848	0,163038
	A3	0	0	0	0	0,235294	0,340448	0,253378	0,036585
	A4	0	0	0	0	0,007353	0,104931	0,387172	0,103659
	A5	0	0	0	0	0,007353	0,026233	0,063851	0,445968

Apêndice 3 - Matrizes representando três estados (incêndio, colheita e descanso – não ocorrência de incêndio e colheita) de uma cadeia de Markov usada para simular diferentes probabilidades de recorrência de fogo e colheita em *Vellozia aff. sincorana*.

Cenário 1 – Probabilidades de intervalos de retorno de fogo: anual (0%), bianual (18%) e trianual (74%)	Cenário 4 – Probabilidades de intervalos de retorno de fogo: anual (0%), bianual (48%) e trianual (20%)																		
<table> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>0,1</td> <td>0,9</td> </tr> <tr> <td>0,9</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>0,1</td> <td>0,9</td> <td>0,1</td> </tr> </tbody> </table>	0	0,1	0,9	0,9	0	0	0,1	0,9	0,1	<table> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>0,6</td> <td>0,4</td> </tr> <tr> <td>0,4</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>0,6</td> <td>0,4</td> <td>0,6</td> </tr> </tbody> </table>	0	0,6	0,4	0,4	0	0	0,6	0,4	0,6
0	0,1	0,9																	
0,9	0	0																	
0,1	0,9	0,1																	
0	0,6	0,4																	
0,4	0	0																	
0,6	0,4	0,6																	
Cenário 2 – Probabilidades de intervalos de retorno de fogo: anual (0%), bianual (32%) e trianual (54%)	Cenário 5 – Probabilidades de intervalos de retorno de fogo: anual (0%), bianual (32%) e trianual (13%)																		
<table> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>0,2</td> <td>0,8</td> </tr> <tr> <td>0,8</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>0,2</td> <td>0,8</td> <td>0,2</td> </tr> </tbody> </table>	0	0,2	0,8	0,8	0	0	0,2	0,8	0,2	<table> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>0,8</td> <td>0,2</td> </tr> <tr> <td>0,2</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>0,8</td> <td>0,2</td> <td>0,8</td> </tr> </tbody> </table>	0	0,8	0,2	0,2	0	0	0,8	0,2	0,8
0	0,2	0,8																	
0,8	0	0																	
0,2	0,8	0,2																	
0	0,8	0,2																	
0,2	0	0																	
0,8	0,2	0,8																	
Cenário 3 – Probabilidades de intervalos de retorno de fogo: anual (0%), bianual (48%) e trianual (31%)	Cenário 6 – Probabilidades de intervalos de retorno de fogo: anual (0%), bianual (18%) e trianual (7%)																		
<table> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>0,4</td> <td>0,6</td> </tr> <tr> <td>0,6</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>0,4</td> <td>0,6</td> <td>0,4</td> </tr> </tbody> </table>	0	0,4	0,6	0,6	0	0	0,4	0,6	0,4	<table> <tbody> <tr> <td>0</td> <td>0,9</td> <td>0,1</td> </tr> <tr> <td>0,1</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>0,9</td> <td>0,1</td> <td>0,9</td> </tr> </tbody> </table>	0	0,9	0,1	0,1	0	0	0,9	0,1	0,9
0	0,4	0,6																	
0,6	0	0																	
0,4	0,6	0,4																	
0	0,9	0,1																	
0,1	0	0																	
0,9	0,1	0,9																	

Apêndice 4 - Valor da elasticidade para as transições das matrizes de populações de *Vellozia* aff. *sincorana* em áreas com recém-incendiadas (último fogo em 2011-2012) e sem incêndios recentes (último incêndio em 2008). Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

