



CAROLINA NJAIME MENDES

**INFLUÊNCIA DO FOGO E DA
HETEROGENEIDADE AMBIENTAL NA
ESTRUTURA E DINÂMICA POPULACIONAL
DE *Geonoma schottiana* MART. (ARECACEAE)
EM FLORESTA ATLÂNTICA SEMIDECÍDUA**

LAVRAS-MG

2013

CAROLINA NJAIME MENDES

**INFLUÊNCIA DO FOGO E DA HETEROGENEIDADE AMBIENTAL
NA ESTRUTURA E DINÂMICA POPULACIONAL DE *Geonoma
schottiana* MART. (ARECACEAE) EM FLORESTA ATLÂNTICA
SEMIDECÍDUA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Engenharia Florestal, para obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes

LAVRAS-MG

2013

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Mendes, Carolina Njaime.

Influência do fogo e da heterogeneidade ambiental na estrutura e dinâmica populacional de *Geonoma schottiana* Mart. (Arecaceae) em Floresta Atlântica Semidecídua / Carolina Njaime Mendes. – Lavras : UFLA, 2013.

120 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2013.

Orientador: Marco Aurélio Leite Fontes.

Bibliografia.

1. Sub-bosque. 2. Variáveis ambientais. 3. J-reverso. 4. Modelo matricial. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.52642

CAROLINA NJAIME MENDES

**INFLUÊNCIA DO FOGO E DA HETEROGENEIDADE AMBIENTAL
NA ESTRUTURA E DINÂMICA POPULACIONAL DE *Geonoma
schottiana* MART. (ARECACEAE) EM FLORESTA ATLÂNTICA
SEMIDECÍDUA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Engenharia Florestal, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 28 de fevereiro de 2013.

Dr. Ary Teixeira de Oliveira-Filho UFMG

Dr. Paulo Oswaldo Garcia UFLA

Dr. Rubens Manoel dos Santos UFLA

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes

Orientador

LAVRAS-MG

2013

Aos meus pais e à minha irmã, que ao longo de toda minha vida têm estado presentes, torcendo pela minha felicidade.

DEDICO
AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras e ao programa de pós-graduação pela oportunidade concedida.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa ao longo do curso de mestrado.

À administração do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, sem o qual o trabalho não poderia ser realizado.

Ao Marco por ser orientador e amigo durante esta etapa.

Ao Paulinho, pela paciência e grande contribuição.

Aos colegas Gabi, Antônio, Matheus e Rafael, com os quais o trabalho teve início.

Aos colegas de laboratório pela alegria e colaboração nos campos e dias de laboratório, em especial ao Wedley que esteve sempre presente.

Aos amigos, que mesmo de outros cursos, com outros compromissos, estiveram sempre à disposição para trabalhar neste projeto.

Às meninas, Aninha, Stela, Débora, Elis e Poli, pelos momentos de descontração em casa e pela amizade sincera.

Ao Michel que por além de estar presente na minha vida, apoiando, incentivando e dando carinho, também trabalhou um bocado.

Aos meus pais pelo apoio incondicional, segurança e carinho de todos os dias.

A minha irmã, amiga para todas as horas.

A toda a minha família pelo apoio e torcida.

Aos cães queridos que alegam meus dias e que fazem de mim uma pessoa melhor a cada dia.

“Não quero ter a terrível limitação de quem vive apenas do que é passível de fazer sentido. Eu não: quero uma verdade inventada.”

Clarice Lispector

RESUMO

As florestas estacionais semidecíduais são formações extremamente diversas, marcadas pela influência da sazonalidade que faz com que cerca de 30 a 60% de suas folhas caiam na estação seca. A variação na disponibilidade de luz decorrente da deciduidade afeta a qualidade e disponibilidade da luz recebida por espécies de sub-bosque. O objetivo do trabalho é compreender a ecologia da população da espécie de sub-bosque *Geonoma schottiana* Mart. (Arecaceae), no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito em Lavras, Minas Gerais, após um incêndio florestal. Para a análise da dinâmica populacional de plântulas, infantes, jovens, imaturos e reprodutivos da espécie estudada foram coletados semestralmente dados de crescimento, recrutamento e mortalidade de indivíduos em 15 parcelas permanentes, a partir do ano de 2009. As coletas de solo, luminosidade, declividade e precipitação foram correlacionadas à abundância, taxas de recrutamento e mortalidade dos indivíduos em cada parcela. Os parâmetros populacionais foram analisados por meio de um modelo matricial construído para os intervalos demográficos anuais de 2009 a 2011. A estrutura da população apresentou o padrão de J-reverso, indicando estabilidade e altas taxas de recrutamento e mortalidade nas primeiras classes de tamanho. Houve aumento na densidade de indivíduos nas duas primeiras classes de tamanho após o incêndio, provavelmente impulsionado pela eliminação de espécies de Poaceae, antes abundantes na área. A espécie apresenta maior sucesso em áreas com menores porcentagens de abertura de dossel, onde também são observadas as maiores taxas de recrutamento, principalmente para o ano do incêndio. Já a mortalidade é mais frequente em áreas com maior abertura de dossel. A sazonalidade de precipitação mostrou-se altamente correlacionada aos eventos de mortalidade e recrutamento, principalmente nas menores classes de tamanho. As maiores probabilidades contidas na matriz de transição são referentes às permanências, e as análises prospectivas ressaltam o poder destes eventos influenciarem a taxa de crescimento populacional (λ), assim como esperado para espécies de vida longa. O evento estocástico fogo não representou uma ameaça à viabilidade da população de *Geonoma schottiana* na área de estudo, mas o crescimento populacional observado pode ser apenas uma resposta em curto prazo.

Palavras-chave: Florestas Semidecíduais. Populações. Heterogeneidade ambiental. Sub-bosque. Modelo matricial. Fogo.

ABSTRACT

The semideciduous forests are extremely diverse formations, marked by the influence of seasonality which makes about 30 to 60% of their leaves fall in the dry season. The variation in light availability caused by deciduousness affects the quality and availability of light received by understory species. The objective of this work is to understand the population ecology of an understory palm *Geonoma schottiana* Mart. (Arecaceae), in the Ecological Park Quedas of Rio Bonito in Lavras, Minas Gerais after a forest fire. For the analysis of the population dynamics of seedlings; infants, youth, immatures and reproductive classes, species studied were collected semiannually data growth, recruitment and mortality of individuals in 15 permanent plots from the year 2009. Sampling of soil, light, slope and rainfall were correlated with abundance, recruitment and mortality rates of individuals in each plot. The population parameters were analyzed using a matrix model built for the annual demographic ranges from 2009 to 2011. The population structure showed the pattern of J-reverse, indicating stability and high rates of recruitment and mortality in the first size classes. There was an increase in the density of individuals in the first two size classes after the fire, probably driven by the elimination of Poaceae species, once plentiful in the area. The species is most successful in areas with lower percentages of canopy cover, which are also observed higher rates of recruitment, especially for the year of fire. Since mortality is more frequent in areas with higher canopy openness. The seasonality of precipitation was highly correlated with mortality events and recruitment mainly in smaller size classes. The most likely contained in the transition matrix are related to permanence, and prospective analyzes underscore the power of these events influence the population growth rate (λ), as expected for long-lived species. The event stochastic fire did not pose a threat to the viability of the population of *Geonoma schottiana* in the study area, but the population growth can be observed in only a short-term response.

Keywords: Semideciduous forests. Populations. Environmental heterogeneity. Understory. Matrix model. Fire.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

Figura 1	Localização do município de Lavras no estado de Minas Gerais, onde se localiza a área de estudo.....	39
Figura 2	Perfil representando a distribuição dos tipos fisionômicos da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito (OLIVEIRA-FILHO; FLUMINHAN-FILHO, 1999).....	40
Figura 3	Distribuição geográfica de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 1995), onde os símbolos cheios representam informações de herbários ou monografias e os vazios correspondem a citações em levantamentos florísticos.....	42
Figura 4	Esquema da posição dos conjuntos de parcelas no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, onde a linha marrom representa uma trilha e a linha azul um rio. Os pontos vermelhos dentro das parcelas representam áreas que pegaram fogo.....	43
Figura 5	Esquema da disposição das subparcelas de 2,25m ² dentro da parcela de 20 m ² (as subdivisões na parcela são para efeito de melhor compreensão, mas não existem no campo).....	43
Figura 6	Predomínio de <i>Parodiophyllochloa penicillata</i> (Nees ex Trin.) Zuloaga & Morrone e baixa densidade de árvores na parcela P4 (à esquerda) e trilhas feitas na vegetação (à direita).....	48
Figura 7	Regeneração <i>Croton urucurana</i> Baill. e bambu junto a parte de uma das árvores que se encontram caídas nas parcelas P14 e P15.....	50
Figura 8	Correlação entre a porcentagem de abertura do dossel coletada em 2011 e 2012 em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG.....	60
Figura 9	Correlações entre a abundância de indivíduos de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. em cada parcela e a porcentagem de abertura do dossel para os anos de 2010 e 2011 em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras - MG. As parcelas simbolizadas por pontos foram atingidas pelo fogo e as parcelas simbolizadas por x representam aquelas que não foram afetadas pelo incêndio em 2011.....	61

Figura 10	Correlações entre a taxa de recrutamento de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. em cada parcela e a porcentagem de abertura do dossel para os anos de 2010 e 2011 em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG.....	62
Figura 11	Correlações entre a taxa de mortalidade de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. em cada parcela e a porcentagem de abertura do dossel para os anos de 2010 e 2011 em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG.....	63
Figura 12	Correlação entre a porcentagem de abertura do dossel e a declividade de cada parcela em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG.....	64
Figura 13	Análise de componentes principais (PCA) onde M10 e M11 representam as mortalidades dos anos de 2010 e 2011, R10 e R11 o recrutamento e N10 e N11 as abundâncias de cada um dos anos para <i>Geonoma schottiana</i> Mart.....	65
Figura 14	Correlação entre a declividade de cada parcela e a abundância de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG.....	66
Figura 15	Correlação entre a declividade de cada parcela e a taxa de recrutamento de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG.....	67
Figura 16	Correlação entre a declividade de cada parcela e a taxa de mortalidade de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG.....	68
Figura 17	Dados semestrais de precipitação do município de Lavras - MG, mortalidade e recrutamento das cinco classes de tamanho observadas para a população de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. em floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.....	70
CAPÍTULO 3		
Figura 1	Ciclo de vida para a população de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.....	89