Populações e tratamentos		Valor da elasticidade das transições							
		S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5
FR1	S	0,01013	0	0	0,00020	0,00049	0,00056	0,00047	0,01617
	J1	0,00061	0,00460	0	0,00002	0,00004	0,00005	0,00004	0,00141
	J2	0,01728	0,00218	0,03380	0,00048	0,00120	0,00138	0,00115	0,03969
	A1	0	0	0,06337	0,02728	0,00064	0	0	0
	A2	0	0	0	0,04094	0,01586	0,00321	0	0
	A3	0	0	0	0,01555	0,01725	0,00606	0,00256	0
	A4	0	0	0	0,00543	0,01032	0,00511	0,00266	0
	A5	0	0	0	0,00140	0,01420	0,02505	0,01662	0,59450
FR2	S	0,00368	0	0	0,00001	0,00005	0,00010	0,00041	0,00484
	J1	0,00188	0,01852	0,00050	0,00001	0,00003	0,00006	0,00026	0,00309
	J2	0,00353	0,00584	0,02085	0,00224	0,00006	0,00011	0,00050	0,00580
	A1	0	0	0,01759	0,05399	0,00148	0	0	0
	A2	0	0	0	0,01559	0,01902	0,00311	0	0
	A3	0	0	0	0,00121	0,01349	0,00692	0,01284	0
	A4	0	0	0	0	0,00260	0,01573	0,01596	0,06628
	A5	0	0	0	0	0,00099	0,00842	0,07060	0,60177

Continuação do Apêndice 4

Populações e tratamentos		Valor da elasticidade das transições							
		S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5
FR3	S	0,00547	0	0	0,00003	0,00006	0,00020	0,00036	0,00807
	J1	0,00183	0,01763	0,00063	0,00002	0,00003	0,00010	0,00017	0,00395
	J2	0,00690	0,00672	0,03138	0,00045	0,00011	0,00038	0,00066	0,01494
	A1	0	0	0,02953	0,02417	0,00171	0	0	0
	A2	0	0	0	0,02160	0,01497	0,00430	0,00155	0
	A3	0	0	0	0,00655	0,00963	0,01980	0,00159	0,01456
	A4	0	0	0	0,00208	0,00795	0,01367	0,00004	0,01504
	A5	0	0	0	0,00052	0,00796	0,01368	0,03441	0,65460
NF1	S	8,397E-11	0	0	0	0	0	0	1,58E-10
	J1	2,881E-11	0,00293	0,00085	0	0	0	0	0
	J2	1,288E-10	0,00085	0,02333	0,00914	0	0	0	0
	A1	0	0	0,00914	0,19123	0,03028	0,00796	0	0
	A2	0	0	0	0,03824	0,17658	0,08262	0,00748	0,00075
	A3	0	0	0	0	0,09485	0,16998	0,04511	0,00063
	A4	0	0	0	0	0,00396	0,05000	0,04767	0,00114
	A5	0	0	0	0	0	0	0,00252	0,00277
NF2	S	2,845E-08	0	0	0	0	0	0	5,34E-08
	J1	3,776E-08	0,00165	0,00045	0	0	0	0	0
	J2	1,56E-08	0,00045	0,01173	0,00456	0	0	0	0
	A1	0	0	0,00456	0,18943	0,03073	0,00394	0	0
	A2	0	0	0	0,03467	0,17437	0,05419	0,00463	0,00731
	A3	0	0	0	0	0,06592	0,11816	0,03916	0,00636
	A4	0	0	0	0	0,00208	0,04260	0,05354	0,01814
	A5	0	0	0	0	0,00208	0,01070	0,01902	0,09956