Figura 2	Modelo de uma matriz de transição, onde a diagonal principal refere-se às probabilidades de permanência na mesma classe; já os valores abaixo da diagonal principal são as probabilidades de passagem de uma classe inferior para uma classe superior; os valores acima da diagonal principal referem-se às probabilidades de retração e F representa a fecundidade da classe reprodutiva (CASWELL, 2001).....	90
Figura 3	Vetor coluna contendo o número total de indivíduos em cada uma das classes de tamanho.....	91
Figura 4	Histograma de frequência com as densidades relativas de indivíduos de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. por classe de tamanho para os dois anos de estudo, 2010 (preto) e 2011 (cinza).....	96
Figura 5	Histograma de frequência com as mortalidades relativas a cada classe de tamanho dentro da população de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. para os dois anos de estudo 2010 (preto) e 2011 (cinza).....	97
Figura 6	Histograma de frequência das regressões ocorridas entre as classes de tamanho de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. para os dois anos de estudo 2010 (preto) e 2011 (cinza). As abreviações correspondem às classes de tamanho: Plântula (Plâ), Infante (Inf), Jovem (Jov) e Imaturo (Ima).....	97
Figura 7	Comportamento do número de indivíduos de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. nos anos de 2010 e 2011. Os valores projetados para cada ano vão até o ano em que a população atinge a distribuição estável de estágios.....	101

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2

Tabela 1	Caracterização dos estádios ontogenéticos e classes de tamanho estabelecidas para <i>Geonoma schottiana</i> Mart. no Parque ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG.....	46
Tabela 2	A tabela apresenta as densidades de indivíduos de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. de cada parcela para cada classe de tamanho para o ano de 2010, além dos valores extrapolados para 1 hectare de amostragem. Estudo realizado em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG.....	55
Tabela 3	A tabela apresenta as densidades de indivíduos de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. de cada parcela para cada classe de tamanho para o ano de 2010, além dos valores extrapolados para 1 hectare de amostragem. Estudo realizado em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG.....	56
Tabela 4	A tabela apresenta a mortalidade de indivíduos de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. em cada parcela para cada classe de tamanho para o ano de 2010, além dos valores extrapolados para 1 hectare de amostragem. Estudo realizado em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG.....	57
Tabela 5	A tabela apresenta a mortalidade de indivíduos de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. em cada parcela para cada classe de tamanho para o ano de 2011, além dos valores extrapolados para 1 hectare de amostragem. Estudo realizado em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG.....	58
Tabela 6	A análise de variância a um nível de significância de $\alpha < 0,05$ para as amostras de solo dos três blocos de parcelas. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os parâmetros analisados.....	59
CAPÍTULO 3		
Tabela 1	Matrizes de transição para os dois intervalos de estudo contendo as probabilidades de ocorrência de cada evento indicado para a população de <i>Geonoma schottiana</i> Mart.....	99

Tabela 2	Valor reprodutivo (v), distribuição estável de estádios (w) e distribuição estável de estádios observada (obs) para a população de <i>Geonoma schottiana</i> Mart., onde letras iguais indicam que não houve diferenças significativas (Teste G) entre w e obs.....	100
Tabela 3	Análises de sensibilidades para os dois anos de estudo contendo as contribuições de cada transição para a taxa finita de crescimento (λ) na população de <i>Geonoma schottiana</i> Mart.....	102
Tabela 4	Análises de elasticidades para os dois anos de estudo, 2010 e 2011 para a população de <i>Geonoma schottiana</i> Mart. contendo as contribuições relativas de cada transição para a taxa finita de crescimento (λ).....	103

SUMÁRIO

	CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL.....	16
1	INTRODUÇÃO.....	17
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	18
2.1	Florestas tropicais.....	18
2.2	A Família Arecaceae e a espécie <i>Geonoma schottiana</i> Mart.....	19
2.3	Dinâmica de populações.....	21
2.4	Fatores abióticos.....	53
3	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	25
	REFERÊNCIAS.....	26
	CAPÍTULO 2 INFLUÊNCIA DA HETEROGENEIDADE AMBIENTAL E DO FOGO NA ESTRUTURA E DINÂMICA POPULACIONAL DE <i>GEONOMA SCHOTTIANA</i> MART. (ARECACEAE) EM FLORESTA ATLÂNTICA SEMIDECÍDUA..	35
1	INTRODUÇÃO.....	38
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	39
2.1	Área de estudo.....	39
2.2	Espécie estudada.....	41
2.3	Coleta e análise dos dados.....	42
2.3.1	Estrutura populacional.....	45
2.3.2	Caracterização ambiental das parcelas.....	47
2.3.3	Variáveis ambientais.....	50
3	RESULTADOS.....	53
3.1	Estrutura populacional.....	53
3.2	Variáveis ambientais.....	58
4	DISCUSSÃO.....	71
4.1	Estrutura populacional.....	71
4.2	Variáveis ambientais.....	74
5	CONCLUSÃO	78
	REFERÊNCIAS.....	79
	CAPÍTULO 3 ANÁLISE MATRICIAL DA DINÂMICA POPULACIONAL DE <i>GEONOMA SCHOTTIANA</i> MART. (ARECACEAE) EM FLORESTA ATLÂNTICA SEMIDECÍDUA PÓS-INCÊNDIO.....	84
1	INTRODUÇÃO.....	87
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	88

2.1	Análise dos dados.....	88
2.1.1	Estrutura populacional.....	88
2.1.2	Modelo matricial.....	88
2.1.3	Análises prospectivas.....	93
3	RESULTADOS.....	95
3.1	Estrutura populacional.....	95
3.2	Modelo matricial.....	98
4	DISCUSSÃO.....	104
4.1	Estrutura populacional.....	104
4.2	Modelo matricial.....	107
5	CONCLUSÃO.....	111
	REFERÊNCIAS.....	112

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL

1 INTRODUÇÃO

As palmeiras são amplamente distribuídas nos trópicos e encontradas em restingas, desertos, cerrados e florestas, sendo que nas florestas estas estão presentes em todos os estratos. A espécie estudada, *Geonoma schottiana* Mart., habita o sub-bosque de florestas tropicais e sua distribuição se estende até a região Centro-Oeste do país por meio das matas de galeria. É importante para a comunidade animal, pois trata-se de uma espécie que frutifica ao longo de todo o ano e de maneira assincrônica, sendo fonte de recurso em épocas de escassez.

A maneira como espécies e ambiente interagem diz muito da ecologia destes indivíduos, e a análise aprofundada das variáveis ambientais, associada a estudos de dinâmica de populações permite maior aprofundamento no conhecimento das comunidades vegetais, funcionando como uma lente de aumento que esclarece o comportamento das populações e a maneira como estas se justapõem preenchendo os nichos disponíveis na floresta. As análises matriciais são ferramentas eficientes na determinação das taxas demográficas de cada estágio ontogenético da população. Estas informações são úteis para tomadas de decisões relacionadas ao manejo de espécies exploradas comercialmente, além de ser ferramenta essencial para a conservação de espécies ameaçadas seja por distúrbios antrópicos, como a fragmentação e o extrativismo, como por eventos naturais estocásticos como o fogo, secas prolongadas e herbivoria.

O fogo atípico que atingiu a área de floresta semidecídua do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito em setembro de 2011 revelou-se uma oportunidade rara para o estudo de dinâmica em áreas atingidas pelo fogo. Portanto, o objetivo deste trabalho foi compreender a ecologia de uma população de *Geonoma schottiana* em uma área de Floresta Atlântica Semidecídua pós-incêndio, associando a sua dinâmica às variações ambientais presentes no local.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Florestas tropicais

As florestas são sistemas complexos de interações; cada parte evolui para dar continuidade ao ecossistema através de gerações consecutivas de organismos (KIMMINS, 2004) e sua estrutura é a forma como as espécies e suas populações estão dispostas, moldando a organização da comunidade (RICKLEFS, 2009). As florestas tropicais são acometidas por diferentes frequências e intensidades de perturbações, disponibilizando uma maior diversidade de nichos. Isso faz delas um mosaico onde a abundância relativa de espécies em diferentes guildas de regeneração é afetada (SAKUKHÁN et al., 1985; MARTINEZ-RAMOS et al., 1988; NUNES et al., 2003). As mudanças ocorrem em níveis individuais e populacionais devido aos balanços entre crescimento, mortalidade e recrutamento (FELFILI, 1995).

Estas comunidades extremamente diversas, tanto em grupos taxonômicos quanto em guildas, nos permitem encontrar espécies em diferentes estratos da vegetação (RAVEN, 1997; POORTER et al., 2006). Dentre as formações florestais existentes no Brasil, a Floresta Estacional Semidecidual encontra-se inserida no domínio da Mata Atlântica (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000) e tem como característica marcante a perda de 30 a 60% de suas folhas na estação seca (OLIVEIRA-FILHO, 2009). E eventos como a abertura de clareiras em ambientes sombreados, tal como o sub-bosque das florestas tropicais (WHITMORE, 1978), seja causada pela queda parcial das folhas do dossel em Florestas Semidecíduais ou pela queda de galhos e árvores, influenciam a porcentagem de radiação fotossinteticamente ativa que atinge o chão das florestas (CHAZDON; FETCHER, 1984). Sendo, então, de extrema importância não só para espécies pioneiras (DALLING et al., 1998), mas

também àquelas tolerantes a sombra em ambientes onde o recurso luz é limitado (KOBÉ, 1999).

Muitas vezes as palmeiras dominam o sub-bosque das florestas neotropicais (MARTINEZ-RAMOS et al., 1988; HODEL, 1992) servindo como um filtro para o crescimento e estabelecimento de espécies arbóreas (PIÑERO et al., 1986), já que sombreiam o sub-bosque de maneira severa devido a disposição espiralada ((DUURSMA et al. 2010) e formato de suas folhas.

2.2 A Família Arecaceae e a espécie *Geonoma schottiana* Mart.

As palmeiras (Arecaceae) formam um grupo isolado dentro das Monocotiledôneas e estão entre as plantas mais antigas do planeta, tendo vestígios de sua existência há mais de 120 milhões de anos (UHL; DRANSFIELD, 1987). Hoje sua distribuição é praticamente restrita aos trópicos (UHL; DRANSFIELD, 1987), mas sabe-se que no Oligoceno e Mioceno palmeiras que hoje só ocorrem em regiões tropicais já habitaram a Europa Ocidental (LORENZI et al., 2010).

A alometria de palmeiras difere da alometria de indivíduos arbórescentes de dicotiledôneas e coníferas por não apresentar crescimento secundário e ramificações (MEINZER et al., 2011). Estudos alométricos têm demonstrado que a altura e o diâmetro nem sempre apresentam uma proporção direta, podendo se modificar ao longo do tempo (SCHATZ et al., 1985; RICH, 1986; TOMLINSON, 1990). E a família Arecaceae também é amplamente utilizada pelo homem, tanto em construções e artesanatos quanto na alimentação (CLEMENT et al., 2005; RIBEIRO et al., 2007; SOUZA; LORENZI, 2008).

O gênero *Geonoma* (subfamília Arecoideae, tribo Geomeae) é representado por cerca de 50 espécies largamente distribuídas nas Américas (OSTROG; BARBOSA, 2009). A espécie *Geonoma schottiana* Mart., assim

como outras do gênero, é uma palmeira de sub-bosque associada a solos úmidos (CHAZDON, 1991; OLIVEIRA FILHO; RATTER, 1995). Segundo estes autores, a distribuição da espécie se estende da Mata Atlântica até o Brasil central através das matas de galeria.

Espécies do gênero *Geonoma* são de difícil identificação (CHAZDON, 1991; HENDERSON, 2011), devido ao fato de estarem em complexos grupos taxonômicos. *Geonoma schottiana*, segundo HENDERSON; GALEANO; BERNAL (1995), está em um grupo que inclui *Geonoma gastoniana* Glaz. ex Drude, *Geonoma gamiova* Barb. Rodr, *Geonoma brevispatha* Barb. Rodr e *Geonoma pohliana* Mart.. Esta situação foi confirmada neste trabalho quando observou-se uma publicação onde uma outra espécie é chamada de *Geonoma schottiana* (PORTELA; SANTOS, 2011). Chegou-se a conclusão de que as espécies estudadas não são as mesmas a partir das fotografias apresentadas no trabalho de Portela e Santos, (2011), onde tanto as folhas quanto o estirpe são diferentes, além da altura média citada que é de 1 a 3 metros. Já a espécie estudada por Sampaio e Scariot (2008), tratada como *Geonoma schottiana*, é a mesma estudada no presente trabalho, sendo que esta informação foi obtida por meio de comunicação pessoal com o autor.

Geonoma schottiana estende sua distribuição até o Brasil central através de matas ciliares (OLIVEIRA FILHO; RATTER, 1995). Este tipo de formação florestal tem papel fundamental na proteção das águas que ladeiam, haja vista que sua presença diminui a erosão das encostas, aumenta o teor de matéria orgânica na água participando da cadeia trófica aquática e mantém a perenidade das águas (OLIVEIRA FILHO et al., 1994). As matas de galeria proporcionam um ambiente úmido e sombreado capaz de abrigar espécies que não toleram as condições ambientais do Cerrado (SANTIAGO et al., 2005).

2.3 Dinâmica de populações

Thomas Malthus não foi o primeiro a estudar o crescimento geométrico de populações, mas foi o primeiro a trazer à tona as consequências do mesmo. A partir deste ponto, Darwin levantou questões relacionadas à fecundidade e mortalidade como agentes capazes de equilibrar o tamanho das populações (MAY; MACLEAN, 2007). Portanto, a ecologia de populações constitui-se dos estudos de seus tamanhos e distribuições somados ao estudo dos processos biológicos que os determinam (BEGON et al., 1996). Mantovani (2003) afirma que se sabe pouco das propriedades das populações tropicais, e o estudo da dinâmica populacional contribui para o entendimento de como as populações respondem a heterogeneidade espacial e temporal (BRUNA; OLI, 2005).

Supor que os indivíduos de uma população apresentam taxas demográficas idênticas é um erro grosseiro (MAY; MACLEAN, 2007). Sendo assim, a tabela de vida é útil neste sentido, descrevendo as características de cada estágio de vida ou classe etária (GOTELLI, 2009). Nem sempre existe a possibilidade de trabalhar com cortes, tal como na tabela de vida dinâmica, porque existem alguns empecilhos práticos, tais como populações com ciclo de vida longo e gerações sobrepostas (BEGON et al., 2006). A tabela de vida estática, assim como a dinâmica, é uma maneira de sumarizar os dados demográficos de uma população e, para sua criação, é preciso dividir a população em classes de tamanho, divisão feita de maneira arbitrária (EASTERLING et al., 2000). Em estudos com espécies arbóreas, a divisão em estágios ontogenéticos é mais utilizada não somente pela dificuldade na determinação da idade dos indivíduos, mas também pelo fato de ser mais representativa ecologicamente, dado que os indivíduos se desenvolvem de

acordo com suas oportunidades, sendo possível encontrar indivíduos da mesma idade em estágios ontogenéticos distintos (MEINZER et al., 2011)

Após a divisão de classes, é montada uma matriz de transição que contém as probabilidades de transição intra e interclasses de tamanho, descrita por Lefkovitch (1965). Assim, por meio da modelagem populacional, é possível prever a abundância futura de uma população utilizando nascimentos passados e taxas de mortalidade (SHULTZ et al., 1999). Também é possível realizar análises prospectivas e retrospectivas. Dentre as primeiras, estão a sensibilidade e a elasticidade, derivativos da taxa de crescimento populacional (λ), sendo a sensibilidade indicada para ações de manejo e a elasticidade para comparações entre populações (SILVERTOWN et al., 1996; de KROON et al., 2000; CASWELL, 2001).

Já a análise retrospectiva avalia o impacto real ocorrido em λ , investigando a importância das contribuições da história de vida e das taxas demográficas passadas no λ atual (CASWELL, 2000; BRUNA, 2003). Estes parâmetros são utilizados para o conhecimento de espécies nativas, visando seu manejo nos casos de exploração (RODRÍGUEZ-BURITICÁ et al., 2005; FANTINI; GURIES 2007; LIMA, 2011; PORTELA; SANTOS, 2011), assim como conservação propriamente dita, diante da fragmentação de habitats (OLMSTED; ALVAREZ-BUYLLA, 1995; BRUNA; OLI, 2005; SAMPAIO, 2008;). Sua utilização também se destaca no estudo da dinâmica de espécies exóticas, determinando seu potencial como invasora de ecossistemas e, a partir dos resultados obtidos, é possível direcionar futuras ações de manejo (ABREU; RODRIGUES, 2010).

Em florestas tropicais é comum a sumarização dos dados das alterações de populações ao longo do tempo utilizando taxas de mortalidade, recrutamento ou de rotatividade (SHEIL; MAY, 1996). O autor também afirma que, apesar das taxas de mortalidade e recrutamento das árvores variarem em pequenas

escalas, temporal e espacial, o cálculo da taxa vital de crescimento (λ) ainda é amplamente aceito para caracterizar populações que foram observadas por longos períodos de tempo em vastas áreas amostrais. Os métodos de estimativas são baseados em modelos que supõem uma população homogênea, com indivíduos que têm uma probabilidade igual e constante de mortalidade e recrutamento, o que não é válido para populações heterogêneas (SHEIL; MAY, 1996). Segundo Whitmore (1997), são destinados poucos esforços aos estudos de populações, tendo em vista as altas taxas de destruição, e a redução no tamanho das populações tem como consequência o aumento das taxas de endogamia (ELDRIDGE; GRIFFIN, 1983) e consequente diminuição da capacidade adaptativa das espécies. Esta capacidade de as espécies se modificarem frente às mudanças é essencial, visto que tanto populações quanto comunidades são influenciadas por inúmeros fatores, sendo eles bióticos e abióticos (PIMM, 1984; HUTCHINGS, 1997).

2.4 Fatores abióticos

A caracterização microclimática da floresta envolve inúmeras variáveis. Entretanto, quando se trata de palmeiras, que tendem a ter seu crescimento concentrado em um período do ano, onde a luminosidade (WRIGHT; VAN SCHAİK, 1994) e a precipitação (LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1984) são maiores, esta caracterização se faz relevante. Soma-se que a radiação solar é fator limitante para o desenvolvimento de plantas associadas ao sub-bosque da floresta, tanto quando em baixas concentrações (BALDERRAMA; CHAZDON, 2005; BERNACCI et al., 2008) quanto em abundância (PAULILO, 2000). Já a precipitação destaca-se principalmente em ambientes sazonais, onde o recurso não é abundante ao longo de todo o ano.

Dentre os fatores estocásticos destaca-se o fogo que, segundo Gatsuk et al. (1980), exerce uma grande influência na história de vida de muitas populações de plantas. As respostas das plantas aos impactos do fogo variam conforme a intensidade e com a fitofisionomia atingida (SILVA et al., 2005). Cochrane (2003) ressalta que as florestas são bem mais sensíveis aos efeitos do fogo e Silva et al. (2005) afirmam que muitos dos danos causados pelos incêndios ainda são pouco conhecidos, dada as oportunidades escassas de se estudarem seus impactos em áreas protegidas (GATSUK et al., 1980; HOFFMAN et al., 2012).

Os distúrbios contribuem para a formação da estrutura, composição e dinâmica de comunidades tropicais aumentando a heterogeneidade ambiental ao longo do espaço e do tempo (SHEIL; BURSLEM, 2003). A sensibilidade das florestas atingidas pelo fogo está ligada à sua baixa resiliência (OLIVEIRA-FILHO; FLUMINHAN-FILHO, 1999), ou seja, apesar de ser uma fisionomia mais resistente ao fogo, devido à sua alta umidade relativa (COCHRANE, 2003), apresenta dificuldades de se recuperar após este evento. A vegetação de sub-bosque é atingida de maneira mais severa pelo fogo por apresentar menor porte e, conseqüentemente, menor proteção contra os incêndios (UHL; BUSCHBACHER, 1985). Entretanto, quando se trata de palmeiras existem espécies que apresentam resistência ou até mesmo que são dependentes deste evento para completarem seu ciclo de vida (HOUGH, 1968; HNATIUK, 1977; UHL; DRANSFIELD, 1987; ANDERSON et al., 1991; RATSIRARSON, 1993; ORWA et al., 2009; MIOLA et al., 2010).

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A espécie em questão neste trabalho, *Geonoma schottiana* Mart., é uma palmeira de sub-bosque (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 1995), com ocorrência no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, localizado no município de Lavras, Minas Gerais. A área foi recentemente atingida por um incêndio que, além de atingir as formações tipicamente adaptadas ao fogo, tais como campo de altitude, campo rupestre e cerrado (OLIVEIRA-FILHO; FLUMINHAN-FILHO, 1999), atingiu parte da floresta de maneira agressiva. O incêndio ocorreu no final da estação seca e um dos motivos para ter se estendido por uma vasta área florestal foi provavelmente o acúmulo de matéria orgânica no solo (serrapilheira) e a baixa umidade relativa do ar. O monitoramento da espécie na área está sendo realizado desde o ano de 2009 e com a utilização de 15 parcelas permanentes. A população foi dividida em cinco classes de tamanho para que fossem analisadas as taxas demográficas de cada um delas, e com isso suas respostas às variáveis ambientais analisadas. Estas variáveis são: solo, abertura de dossel, precipitação e declividade, além do fogo que atingiu 10 das 15 parcelas do trabalho no segundo semestre de 2011, propiciando uma pesquisa atrativa e ecologicamente relevante.

REFERÊNCIAS

ABREU, R. C. R.; RODRIGUES, P. J. F. P. Exotic tree *artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 61, n. 4, p. 677-688, Out./Dec. 2010

ANDERSON, A.B.; MAY, P.H.; BALICK, M.J. **The subsidy from nature:** palm forests, peasantry and development on an Amazonian Frontier, New York: Columbia University Press, 1991. p. 233

BALDERRAMA, S.I.V.; CHAZDON, R.L. Light-dependent seedling survival and growth of four tree species in Costa Rican second-growth rain forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.21, n.4, p.383-395, Jul. 2005.