Continuação do Apêndice 4

Populações e tratamentos		Valor da elasticidade das transições							
		S	J1	J2	A1	A2	A3	A4	A5
NF3	S	2,006E-07	0	0	0	0	0	0	3,78E-07
	J1	3,777E-07	1,354E-06	1,76E-08	0	0	0	0	0
	J2	0	3,952E-07	7,93E-07	0	0	0	0	0
	A1	0	0	3,78E-07	0,30194	0,04232	0	0	0
	A2	0	0	0	0,04232	0,20603	0,02645	0	0
	A3	0	0	0	0	0,02645	0,05720	0,02340	0,00305
	A4	0	0	0	0	0	0,01763	0,04281	0,02136
	A5	0	0	0	0	0	0,00882	0,01560	0,16462
FR	S	0,01549	0	0	0,00031	0,00079	0,00119	0,00158	0,02167
	J1	0,00441	0,00367	0,00142	0,00004	0,00010	0,00016	0,00021	0,00283
	J2	0,02113	0,00916	0,04673	0,00074	0,00049	0,00075	0,00099	0,01358
	A1	0	0	0,04541	0,03496	0,00144	0	0	0
	A2	0	0	0	0,03152	0,02134	0,00425	0,00069	0
	A3	0	0	0	0,01018	0,01811	0,01161	0,00449	0,00918
	A4	0	0	0	0,00325	0,00759	0,01686	0,00461	0,01904
	A5	0	0	0	0,00081	0,00794	0,01876	0,03880	0,54174
NF	S	2,923E-08	0	0	0	0	0	0	5,48E-08
	J1	3,619E-08	0,00146	0,00042	0	0	0	0	0
	J2	1,862E-08	0,00042	0,01160	0,00453	0	0	0	0
	A1	0	0	0,00453	0,18932	0,03073	0,00394	0	0
	A2	0	0	0	0,03467	0,17446	0,05423	0,00464	0,00732
	A3	0	0	0	0	0,06596	0,11825	0,03919	0,00636
	A4	0	0	0	0	0,00208	0,04264	0,05359	0,01816
	A5	0	0	0	0	0,00209	0,01071	0,01904	0,09966

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift** 22 (6): 711-728.

Aleper D, Lye KA, Moe SR. 2008. Response of *Acacia sieberiana* to repeated experimental burning. **Rangeland Ecology & Management** 61(2):182-187.

Alvarado ST, Buisson E, Rabarison H, Rajeriarison C, Birkinshaw C, Lowry II PP, Morellato LPC. 2014. Fire and the reproductive phenology of endangered Madagascar sclerophyllous tapia woodlands. **South African Journal of Botany** 94: 79-87.

Alves RJV. 1994. Morphological age determination and longevity in some *Vellozia* populations in Brazil. **Folia Geobotânica & Phytotaxonomica** 29(1): 55-59.

Anten NPR, Martínez-Ramos M, Ackerly DD. 2003. Defoliation and growth in an understory palm: quantifying the contributions of compensatory responses. **Ecology** 84(11): 2905-2918.

Baldauf C, Corrêa CE, Ferreira RC, Santos FAM. 2015. Assessing the effects of natural and anthropogenic drivers on the demography of *Himatanthus drasticus* (Apocynaceae): implications for sustainable management. **Forest Ecology and Management** 354:177-184.

Bell DT. 2001. Ecological response syndromes in the Florida of Southwestern Western Australia: fire resprout *versus* reseeders. **The Botanical Review** 67(4): 417-440.

Bellingham PJ, Sparrow AD. 2000 Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. **Oikos** 89:409-416.

Benites VM, Schaefer CEGR, Simas FNB, Santos HG. 2007. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. **Revista Brasileira de Botânica** 30(4): 569-577.

Berlinck CN, Lima LHA, Gonçalves CN. 2010. O Parque Nacional da Chapada Diamantina e a emissão de gases de efeito estufa. **Ciência Hoje** 46(276): 29-36.

Bond WJ. 2008. What limits trees in C4 grasslands and savannas? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 39:641-659.