BEGON, M.; MORTIMER, M.; THOMPSON, D.J. **Population ecology:** an unified study of animals and plants. 3th ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1996. 247p.

BERNACCI, L. C.; MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A .M. Estrutura de estádios ontogenéticos em população nativa da palmeira *Syagrus romanzofiana* (Cham.) Glassman (Arecaceae). **Acta Botânica Brasileira**, Feira de Santana, v. 22, n. 1, p. 119-130, 2008.

BRUNA, E. Are plant populations in fragmented habitats recruitment limited? Tests with an Amazonian herb. **Ecology**, Ithaca, v. 84, v.4, p. 932-947, Apr. 2003.

BRUNA, E. M.; OLI, M. K. Demographic effects of habitat fragmentation on a tropical herb: life-table response experiments. **Ecology**, Ithaca, v.86, n.7, p. 1816-1824, July 2003.

CASWELL, H. Prospective and retrospective perturbation analyses: their roles in conservation biology. **Ecology**, Ithaca, v. 81, 619-627, 2000.

CHAZDON, R.L. Plant size and form in the understory palm genus *Geonoma*: are species variations on a theme? **American Journal of Botany**, St. Louis, v.78, N. 5, p.680-694, 1991.

CHAZDON, R. L.; FETCHER, N. Photosynthetic light environments in a lowland tropical rain forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, London, v. 72, p. 553-564, 1984.

CLEMENT, C. R.; LLERAS PÉREZ, E.; LEEUWEN, J. van. O potencial das palmeiras tropicais no Brasil: acertos e fracassos das últimas décadas. **Agrociências**, Montevideo, v 9, n 1-2, p 67-71, 2005

COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. **Nature**, v. 42, p. 913-919, 2003.

DALLING, J. W.; HUBBELL, S.P.; SILVERA, K. Seed dispersal, seedling establishment and gap partitioning among tropical pioneer trees. **Journal of Ecology**, London, v. 86, n. 4, p. 674–689, Aug. 1998.

DUURSMA, R.A.; MAKELA, A.; REID, D.E.B.; JOKELA, E.J.; PORTE, A.J.; ROBERTS, S.D. Self-shading affects allometric scaling in trees. **Functional Ecology**, London, v.24, n. 4, p.723–730, Aug. 2010.

EASTERLING, M.R.; ELLNER, S.P.; DIXON, P.M. Size-specific sensitivity: applying a new structured population model. **Ecology**, Ithaca, v.81, p.694–708, 2000.

FANTINI, A.C.; GURIES R.P. Forest structure and productivity of palmitero (*Euterpe edulis* Martius) in the Brazilian Mata Atlântica. **Forest Ecology and Management**, Fort Collins, v. 242, p.185-194, 2007.

FELFILI, J.M. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, v.117, p.1-15, 1995.

GATSUK, L. E.; SMIRNOVA, O. V.; VORONTZOVA, L. I.; ZAULGOLNOVA, L.B.; ZHUKOVA, L.A. Age states of plants of various growth forms – a review. **Journal of Ecology**, London, v. 68, p. 675-696, 1980.

GOTELLI, N.J. **Ecologia**. 4.ed. Londrina: Planta, 2009.

HENDERSON, A. A revision of *Geonoma* (Arecaceae). **Phytotaxa**, v.17, p.1-271, Feb. 2011.

HENDERSON, A.; GALEANO, G.; BERNAL, R. **Field guide to the palms of the Americas**. Princeton: Princeton University Press, 1995.

HNATIUK, R.J. Population structure of *Livistona eastonii* Gardn., Mitchell Plateau, Western Australia. **Australian Journal Ecology**, v. 2, n. 4, p.461-466, Dec. 1977.

HODEL, D. R. **Chamaedorea palms: the species and their cultivation**. Lawrence: International Palm Society, 1992.

HOFFMANN, W. A.; GEIGER, E. L.; GOTSCH, S. G.; ROSSATTO D.R.; SILVA, L.C.R.; LAU, O.L.; HARIDASAN, M.; FRANCO, A. C. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, Hoboken, v.15, n.7, p. 759–768, July 2012.

HOUGH, W.A. Carbohydrate reserves of saw-palmetto: seasonal variation and effects of burning. **Forest Science**, v. 14, n. 4, p. 399-405, Dec. 1968.

HUTCHINGS, M. J. The structure of plant populations. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.). **Plant Ecology**. Oxford: Blackwell Scientific, 1997.

KIMMINS, J.P. **Forest ecology: a foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry**. 3rd ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2004.

KOBE, R. K. Light gradient partitioning among tropical tree species through differential seedling mortality and growth. **Ecology**, Ithaca, v. 80, n. 1, p. 187–201, Jan. 1999.

KROON, H.de; GROENENDAEL, J. van; EHRLÉN, J. Elasticities: a review of methods and model limitations. **Ecology**, Ithaca, v.81, n.3, p.607-618, Mar. 2000.

LEFKOVITCH, L.P. The study of population growth in organisms grouped by stages. **Biometrics**, Washington, DC, v.21, n.1, p.1-18, Mar. 1965.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. The causes and consequences of synchronous flushing in a dry tropical forest. **Biotropica**, Lawrence, v.16, n. 3, p.193-201, Sept. 1984.

LIMA, V.V.F. **Estrutura e dinâmica de populações de coquinho-azedo (*Butia capitata* (Mart.) Beccari; *Arecaceae*) em áreas de extrativismo no Norte de Minas Gerais**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2011.

LORENZI, H.; KAHN, F.; NOBLICK, L.R.; FERREIRA, E. **Flora brasileira Lorenzi: arecaceae (plameiras)**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2010.

MANTOVANI, W. Ecologia da floresta pluvial Atlântica. In: Claudino-Sales, V. (Org.). **Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação**. Fortaleza: Expressão, 2003.

MARTINEZ-RAMOS, M.; ALVAREZ-BUYLLA, E.; SARUKHAN, J.; PINERO, D. Treefall age determination and gap dynamics in a tropical forest. **Journal of Ecology**, London, v. 76, n. 3, p.700-716, Sept. 1988.

MAY, R. M.; McLEAN, A.R. **Theoretical ecology: principles and applications**. Oxford: Oxford University Press, 2007.

MEINZER, F. C.; LACHENBRUCH, B.; DAWSON T. E. **Size- and Age-Related Changes in Tree Structure and Function**. Dordrecht: Springer, Heidelberg London New York. v. 4, cap. 3 pg 174, 2011.

MIOLA, D.T.B.; CORREIA, H.V.L.; FERNANDES, G.W.; NEGREIROS, D. Efeito do fogo na fenologia de *Syagrus glaucescens* Glaz. ex Becc. (Arecaceae). **Neotropical Biology and Conservation**, São Leopoldo, v. 5, n.3, p.146-153, Sept./Dec. 2010.

NUNES, Y.R.F.; MENDONÇA, A.V.R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA FILHO, A.T. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botânica Brasilica**, São Paulo, v.17, n.2, p. 213-229, 2003.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; ALMEIDA, R.J.; MELLO, J.M.; GAVILANES, M. L. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho da mata ciliar do córrego Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.17, n.1, p. 67-85, 1994.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; RATTER, J.A. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburgh Journal of Botany**, Cambridge, v.52, n.2, p.141-194, July 1995.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; FLUMINHAN FILHO, M. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, Lavras, v.5, n.2, p. 50-63, 1999.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; FONTES, M.A L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in south-eastern Brazil, and the influence of climate. **Biotropica**, Lawrence, v.32, n.4b, p. 793-810, Dec. 2000.

OLIVEIRA FILHO, A.T. Classificação das fitofisionomias da América do Sul cisandina tropical e subtropical: proposta de um novo sistema – prático e flexível – ou uma injeção a mais de caos? **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v.60, n.2, p. 237-258, 2009.

OLMSTED, I.; ALVAREZ-BUYLLA, E.R. Sustainable harvesting of tropical trees: demography and matrix models of two palm species in Mexico. **Ecological Applications**, Washington, DC, v.5; n.2, p.484-500, Mayo 1995.

ORWA, C.; MUTUA, A.; KINDT, R.; JAMNADASS R.; ANTHONY, S. **AgroForest Tree Data Base: a tree Reference and Selection** versio n. 4.0. 2009. Disponível em: (<http://www.worldagroforestry.org/sites/treedbs/treedatabases.asp>).

OSTROROG, D.R.V.; BARBOSA, A.A.A. Biologia reprodutiva de *Geonoma brevispatha* Barb. Rodr. (Arecaceae) em mata de galeria inundável em Uberlândia, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.32, n.3, p.479-488, jul./set. 2009.

PAULILO, M.T.S. Ecofisiologia de plântulas e plantas jovens de *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae): comportamento em relação à variação de radiação solar. In: REIS, M.S.; REIS, A. (Ed.). **Euterpe edulis (Palmitreiro):** biologia, conservação e manejo. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 2000. p. 93–105.

PIÑIERO, D.; SARUKH, J. Reproductive behaviour and its individual variation in a tropical palm, *Astrocaryum mexicanum*. **Journal Ecology**, London, v. 70, n.2, p.461-472, July 1982.

PIMM, S. L. The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, Cambridge, v. 307, n. 5949, p. 321-326, Jan. 1984

POORTER, L.; BONGERS, L.; BONGERS, F. Architecture of 54 moist-forest tree species: traits, trade-offs, and functional groups. **Ecology**, Ithaca, v. 87, n.5, p. 1289–1301, May 2006.

PORTELA, R.C.Q.; SANTOS, F.A.M. 2011. Caracterização dos estádios ontogenéticos de três espécies de palmeiras: uma proposta de padronização para estudos de dinâmica populacional. **Revista Brasileira de Botânica**, Rio de Janeiro, v.34, n.4, p.523-535, out./dez. 2011.

RATSIRARSON, J. Importance économique et menace d'un palmier en danger de Madagascar: *Neodypsis decaryi*. **Akon'ny Ala**, v.2, p.24-25, 1993a.

RAVEN, P.H. Nossas decrescentes florestas tropicais. In: WILSON, E.O. (Ed.). **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. p. 153-157.

REITZ, R. P.; KLEIN, R.M. **Flora ilustrada catarinense**: palmeiras. Itajaí: Herbario Barbosa Rodrigues, 1974. 189 p.

RIBEIRO, I. A. S.; ARAÚJO, M. G. P.; SANTANA, A. F. Palmeiras no Parque Municipal do Mindu, Manaus, Amazonas, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n.1, p 888-890, 2007. Suplemento.

RICH, P.M. Mechanical architecture of arborescent rain forest palms. **Principes**, v. 30, n. 3, p. 117-131, July 1986.

RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**: um livro-texto em ecologia básica. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara-Koogan, 2009. 503p.

RODRÍGUEZ-BURITICÁ, S.; ORJUELA, M.A.; GALEANO, G. Demography and life history of *Geonoma orbignyana*: An understory palm used as foliage in Colombia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 211, n. 3, p. 329-340, June 2005.

SAMPAIO, M. B.; SCARIOT, A. Growth and reproduction of the understory palm *Geonoma schottiana* Mart. in the gallery forest in Central Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.31, n.3, p.433-442, Jul./Set. 2008.

SANTIAGO, J.; SILVAJÚNOR, M. C.; LIMA, L. C. Fitossociologia da regeneração arbórea na Mata de Galeria do Pitoco (IBGE-DF), seis anos após fogo acidental. **Scientia Forestalis**, São Paulo, n. 67, p.64-77, abr. 2005.

SARUKHÁN, J.; PINERO, D.; MATINEZ-RAMOS, M. Plant demography: a community-level interpretation. In: HAPER, J. L. **Studies on plant demography**. London: Academic, 1985. p. 17-31.

SCHATZ, G.E.; WILLIAMSON, G.B.; COGSWELL, C.M.; STAM, A.C. Stilt roots and growth of arboreal palms. **Biotropica**, Lawrence, v.17, n. 3, p. 206-209, Sept. 1985.

SHEIL, D.; BURSLEM, D.F.R.P. Disturbing hypotheses in tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v.18,n. 1, p.18-26, Jan. 2003.

SHEIL, D.; MAY, R.M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, London, v. 84, n. 1, p. 91-100, 1996.

SHULTZ, S.M.; DUNHAM, A.E.; ROOT, K.V., SOUCY, S. L.; CARROLL, S.D.; GINZBURG, L.R. **Conservation Biology with RAMAS Ecolab**. Sinauer Associates, 1999. 216p.

SILVA, G. A. **Fenologia da palmeira guaricana (*Geonoma schottiana* Mart.)**: subsídio ao manejo e conservação. 2008. 33 p. Monografia (Apresentada à disciplina Estágio II em Botânica - Departamento de Botânica, do Setor de Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

SILVA, V. F.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; VENTURIM, N.; CARVALHO, W.A.C.; GOMES, J. B. V. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v.19, n.4, p. 701-716, 2005.

SILVERTOWN, J.; FRANCO, M.; MENGES, E. Interpretation of elasticity matrix as na aid to the management of plant populations for conservation. **Conservation Biology**, v.10, p. 591-597, 1996.

SOUZA, H. M.; LORENZI, H. **Botânica Sistemática**: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. 704p.

TOMLINSON, P. B. **The structural biology of palms**. Oxford: Clarendon, 1990.

TONHASCA JÚNIOR, A. **Ecologia e história natural da mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Interciência, 2005.

UHL, N.W.; DRANSFIELD, J. **Genera palmarum**: a classification of palms based on the work of Harold E. Moore Junior. Michigan: L. H. Bailey Hortorium International Palm Society, 1987. 610 p.

WHITMORE, T.C. Gaps in the forest canopy. In: TOMLINSON, P.B.; ZIMMERMANN, M. H. (Ed.). **Tropical trees as living systems**. London: Cambridge University Press, 1978. p. 639-655.

WRIGHT, S.J.; SCHAIK, C.P. van. Light and the phenology of tropical trees. **The American Naturalist**, Chicago, v.143, n.1, p.192-199, Jan. 1994.

CAPÍTULO 2

**INFLUÊNCIA DA HETEROGENEIDADE AMBIENTAL E DO FOGO
NA ESTRUTURA E DINÂMICA POPULACIONAL DE *GEONOMA
SCHOTTIANA* MART. (ARECACEAE) EM FLORESTA ATLÂNTICA
SEMIDECÍDUA**

RESUMO

A disposição das variáveis ambientais influencia o crescimento e estabelecimento das plantas formando microambientes. Estes, quando correlacionados a dinâmica e estrutura das populações, esclarecem padrões de comportamento e distribuição das espécies. O objetivo deste capítulo foi avaliar a influência da heterogeneidade ambiental e do fogo na dinâmica populacional de *Geonoma schottina* Mart. em floresta Atlântica Semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, em Lavras, no sul de Minas Gerais. Os parâmetros populacionais analisados foram abundância e taxas de recrutamento e mortalidade. Foram coletadas variáveis de solo, abertura de dossel, declividade e precipitação. Os resultados indicaram que a espécie tolera ambientes com abertura de dossel superior a 20%, entretanto tem maior sucesso em colonizar áreas mais sombreadas; o recrutamento se mostrou superior, assim como a abundância. Já as maiores taxas de mortalidade ocorreram em áreas com maiores aberturas de dossel. A correlação entre sazonalidade e recrutamento indicou que ocorrem na estação chuvosa maiores taxas de recrutamento e na estação seca picos de mortalidade. Porém, no semestre da ocorrência do incêndio este padrão foi alterado, já que mesmo na estação com as maiores precipitações observou-se um pico de mortalidade. Apesar da alta mortalidade decorrente do incêndio, as taxas de recrutamento foram altas. Os resultados indicam que a presença de espécies de Poaceae, dominantes na área antes do fogo, limita o estabelecimento de indivíduos arbóreos. Caso as condições ambientais propiciadas pelo evento do fogo não sejam mantidas, o crescimento observado não se manterá, indicando a necessidade de estudos posteriores.

Palavras-chave: Variáveis ambientais. Dinâmica de populações. Precipitação. Abertura de dossel. Fogo.

ABSTRACT

The provision of environmental variables influences the growth and establishment of plants forming microenvironments. These, when correlated the dynamics and structure of populations account for patterns of behavior and species distribution. The aim of this chapter was to evaluate the influence of environmental heterogeneity and fire on the population dynamics of *Geonoma schottina* Mart. semideciduous Atlantic forest in the Ecological Park Quedas of Rio Bonito, in Lavras, south of Minas Gerais. The population parameters were analyzed abundance and recruitment rates and mortality. Were collected soil variables, canopy cover, slope and precipitation. The results indicated that the species tolerate environments with canopy openness higher than 20%, though is more successful in colonize shaded areas, where recruitment was superior, as well as plenty. Already the highest mortality rates occurred in areas with higher canopy openings. The correlation between seasonality and recruitment indicated that occur in the rainy season, higher recruitment rates in the dry season peaks of mortality. However, in the first half of the occurrence of fire this pattern changed, since even at the station with the highest precipitation, there was a peak of mortality. However, in the first half of the occurrence of fire this pattern changed, since even at the station with the highest precipitation, there was a peak of mortality. Despite the high mortality resulting from fire, recruitment rates were high. The results indicate that the presence of Poaceae, ruling in the area before the fire, limiting the establishment of individual trees. If environmental conditions offered by the event of fire are not maintained, growth can not be maintained, indicating the need for further studies.

Keywords: Environmental variables. Population dynamics. Precipitation. Canopy openness. Fire.

1 INTRODUÇÃO

As populações vegetais são influenciadas por diversos fatores ambientais e estes podem limitar o recrutamento, crescimento e estabelecimento dos indivíduos. Assim, variáveis como luz, precipitação, declividade e os atributos do solo podem atuar isoladamente ou em conjunto sobre cada estágio de desenvolvimento das plantas. Além de formarem microambientes que devem ser estudados a fim de esclarecer os padrões de distribuição e dinâmica das espécies, principalmente nas florestas semidecíduais, onde a grande variação sazonal da precipitação é acompanhada da queda de parte das folhas e consequente abertura do dossel. Este evento sazonal afeta diretamente o sub-bosque que contém plantas adaptadas a ambientes de baixa luminosidade, deixando-as sujeitas a maiores períodos de insolação e dessecação. A descrição de cada ambiente estudado se faz útil no entendimento das relações entre os indivíduos e o meio, ressaltando a necessidade da observação.

O objetivo deste capítulo foi avaliar a influência da heterogeneidade ambiental em termos de variações de solo, luz, relevo, sazonalidade de precipitação e do fogo na dinâmica populacional de *Geonoma schottina* Mart. em floresta atlântica semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, em Lavras, no sul de Minas Gerais. Os parâmetros populacionais foram analisados em termos de abundância, taxas de recrutamento e mortalidade.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo ocorreu em área de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito (PEQRB), antiga Reserva Biológica do Poço Bonito, localizada no município de Lavras, Minas Gerais, área protegida desde 1976. A unidade de conservação possui uma área de 209,7 ha e está localizada na região da serra do Carrapato, que faz parte do complexo da serra da Bocaina, nas coordenadas 21°19'S e 44°59'W, e apresenta altitudes variando entre 950 e 1200 m (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994) (Figura, 1).

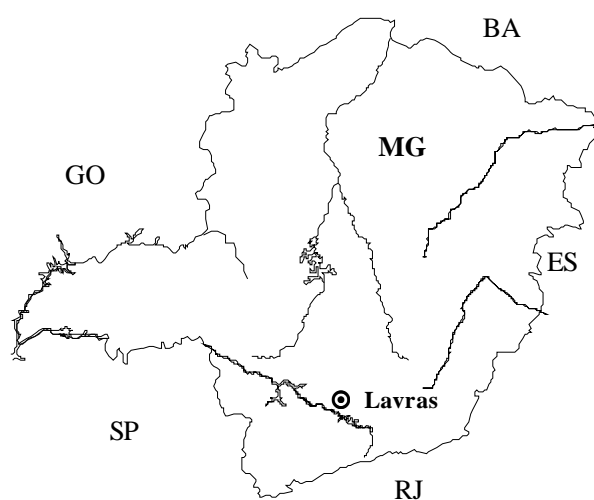


Figura 1 Localização do município de Lavras no estado de Minas Gerais, onde se localiza a área de estudo no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

A região do PEQRB apresenta em suas áreas mais altas o predomínio de quartzitos e micaxistos como rochas de origem, enquanto, nas áreas mais baixas, são gnaisses graníticos leucocráticos e quartzitos, havendo predomínio de solos

litólicos álicos e cambissolos álicos (CURI et al., 1990). O clima, segundo a classificação de Köppen, é uma transição entre Cwb e Cwa, ou seja, temperado com invernos secos, com precipitação média anual de 1.529,7 mm e temperatura média anual de 19,4 C° (FARIA, 1999). As vegetações campestres são predominantes e dividem-se em campo de altitude e campo rupestre nas áreas mais elevadas ou de solos mais rasos e cerrado em áreas mais baixas e solos mais profundos (Oliveira-Filho et al., 1994). Segundo Gavilanes e Brandão (1988), as florestas estão concentradas no fundo dos vales, onde existe maior profundidade de solos e disponibilidade de água. Além dessas formações, a denominação candeal foi acrescentada por Oliveira-Filho e Fluminhan-Filho (1999) devido à sua importância na área. Esta se encontra como uma transição entre a floresta e o campo, sendo a distribuição das fisionomias diretamente relacionada ao regime de água nos solos, definido pela posição topográfica do sítio e também pelo regime de incêndios. Os autores destacam a baixa resiliência das florestas quando atingidas pelo fogo, que acabam diminuindo sua abrangência, ao contrário das vegetações campestres que, após o fogo, se restabelecem nos locais onde já existiam, além de avançar sobre as áreas antes florestais, trazendo à tona o papel do fogo na definição dos limites destas fisionomias (Figura, 2).