- Bond WJ, Keeley JE. 2005. Fire as a global “herbivore”: the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution** 20 (7): 387-394.
- Bond WJ, Woodward FI, Midgley GF. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **New Phytologist** 165: 525-538.
- Bond WJ, Midgley JJ. (2001) Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology and Evolution** 16: 45–51
- Canales J, Trevisan MC, Silva JF, Caswell H. 1994. A demographic study of an annual grass (*Andropogon brevifolius* Schwarz) in burnt and unburnt savanna. **Acta Ecologica** 15(3): 261-273.
- Caswell H. 2001. **Matrix population models - Construction, analysis and interpretation**. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Caswell H, Kaye TN. 2001. Stochastic demography and conservation of an endangered perennial plant (*Lomatium bradshawii*) in a dynamic fire regime. **Advances in Ecological Research** 32:1-51.
- Clarke PJ, Lawes MJ, Midgley JJ, Lamont BB, Ojeda F, Burrows GE, Enright NJ, Knox KJE. 2013. Resprouting as a key functional trait: how buds protection and resources drive persistence after fire. **New Phytologist** 197: 19-35.
- Coates F, Lunt ID, Tremblay RL. 2006. Effects of disturbance on population dynamics of the threatened orchid *Prasophyllum correctum* D.L. Jones and implications for grassland management in south-eastern Australia. **Biological Conservation** 129: 59-69.
- Conceição AA, Orr BJ. 2012. Post-fire flowering and fruiting in the caulescent rosette *Vellozia sincorana*, an endemic plant to the Northeast of Brazil. **Acta Botanica Brasílica** 26: 94-100.
- Conceição AA, Alencar TG, Souza JM, Moura ADC, Silva GA. 2013. Massive post-fire flowering events in a tropical mountain region of Brazil: high episodic supply of floral resources. **Acta Botânica Brasílica** 27(4): 847-850.
- Conceição AA, Pirani JR. 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 AA, Giuliatti AM, Meirelles ST. 2007. Ilhas de vegetação e afloramentos de quartzito-arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botânica Brasílica** 21(2): 335-347.
- Cruse-Sanders JM, Hamrick JL. 2004. Genetic diversity in harvested and protected populations of wild american ginseng, *Panax quinquefolius* L. (Araliaceae). **American Journal of Botany** 91(4):540-548.
- Cunningham AB. 2001. **Applied Ethnobotany: People, Wild, Plant Use and Conservation**. Routledge, 320p.
- De Kroon H, Groenendaal V, Ehrlén J. 2000. Elasticities: a review of methods and model limitations. **Ecology** 81(3): 607-618.
- Endress BA, Gorchov DL, Berry EJ. 2006. Sustainability of a non-timber forest product: Effects of alternative leaf harvest practices over 6 years on yield and demography of the palm *Chamaedorea radicalis*. **Forest Ecology and Management** 234: 181-191.
- Enright NJ, Fontaine JB, Westcott VC, Lade JC, Miller BP. 2011. Fire interval effects on persistence of resprouter species in Mediterranean-type shrublands. **Plant Ecology** 212 (12): 2071-2083
- Fidelis A, Blanco C. 2014. Does fire induce flowering in Brazilian subtropical grasslands? **Applied Vegetation Science** 1-10.
- Franco M, Silvertown JW. 2004. A comparative demography of plants based upon elasticity of vital rates. **Ecology** 85:531-538.
- Gaoue OG, Ticktin T. 2008. Impacts of bark and foliage harvest on *Khaya senegalensis* (Meliaceae) reproductive performance in Benin. **Journal of Applied Ecology** 45:34-40.
- Ghimire SK, Gimenez O, Pradel R, Mckey D, Aumeeruddy-Thomas Y. 2008. Demographic variation and population viability in a threatened Himalayan medicinal and aromatic herb *Nardostachys grandiflora*: matrix modelling of harvesting effects in two contrasting habitats. **Journal of Applied Ecology** 45: 41-51.
- Giuliatti N, Giuliatti AM, Pirani JR, Menezes NL. 1988. Estudos em sempre-vivas: importância econômica do extrativismo em Minas Gerais, Brasil. **Acta Botânica Brasílica** 1(2): 179-193.

Giulietti AM, Pirani JR, Harley RM. 1997. Espinhaço range region. Eastern Brazil. In: Davis SD, Heywood VH, Herrera-Macbryde O, Villa-Lobos J, Hamilton AC. (eds.) **Centres of plant diversity. A guide and strategies for the conservation**, Vol 3. The Americas. WWF/IUCN, Cambridge. p. 397-404.

Gonçalves CN, Mesquita FW, Lima NRG, Coslope LA, Lintomen BS. 2011. Recorrência dos incêndios e fitossociologia da vegetação em áreas com diferentes regimes de queima no Parque Nacional da Chapada Diamantina. **Biodiversidade Brasileira** 1(2):161-179.