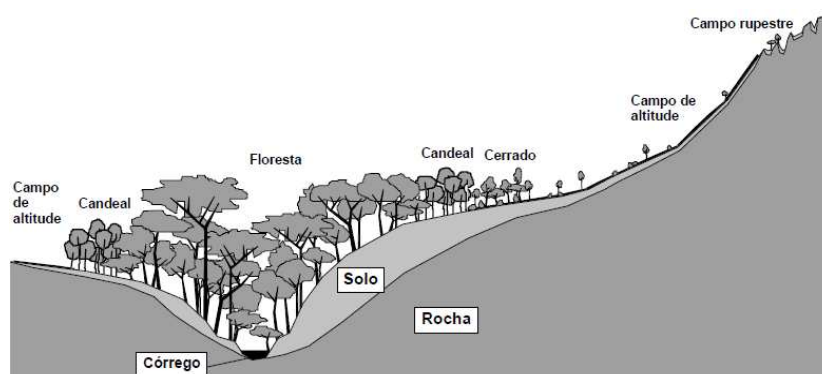


Figura 2 Perfil representando a distribuição dos tipos fisionômicos da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito (OLIVEIRA-FILHO; FLUMINHAN-FILHO, 1999).

2.2 Espécie estudada

Geonoma schottiana Mart. (Arecaceae), popularmente conhecida por aricanga-do-brejo, aricanga-do-capão, aricanga-de-folha-miúda, guaricana ou ouricanga, é uma palmeira de sub-bosque associada a solos úmidos (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 1995). Segundo estes autores, a distribuição da espécie se estende da Mata Atlântica até o Brasil Central por meio das matas de galeria (Figura, 3). É uma espécie monoica, monoestipitada, com estipe de 1,6 a 8,0 m de comprimento, raramente formando touceiras (SAMPAIO; SCARIOT, 2008). Devido aos longos períodos de frutificação é considerada espécie-chave em comunidades, com frutos globosos de coloração escura, bastante atrativos para a fauna (SILVA et al., 2007). Os anéis resultantes das cicatrizes das folhas são protuberantes (HENDERSON et al., 1995) e úteis na identificação da espécie. As folhas são inicialmente em forma de seta (folha-flecha) e, somente quando o crescimento da mesma cessa, é que se verifica o processo de expansão. Uma nova folha só ocorre após a completa expansão da folha diretamente anterior a ela (SAMPAIO; SCARIOT, 2008). Em suas fases iniciais de vida, o estipe é subterrâneo e as folhas são irregularmente pinatisséctas (SAMPAIO, 2006). Já em estádios ontogenéticos mais avançados, o estipe é aéreo e as folhas completamente pinadas, com exceção das primeiras e das últimas que são unidas em pequenos grupos (MARTINS, 2000).



Figura 3 Distribuição geográfica de *Geonoma schottiana* Mart. (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 1995) onde os símbolos cheios representam informações de herbários ou monografias e os vazios correspondem a citações em levantamentos florísticos.

2.3 Coleta e análise dos dados

No ano de 2009 foram lançadas 15 parcelas de 20×20 m, totalizando uma área amostral de 6.000 m^2 . A distribuição dos grupos de parcelas foi sistemática a fim de detectar possíveis preferências da espécie por diferentes condições ambientais, sendo o riacho um elemento importante na amostragem, por ser fonte de umidade (Figura, 4). Os grupos de parcelas têm distâncias diferentes entre eles: o grupo 1 está distante 110 m do grupo 2, que está a 525 m do grupo 3 e este a 386 m do grupo 4. A trilha foi utilizada para facilitar o caminhar na floresta. Todas as parcelas estão direcionadas no sentido norte-sul e cada uma contém duas subparcelas de $2,25 \text{ m}^2$, sendo uma localizada no centro da parcela maior e a outra em seu canto superior direito (Figura, 5). A demarcação das parcelas foi realizada com fitilho e canos de PVC.

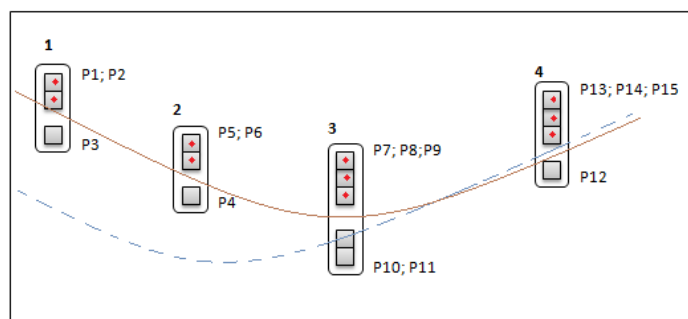


Figura 4 Esquema da posição dos conjuntos de parcelas no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, onde a linha cheia representa uma trilha e a linha tracejada um rio. Os pontos dentro das parcelas representam áreas que foram atingidas pelo incêndio.

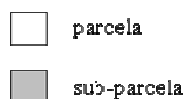
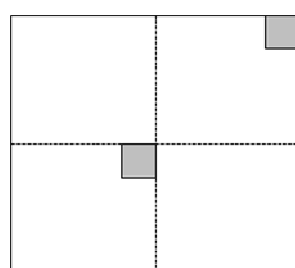


Figura 5 Esquema da disposição das subparcelas de $2,25 \text{ m}^2$ dentro da parcela de $20 \times 20 \text{ m}$ (as subdivisões na parcela de 400 m^2 são somente para efeito de melhor compreensão do esquema).

Dentro da parcela foram amostrados todos os indivíduos de *Geonoma schottiana* com altura superior a $0,5 \text{ m}$, e nas subparcelas foram amostrados também aqueles com altura inferior a $0,5 \text{ m}$. As subparcelas e o critério de inclusão foram adotados para facilitar a amostragem. Cada um recebeu uma placa de alumínio contendo as seguintes informações: número de identificação,

data da medição e número da parcela. As placas foram fixadas aos indivíduos inicialmente com arame para os pequenos e com prego para aqueles que apresentavam estipe. Entretanto, com o tempo foi observado que o prego feria o indivíduo, que começava a apresentar um escurecimento do tecido ao redor do mesmo, além de uma pequena rachadura no estipe. Decidiu-se, portanto, substituir tanto o prego quanto o arame pelo nylon para todos os tamanhos de indivíduos.

Para os indivíduos registrados foram coletadas as seguintes informações: altura total, que corresponde à altura do estipe somada à altura da copa, sempre acompanhando a tortuosidade do estipe; coordenadas “x” e “y” dentro da parcela; e estado reprodutivo, sendo este dividido da seguinte maneira: sem inflorescência, com flores, com frutos verdes e com frutos maduros. A altura total foi a medida utilizada para divisão das classes de tamanho da população. As coordenadas “x” e “y” foram ferramentas essenciais para facilitar o estudo de dinâmica, permitindo que o indivíduo fosse localizado com facilidade dentro da parcela. A primeira medição foi realizada no ano da alocação das parcelas (em 2009) e desde então vem sendo efetuada a remedição dos sobreviventes, a incorporação dos recrutas e o registro das mortes.

Durante cada ano foram realizadas duas medições, uma na estação seca e outra na estação chuvosa. Até o momento foram realizadas cinco medições, sendo três na estação seca e duas na estação chuvosa. Das quinze parcelas, dez foram atingidas por um incêndio no mês de setembro do ano de 2011. As parcelas atingidas foram P1 e P2 no primeiro grupo de parcelas, P5 e P6 no segundo, P7, P8 e P9 no terceiro e P13, P14 e P15 no quarto (Figura, 4).

2.3.1 Estrutura populacional

As classes de tamanho em estudos de populações são divididas de maneira arbitrária, sendo determinadas pela melhor maneira de representar a espécie através de características biológicas, além de objetivar comparações futuras (PORTELA; SANTOS, 2011). A altura foi o critério utilizado para a determinação das classes, exceto a última classe, dos adultos, onde o parâmetro utilizado para a divisão foi a presença ou não de estruturas reprodutivas já que o tamanho mínimo observado para a reprodução varia muito dentro da população.

Compôs-se a primeira classe dos indivíduos denominados “plântulas”, contendo aqueles menores que 0,25 m de altura, sendo representada tanto por indivíduos de folhas bífidas quanto por aqueles que já apresentavam as folhas desenvolvidas. A segunda, de “infantes”, foi representada por indivíduos que variam de 0,25 a 0,49 m de altura. Na terceira classe, dos “jovens”, encontraram-se os indivíduos com alturas variando entre 0,5 e 1,49 m. A quarta, dos “imatuross”, foi composta por indivíduos com altura maior ou igual a 1,5 m que ainda não apresentavam estruturas reprodutivas. A quinta, dos “adultos”, contém indivíduos de variados tamanhos, sendo o critério de inclusão para esta classe a presença de estrutura reprodutiva. O trabalho fez uso, portanto, de cinco classes de tamanho (Tabela, 1), assim como os trabalhos de Sampaio e Scariot, (2010) e Portela e Santos, (2011), ambos trabalhando com *Geonoma schottiana*. A única diferença foi a caracterização da quarta classe de tamanho que nos trabalhos citados deve obrigatoriamente apresentar o estipe aéreo e aqui foi feita somente pela altura e ausência de estrutura reprodutiva.

Tabela 1 Caracterização dos estádios ontogenéticos e classes de tamanho estabelecidos para o estudo da população de *Geonoma schottiana* Mart. no Parque ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, Minas Gerais.

Estádio	Altura (metros)	Estipe	Estruturas reprodutivas	Tipo de folhas
Plântula	< 0,25	subterrâneo	ausente	bífida/pinada
Infante	0,25 — 0,50	subterrâneo	ausente	pinada
Jovem	0,5 — 1,50	subterrâneo	ausente	pinada
Imaturo	> 1,49	subterrâneo/aéreo	ausente	pinada
Reprodutivo	-	aéreo	presente	pinada

As taxas de mortalidade e recrutamento foram calculadas segundo (SHEIL et al.,1995; SHEIL et al., 2000), a fim de permitir comparações com variáveis ambientais. Foram utilizadas as seguintes fórmulas:

$$R = \left\{ 1 - \left[1 - \left(\frac{N_r}{N_t} \right)^{1/t} \right] \right\} \times 100$$

onde:

R = taxa de recrutamento

N_r = número de recrutas

N_t = total final (no tempo t) de indivíduos

t = intervalo de tempo

$$M = \left\{ 1 - \left[\frac{(N_0 - N_m)}{N_0} \right]^{1/t} \right\} \times 100$$

onde:

M = taxa de mortalidade

N_0 = total de indivíduos no primeiro censo

N_m = número de mortos

t = intervalo de tempo

2.3.2 Caracterização ambiental das parcelas

Cada grupo de parcelas apresenta características ambientais relevantes para o estudo da dinâmica populacional de *Geonoma schottiana*. Portanto, a seguir encontra-se a caracterização ambiental de cada um dos quatro conjuntos de parcelas.

Conjunto 1: Este conjunto é composto por três parcelas, das quais duas estão posicionadas à direita de uma trilha que corta a encosta em nível, ou seja, na parte superior (Figura 4; parcelas P1 e P2) e uma na parte inferior (parcela P3). As parcelas do alto apresentam um sub-bosque pouco desenvolvido, sendo caracterizadas pela presença de árvores de grande porte caídas e, portanto, pela influência da luminosidade decorrente da abertura de clareiras, principalmente na parcela P1, onde a vegetação é bastante esparsa. Deste grupo, estas duas parcelas foram atingidas pelo fogo e a regeneração de espécies que vem ocorrendo após este evento é dominada, na parcela 1, por *Croton urucurana* Baill., e na parcela 2, por uma espécie de bambu de pequeno porte, *Parodiolyra micrantha* (Kunth) Davidse & Zuloaga. A parcela P3 apresenta tanto dossel quanto sub-bosque mais estruturado e, por isso, é visualmente mais úmida, além de apresentar uma espécie de bambu (de pequeno porte) como um de seus componentes.

Conjunto 2: Este grupo também é composto de três parcelas que se encontram posicionadas da mesma maneira do anterior. Nesta situação, as parcelas do alto

(parcelas P5 e P6) são caracterizadas por apresentarem um dossel estruturado, mas com sub-bosque pouco desenvolvido. Ambas foram atingidas pelo fogo e, assim como ocorreu no grupo anterior, a regeneração natural é composta principalmente por *Croton urucurana* Baill. e pela mesma espécie de bambu do conjunto 1, além da presença frequente de uma Cyperaceae do gênero *Scleria* sp. e de uma Fabaceae do gênero *Piptadenia*. Já a parcela P4 é dominada por uma Poaceae da subfamília Panicoideae, *Parodiophyllochloa penicillata* (Nees ex Trin.) Zuloaga & Morrone, que chega a cerca de 2 metros de altura (Figura, 6) e contém poucas árvores. Não existiam indivíduos de *Geonoma schottiana* nesta parcela, sendo os primeiros recrutados após 3 semestres do início do estudo, concentrados nas trilhas formadas pelos pesquisadores, dentro da área dominada, nas visitas semestrais.



Figura 6 Predomínio de *Parodiophyllochloa penicillata* (Nees ex Trin.) Zuloaga & Morrone e baixa densidade de árvores na parcela P4 (à esquerda) e trilhas feitas na vegetação (à direita). A área de estudo se localiza no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, Minas Gerais.

Conjunto 3: Este conjunto de parcelas é composto por cinco parcelas, sendo três na parte superior da trilha (Figura, 4; parcelas P7, P8 e P9) e duas na parte

inferior (Figura, 4; parcelas P10 e P11). Esta situação apresenta um novo elemento, o rio que corta a parcela P10, a primeira da parte inferior da trilha, enquanto a parcela P11 encontra-se inteiramente na margem oposta. As parcelas, P7, P8 e P9 apresentam tanto dossel como sub-bosque desenvolvidos e existe a presença de um bambu da espécie *Parodiolyra micrantha* distribuído em pequenas manchas dentro da parcela. Essas três parcelas foram atingidas pelo fogo, mas, somente na parcela P9 observa-se uma mudança na estrutura do sub-bosque, onde há o predomínio do bambu e de *Croton urucurana* Baill.. A parcela P10 apresenta poucos indivíduos arbóreos e é dominada pela mesma espécie de bambu da parcela anterior, que chega a alcançar 1,70 metros de altura. Também é característica dessa parcela a presença de muitos galhos grandes caídos e de árvores mortas em pé. Já a parcela P11 é plana, com dossel e sub-bosque estruturados, com uma espécie de bambu do gênero *Merostachys* sp. ocorrendo pontualmente na forma de touceiras, além da outra espécie já observada, anteriormente, *Parodiolyra micrantha*, que se distribui uniformemente na área.

Conjunto 4: Composto por quatro parcelas, este grupo também é cortado pelo curso d'água. As parcelas estão localizadas na trilha do Sauá, onde é possível observar três delas do lado oposto ao curso d'água (parcelas P13, P14 e P15), na encosta íngreme, e uma na parte superior da mesma (parcela P12). A parcela P12 apresenta manchas de bambu de *Parodiolyra micrantha* e *Merostachys* sp. em seu interior, além de dossel e sub-bosque estruturados. As parcelas 13, 14 e 15 apresentam as maiores declividade e são dominadas pelas espécies de bambu. Duas árvores caídas de grande porte cortam as parcelas P13 e P15 (Figura, 7). A parcela P14 foi atingida parcialmente pelas duas árvores que já se encontravam caídas em 2009, quando foi dado início ao trabalho. A partir dessa observação, supõe-se que este ambiente, antes da queda dos indivíduos, apresentava um

dossel alto e estruturado, já que os troncos que restam destas árvores medem cerca de 23 metros. Provavelmente após a queda que conduziu a mortalidade de uma série de árvores de maior porte, foi aberta uma grande clareira que possibilitou que o bambu se tornasse dominante. Em 2011, as parcelas sofreram a interferência do incêndio e agora o bambu divide sua dominância com a espécie *Croton urucurana* Baill., cujos indivíduos, um ano de observações após o fogo já ultrapassam os 2 metros de altura (Figura,7).



Figura 7 Regeneração *Croton urucurana* Baill. e bambu junto a parte de uma das árvores que se encontram caídas nas parcelas P14 e P15. A área de estudo se localiza no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, Minas Gerais.

2.3.3 Variáveis ambientais

Para avaliar a possível influência do solo na população de cada parcela foram coletadas cinco amostras do solo superficial (de 0 a 20 cm de profundidade), para o preparo de uma amostra de solo composta por parcela. O material foi armazenado em sacos plásticos previamente identificados e enviado ao Laboratório de Análise de Solos da Universidade Federal de Lavras. A análise forneceu as seguintes variáveis: pH em água; teores de Potássio (K),

Fósforo (P), Fósforo remanescente (P-rem), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Alumínio (Al); Acidez Potencial (H+Al), Soma de Bases (Sb), CTC efetiva (t), CTC a pH 7,0 (T), saturação por Alumínio (m), Saturação por Bases (V), Matéria Orgânica (MO), e proporções de Areia, Silte e Argila. Compararam-se os solos entre os grupos de parcelas realizando-se uma ANOVA para cada parâmetro da análise de solo, com uso do programa BioEstat 5.0. Nos casos onde o valor de p foi menor que 0,05, realizou-se um teste de Tukey e um Kruskal-wallis onde ocorreram variâncias desiguais. As análises foram realizadas com intuito de observar possíveis diferenças de solo entre os grupos de parcelas.

Com a utilização de um densiômetro, calculou-se a porcentagem de abertura do dossel de cada parcela. O aparelho é composto por um espelho côncavo dividido em 24 quadrantes incorporado numa caixa de madeira, com nível de bolha para ser colocado no plano horizontal. Para a leitura, cada quadrante do densiômetro foi dividido em quatro e foram sistematicamente contados quantos quartos do quadrante refletiam o dossel; o total dos quadrantes foi somado e multiplicado por 1,04, derivando a estimativa de cobertura em porcentagem. Cada valor de porcentagem de abertura de dossel foi obtido a partir de quatro leituras, sendo uma em cada um dos pontos cardeais, norte, sul, oeste e leste. Posteriormente, as porcentagens de cada um deles foram somadas e o valor da cobertura do dossel naquele ponto foi obtido a partir da média desta soma. A sub-parcela do centro foi utilizada como ponto de referência e a leitura realizada sempre utilizando como referência a maior árvore próxima a ela. A leitura para obter os valores de abertura do dossel, além de ser direcionada para cada um dos pontos cardeais, só ocorreu após o observador estar fora da copa da árvore utilizada como referência. Todas as leituras foram feitas por um mesmo observador. Foram realizadas duas medições, uma no ano de 2011 e outra no ano de 2012, ambas na estação chuvosa. Foi aplicado o teste de correlação linear

de Pearson correlacionando a porcentagem de abertura do dossel e o número de indivíduos em cada parcela, a mortalidade, o recrutamento e a declividade para que possíveis tendências fossem observadas. As análises foram realizadas no programa BioEstat 5.0.

A declividade foi mensurada sempre pelo mesmo observador, com a utilização de um clinômetro. Foram obtidos valores para cada lado de cada uma das parcelas, e em seguida calculou-se a média destes valores por parcela. Foram obtidos valores de correlações entre a declividade e: número de indivíduos por parcela, mortalidade, recrutamento e luminosidade. Para tanto foi utilizado o teste de correlação linear de Pearson, sendo as análises realizadas no programa BioEstat 5.0.

Obtiveram-se dados de precipitação junto ao Departamento de Engenharia da UFLA, a partir da Estação Climatológica Principal de Lavras, convênio UFLA/INMET, a fim de correlacioná-los às taxas de mortalidade e recrutamento da espécie estudada. Para a análise dos dados foram utilizados dados meteorológicos diários de abril de 2009 a setembro de 2011. Os dados de precipitação foram comparados às taxas de mortalidade e recrutamento semestrais.

3 RESULTADOS

3.1 Estrutura populacional

Em 2010, as parcelas com as maiores densidades de indivíduos foram P11 (1.346), P12 (1.003) e P3 (838). Também nessas parcelas estiveram concentrados os maiores valores para o número de indivíduos na primeira classe de tamanho, sendo 978 indivíduos para parcela P12, 800 para P11 e 622 para P3 (Tabela, 2). Na classe infante, as parcelas mais densas foram P11, com 533 indivíduos, P5 com 356, e parcelas P3, P10 e P15, todas com 178 indivíduos. Na terceira classe, dos jovens, destacaram-se as parcelas P10, P12 e P1, com 24, 15 e 11 indivíduos, respectivamente. Na classe dos imaturos, as parcelas com maior abundância foram: P3 (25), P12 (12), e P14 (9). Os indivíduos reprodutivos foram encontrados em maiores densidades nas parcelas P14, P9 e P1 com, respectivamente, 14, 12 e 10 indivíduos. Quando os valores observados na área amostrada, de 6 mil m² são extrapolados para 1 ha (10 mil m²), a primeira classe (plântulas) apresenta 7.852 indivíduos, a segunda (infantes) 2.519, a terceira (jovem) 137, na quarta (imaturos) 117 e 97 indivíduos na quinta classe (reprodutivos).

No segundo ano amostrado, 2011, as parcelas com maior número de indivíduos foram P5 (.2227), P11 (1568) e P1 (1459). Já os maiores valores para a primeira classe, plântula, foram observados nas parcelas P5 com 1.511 indivíduos, P12 com 978 e parcelas P10 e P11 com 800 indivíduos cada (Tabela, 3). A segunda classe, infante, mostrou altas densidades nas parcelas P1 (889), P5 e P11 (711) e parcelas P3 e P12 (89). A classe dos jovens foi mais abundante nas parcelas P10, P11 e P12 com, respectivamente, 106, 56 e 52 indivíduos. Os imaturos apresentaram maiores valores nas parcelas P3 (23), P12 (10) e P10 (7).