Govender N, Trollope WSW, Van Wilgen BW. 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.

Hill R, Baird A, Buchanan D. 1999. Aborigines and fire in the Wet Tropics of Queensland, Australia: ecosystem management across cultures. **Society and Natural Resources** 12(3): 205-223.

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

Hoffmann WA. 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 WA, Orthen B, Franco AC. 2004. Constraints to seedling success of savanna and forest trees across the savanna-forest boundary. **Oecologia** 140:252-260.

Hoffmann WA, Solbrig OT. 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. **Forest Ecology and Management** 180: 273-286.

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2011. **Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para a Conservação das Sempre-Vivas**. Brasília, Distrito Federal.

Jongejans E, De Kroon H. 2005. Space versus time variation in population dynamics of three co-occurring perennial herbs. **Journal of Ecology** 96:681-692.

- Jongejans E, Jorritsma-Wienk LD, Becker U, Dostál P, Mildén M, De Kroon H. 2010. Region *versus* site variation in the population dynamics of three short-lived perennials. **Journal of Ecology** 98:279-289.
- Kaye TN, Pendergrass KL, Finley K, Kauffman JB. 2001. The effect of fire on the population viability of an endangered prairie plant. **Ecological Applications** 11(5): 1366-1380.
- Khan NA, Lone PM. 2005. Effects of early and late season defoliation on photosynthesis, growth and yield of mustard (*Brassica juncea* L.). **Brazilian Journal Plant Physiology** 17(1): 181-186.
- Knox KJE, Clarke PJ. 2006. Response of resprouting shrubs to repeated fires in the dry sclerophyll forest of Gibraltar Range National Park. **Proceedings of the Linnean Society of New South Wales** 127: 49-56.
- Koop AL, Horvitz CC. 2005. Projection matrix analysis of the demography of an invasive, nonnative shrub (*Ardisia elliptica*). **Ecology** 86(10): 2661-2672.
- Lamont BB, Downes KS. 2011. Fire-stimulated flowering among resprouters and geophytes in Australia and South Africa. **Plant Ecology** 212: 2111-2125.
- Liu H, Menges ES, Quintana-Ascencio PF. 2005. Population viability analyses of *Chamaecrista keyensis* effects of fire season and frequency. **Ecological Applications** 15(1): 210-221.
- Mandle L, Bufford JL, Schmidt IB, Daehler CC. 2011. Woody exotic plant invasions and fire: reciprocal impacts and consequences for native ecosystems. **Biological Invasions** 13, 1815-1827.
- Mandle L, Ticktin T. 2012. Interactions among fire, grazing, harvest and abiotic conditions shape palm demographic responses to disturbance. **Journal of Ecology** 100: 997-1008.
- Meffe GK, Carroll CR, Groom MJ. 2006. What is Conservation Biology? In: Groom MJ, Meffe GK, Carroll CR (Org.). **Principles of Conservation Biology**. Sinauer Associates, Inc., Massachusetts, p. 3-25.

Menges ES, Dolan RW. 1998. Demographic viability of populations of *Silene regia* in midwestern prairies: relationships with fire management, genetic variation, geographic location, population size and isolation. **Journal of Ecology** 86: 63-78.

Menges ES. 2000. Population viability analysis in plants: challenges and opportunities. **Tree** 15(2): 51-56.

Menges ES. 2007. Integrating demography and fire management: an example from Florida scrub. **Australian Journal of Botany** 55: 261-272.

Menges ES, Quintana-Ascencio PF. 2004. Population viability with fire in *Eryngium cuneifolium* deciphering a decade of demographic data. **Ecological Monographs** 74(1):79-99.

Menges ES, Quintana-Ascencio PF, Weekley CW, Gaoue OG. 2006. Population viability analysis and fire return intervals for an endemic Florida scrub mint. **Biological Conservation** 127: 115-127.

Miranda AC, Miranda HS, Dias IFO, Dias BFS. 1993. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology** 9(3): 313-320.

Miranda HS, Neto WN, Neves BMC. 2010. Caracterização das queimadas de Cerrado. In: Miranda HS (ed.) **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: resultados do Projeto Fogo**. Ibama. p. 23-34.

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

Moreira AG, Klink CA. 2000. Biomass allocation and growth of tree seedlings from two contrasting Brazilian savannas. **Ecotropicos** 13:43-51.

Myers R. 2006. **Living with Fire-Sustaining Ecosystems & Livelihoods Through Integrated Fire Management**. The Nature Conservancy, Tallahassee.

Neves SPS, Conceição AA. 2010. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrotas e sementes, com espécies endêmicas na rocha. **Acta Botânica Brasílica** 24(3): 697-707.

- Neves ACO, Bedê LC, Martins RP. 2011. Revisão sobre os efeitos do fogo em Eriocaulaceae como subsídio para a sua conservação. **Biodiversidade Brasileira** 1(2):50-66.
- Oliveira PE, Gibbs PE, Bianchi M. 1991. Pollination and breeding system of *Vellozia squamata* (Liliales: Velloziaceae): a species of the Brazilian Cerrados. **Acta Botânica Brasílica** 104: 392-398.
- Oliveira RCS. 2013. **Uso e conservação do candombá (*Vellozia sincorana*) planta endêmica da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.
- Oliveira RCS, Schmidt IB, Conceição AA. 2013. **Uso e conhecimento do candombá**. UEFS Editora, Feira de Santana, Bahia.
- Palermo AC, Miranda H. 2012. Efeito do fogo na produção de frutos de *Qualea parviflora* Mart. (Vochysiaceae) em Cerrado sensu stricto. **Revista Árvore** 36(4): 685-693.
- Paritsis J, Raffaele E, Veblen TT. 2006. Vegetation disturbance by fire affects plant reproductive phenology in a shrubland community in northwestern Patagonia, Argentina. **New Zealand Journal of Ecology** 30(3): 387-395.
- Pivello VR. 2011. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecology** 1(7): 24-39.
- Porembski S, Barthlott W. 2000. Granitic and Gneissic Outcrops (Inselbergs) as Centers of Diversity for Desiccation-Tolerant Vascular Plants. **Plant Ecology** 151(1): 19-28.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Raimondo DC, Donaldson JS. 2003. Responses of cycads with different life histories to the impact of plant collecting: simulation models to determine important life history stages and population recovery times. **Biological Conservation** 111: 345-358.
- Rapini A, Ribeiro PL, Lambert S, Pirani JR. 2008. A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. **Megadiversidade** 4(1-2):16-24.

Rodrigues RP, Borges EF, Franca-Rocha W de JS. 2011. Identificação das zonas de ocorrência de incêndios no Parque Nacional da Chapada Diamantina – BA. In: **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Curitiba, PR, Brasil.

Sanaiotti TM, Magnusson WE. 1995. Effects of annual fires on the production of fleshy fruits eaten by birds in a Brazilian Amazonian savanna. **Journal of Tropical Ecology** 11: 53-65.

Sato MN, Miranda HS, Maia JMF. 2010. O fogo e o estrato arbóreo do Cerrado: efeitos imediatos e de longo prazo. In: Miranda HS (Org.). **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do Projeto Fogo**. Ibama/MMA, Brasília, p. 77-92.

Satterthwaite WH, Menges ES, Quintana-Ascencio PF. 2002. Assessing scrub buckwheat population viability in relation to fire using multiple modeling techniques. **Ecological Applications** 12(6): 1672-1687.

Schmidt IB, Figueiredo IB, 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 IB, Sampaio MB, Figueiredo IB, Ticktin T. 2011a. Fogo e artesanato de capim-dourado no Jalapão – Usos tradicionais e consequências ecológicas. **Biodiversidade Brasileira** 2: 67-85.

Schmidt IB, Mandle L, Ticktin T, Gaoue OG. 2011b. What do matrix population models reveal about the sustainability of non-timber forest product harvest? **Journal of Applied Ecology** 48:815-826.

Schmidt IB, Ticktin T. 2012. When lessons from population models and local ecological knowledge coincide – Effects of flower stalk harvesting in the Brazilian savanna. **Biological Conservation** 152: 187-195.

Shackleton C, Shackleton S. 2003. Value of non-timber forest products and rural safety nets in South Africa. In: **International Conference on Rural Livelihoods, Forests and Biodiversity** p. 19-23.

- Shackleton C, Shackleton S. 2004. The importance of non-timber forest products in rural livelihood security and as safety nets: a review of evidence from South Africa. **South African Journal of Science** 100: 658-664.
- Shackleton C, Delang CO, Shackleton S, Shanley P. 2011. **Non-timber forest products: concepts and definitions**. In: Shackleton S, Shackleton C, Shanley P (eds.). Non-timber forest products in the global context. Springer Verlag, Berlin, p. 3-22.
- Silva JF, Raventos J, Caswell H, Trevisan MC. 1991. Population responses to fire in a tropical savanna grass, *Andropogon semiberbis*: a matrix model approach. **The Journal of Ecology** 79(2): 345-355.
- Silva GA. 2013. **Florística e estrutura de campos rupestres com diferentes tempos desde o último incêndio, Chapada Diamantina, Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.
- Silvertown J, Franco M, Pisanty I, Mendoza A. 1993. Comparative plant demography: relative importance of life-cycle components to the finite rate of increase in woody and herbaceous perennials. **The Journal of Ecology** 81(3): 465-476.
- Simon MF, Grether R, Queiroz LP, Skema C, Pennington RT, Hughes CE. 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.
- Sinha A, Brault S. 2005. Assessing sustainability of nontimber forest product extractions: how fire affects sustainability. **Biodiversity and Conservation** 14: 3537-3563.
- 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/>.
- Ticktin T. 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. **Journal of Applied Ecology** 41: 11-21.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 1999. Florida Scrub-Jay (*Aphelocoma coerulescens*). In: Multi-species recovery plan for South Florida. Florida, USA, p. 4-261.
- Vandermeer J. 1978. Choosing category size in a stage projection matrix. **Oecologia** 32(1): 79-84.

Zuidema PA, De Kroon H, Werger MJA. 2007. Testing sustainability by prospective and retrospective demographic analysis: evaluation for palm leaf harvest. **Ecological Applications** 17(1): 118-128.

Whelan RJ. 1995. **The ecology of fire**. Cambridge studies in ecology, New York.

Wroblewski DW, Kauffman JB. 2003. Initial effects of prescribed fire on morphology, abundance and phenology of forbs in Big Sagebrush communities in Southeastern Oregon. **Restoration Ecology** 11(1): 82-90.

Yamada T, Zuidema PA, Itoh A, Yamakura T, Ohkubo T, Kanzaki M, Tan S, Ashton PS. 2007. Strong habitat preference of a tropical rain forest tree does not imply large differences in population dynamics across habitats. **Journal of Ecology** 95:332-342.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo constatou que o fogo desempenha um importante papel para a dinâmica populacional de *V. aff. sincorana*, promovendo crescimento de indivíduos e produção de folhas. Além disso, o fogo parece ser essencial para manutenção de suas populações, já que viabiliza o recrutamento de sementes e favorece o crescimento populacional em longo prazo, de uma espécie que não se reproduz vegetativamente.

As simulações realizadas por meio de modelos matriciais confirmaram a importância da ocorrência de fogo para a manutenção das populações de *V. aff. sincorana* e deram indícios de que a colheita de indivíduos adultos inteiros de *V. aff. sincorana* pode ter efeito negativo em suas populações. Essa técnica de colheita implica na retirada dos indivíduos adultos, os quais são importantes para a manutenção das populações dessa espécie. Portanto, a colheita de ramos de *V. aff. sincorana* é a mais indicada em relação a de adultos inteiros, desde que ocorra em menor intensidade e associada a períodos de fogo e períodos majoritários de ausência de fogo e colheita (repouso).