E finalmente os reprodutivos que, assim como no ano de 2010, encontraram-se em maiores densidades nas parcelas P9, P14 e P1 com, respectivamente, 12, 11 e 10 indivíduos. Os valores extrapolados para o hectare são: 9.037 plântulas, 4.296 infantes, 602 jovens, 197 imaturos e 82 reprodutivos.

As maiores mortalidades no ano de 2010 ocorreram nas parcelas P12 e P13, com 622 mortes em cada, P14 com 267 e P10 com 91 (Tabela 4). Na primeira classe de tamanho as maiores mortalidades são das parcelas P12 e P14 (622 cada), P13 (178) e parcelas P2, P9, P10 e P15 todas contendo 89 mortes. Nas demais parcelas não foram contabilizadas mortes neste ano para classe de plântulas. A classe dos infantes apresentou mortes somente nas parcelas P1, P7 e P13 (com 89 mortes em cada uma). Os jovens tiveram duas mortes na parcela P6, as demais apresentaram uma morte ou nenhuma. Assim como na classe dos jovens, nos imaturos o valor máximo de mortes observadas foi de apenas duas (P10) e as demais parcelas apresentaram uma ou nenhuma morte. Não foram observadas mortes na classe dos reprodutivos.

No ano da ocorrência do incêndio houve aumento no número de mortes para todas as classes de tamanho, e as maiores concentrações de mortes estão distribuídas entre parcelas atingidas, P14 (542) e P7 (444), e não atingidas P12 (446) (Tabela 5). As plântulas experimentaram maiores mortalidades nas parcelas P14 (533), P12 (444), P7 (444) e P2 (178), das quais somente a P12 não foi atingida pelo fogo. Os infantes morreram mais nas parcelas P15 (267), P1, P3 e P5 (com 89 mortes cada uma); não foram observadas mortes nas demais parcelas. A classe dos jovens apresentou quatro mortes na parcela P10 e 3 na P1, nas demais parcelas onde o evento ocorreu observaram-se duas mortes (P2, P3 e P5). Nas outras parcelas não foram registradas mortes para a classe dos jovens. As parcelas P14 (3), P15 (2), P12 (2) e P10 (1) concentram as mortes dos imaturos. E os reprodutivos, que não apresentaram nenhuma morte em 2010, apresentaram 6 na P14 e 1 na P15.

Tabela 2 A tabela apresenta as densidades de indivíduos de *Geonoma schottiana* Mart. de cada parcela para cada classe de tamanho para o ano de 2010, além dos valores para número total de indivíduos em cada classe extrapolados para 1 hectare de amostragem. O estudo foi realizado em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG. Os asteriscos indicam as maiores abundâncias de cada classe dentro de cada parcela.

Abundâncias 2010						
Parcela	Plântula	Infante	Jovem	Imaturo	Reprodutivo	Total
P1	89	89	15*	6	10*	209
P2	267	0	3	2	1	273
P3	622*	178*	9	25*	4	838*
P4	0	0	0	0	0	0
P5	267	356*	5	0	0	627
P6	89	0	0	3	0	92
P7	533	0	2	1	1	537
P8	0	0	0	0	0	0
P9	89	0	0	1	12*	102
P10	178	178*	24*	4	3	387
P11	800*	533*	10	0	3	1346*
P12	978*	0	11*	12*	2	1003*
P13	0	0	2	1	4	7
P14	533	0	1	9*	14*	557
P15	267	178*	0	6	4	454
ind/ha	7852	2519	137	117	97	10722

Tabela 3 A tabela apresenta as densidades de indivíduos de *Geonoma schottiana* Mart. de cada parcela para cada classe de tamanho para o ano de 2011, além dos valores para número total de indivíduos em cada classe extrapolados para 1 hectare de amostragem. O estudo foi realizado em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG. Os asteriscos indicam as maiores abundâncias de cada classe dentro de cada parcela.

Abundâncias 2011						
Parcela	Plântula	Infante	Jovem	Imaturo	Reprodutivo	Total
P1	533	889*	21	7	9*	1459*
P2	267	0	20	2	1	290
P3	444	89*	49	23*	4	609
P4	0	0	13	0	0	13
P5	1511*	711*	5	0	0	2227*
P6	0	0	6	2	0	8
P7	89	0	24	1	1	115
P8	0	0	2	0	0	2
P9	0	0	2	0	12*	14
P10	800*	89	106*	9*	3	1007
P11	800*	711*	52*	2	3	1568*
P12	978*	89*	56*	10*	2	1135
P13	0	0	2	5	4	7
P14	0	0	2	4	11*	17
P15	0	0	1	4	3	8
ind/ha	9037	4296	602	197	82	14214

Tabela 4 A tabela apresenta a mortalidade de indivíduos de *Geonoma schottiana* Mart. em cada parcela para cada classe de tamanho para o ano de 2010, além dos valores extrapolados para 1 hectare de amostragem. Estudo realizado em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG. Os asteriscos indicam as maiores mortalidades para cada classe dentro das parcelas.

Mortalidade 2010						
Parcela	Plântula	Infante	Jovem	Imaturo	Reprodutivo	Ttotal
P1	0	89*	0	0	0	89
P2	89	0	0	1	0	90
P3	0	0	1	0	0	1
P4	0	0	0	0	0	0
P5	0	0	1	0	0	1
P6	0	0	2*	1	0	3
P7	0	89*	0	0	0	89
P8	0	0	0	0	0	0
P9	89	0	0	0	0	89
P10	89	0	0	2*	0	91*
P11	0	0	0	0	0	0
P12	622*	0	0	0	0	622*
P13	178*	89*	0	0	0	267*
P14	622*	0	0	0	0	622*
P15	89	0	1	0	0	90

Tabela 5 A tabela apresenta a mortalidade de indivíduos de *Geonoma schottiana* Mart. em cada parcela para cada classe de tamanho para o ano de 2011, além dos valores extrapolados para 1 hectare de amostragem. Estudo realizado em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG. Os asteriscos indicam as maiores mortalidades para cada classe dentro das parcelas.

Mortalidade 2011						
Parcela	Plântula	Infante	Jovem	Imaturo	Reprodutivo	Total
P1	0	89*	3*	0	1	92
P2	178	0	2	0	0	180
P3	0	89*	2	0	0	91
P4	0	0	0	0	0	0
P5	89	89*	2	0	0	180
P6	89	0	0	0	0	89
P7	444*	0	0	0	0	444*
P8	0	0	0	0	0	0
P9	89	0	0	0	0	89
P10	0	0	4*	1	0	5
P11	0	0	0	0	0	0
P12	444*	0	0	2*	0	446*
P13	0	0	0	0	2	0
P14	533*	0	0	3*	6*	542*
P15	89	267*	0	2*	1	359

3.2 Variáveis ambientais

A análise de variância mostrou que há diferença significativa entre os grupos de parcelas somente para P e P-rem, além das texturas areia e argila (Tabela, 6). O fósforo nos conjuntos 1, 2 e 3 não diferiu significativamente, mas o bloco 4 foi considerado diferente dos demais ($F = 11,3662$; $p = 0,0014$). O teor de fósforo remanescente encontrado nos conjuntos 1 e 2 não diferiu significativamente, assim como nos conjuntos 1 e 3 e embora o conjunto 4 tenha sido considerado diferente de 1 e 3, foi estatisticamente igual ao segundo conjunto ($F = 14,4205$; $p = 0,0006$). A porcentagem de areia e argila dos

conjuntos 1 e 2 foram consideradas iguais, tal como as dos conjuntos 1 e 4, enquanto o conjunto 3, apesar de diferente de 1 e 2, não apresentou diferença significativa com relação ao conjunto 4 para ambas as texturas (areia: $F = 8,0295$; $p = 0,0044$ e argila: $F = 5,3185$; $p = 0,0164$). Todos os resultados foram testados a um nível de significância de $\alpha < 0,05$.

Tabela 6 A análise de variância a um nível de significância de $\alpha < 0,05$ para as amostras de solo dos conjuntos de parcelas. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os parâmetros analisados.

Variáveis	Área			
	Conjunto 1	Conjunto 2	Conjunto 3	Conjunto 4
Químicas				
pH em H ₂ O	3,63 ± 0,15	3,70 ± 0,10	3,74 ± 0,23	3,68 ± 0,15
P (mg/dm ³)*	2,40 ^a ± 0,17	2,4 ^a ± 0,17	2,55 ^a ± 0,58	4,41 ^b ± 0,84
K (mg/dm ³)	64,67 ± 9,87	70 ± 17,08	52,8 ± 3,63	58,5 ± 15,61
Ca 2+ (cmol/dm ³)	0,17 ± 0,058	0,10 ± 1,69	0,24 ± 0,31	0,10 ± 0
Mg 2+ (cmol/dm ³)	0,13 ± 0,058	0,10 ± 1,69	0,2 ± 0,17	0,10 ± 0
Al 3+ (cmol/dm ³)	3,63 ± 0,23	3,20 ± 0,20	3,36 ± 0,85	3,80 ± 0,47
H+Al (cmol/dm ³)	22,24 ± 1,45	26,72 ± 0	24,9 ± 4,81	26,1 ± 2,84
SB (cmolc/dm ³)	0,46 ± 0,10	0,38 ± 0,046	0,57 ± 0,49	0,35 ± 0,04
(t) (cmolc/dm ³)	4,10 ± 0,27	3,58 ± 0,19	3,93 ± 0,49	4,15 ± 0,51
(T) (cmolc/dm ³)	22,70 ± 1,48	27,10 ± 0,046	25,44 ± 4,37	26,45 ± 2,88
V (%)	2,05 ± 0,46	1,4 ± 0,16	2,62 ± 2,89	1,32 ± 0,02
m %	88,72 ± 2,25	89,36 ± 1,41	84,59 ± 14,29	91,61 ± 0,37
MO (dag.kg ⁻¹)	5,78 ± 0,58	6,01 ± 1,15	5,50 ± 0,95	6,84 ± 1,77
P-rem (mg/L)*	3,71 ^{ab} ± 0,19	3,17 ^{ad} ± 0,64	4,91 ^b ± 0,88	2,10 ^{cd} ± 0,51
Granulométricas				
Areia (dag.kg ⁻¹)*	22,33 ^a ± 0,58	19 ^a ± 1	45 ^{bc} ± 8	36,75 ^{ac} ± 13,89
Silte (dag.kg ⁻¹)	31,33 ± 1,53	35 ± 0	26,6 ± 7,40	28 ± 2,94
Argila (dag.kg ⁻¹)*	46,33 ^a ± 1,16	46 ^a ± 1	28,4 ^{bc} ± 7,09	35,25 ^{ac} ± 11,27

Os valores de abertura de dossel coletados nos anos distintos foram fortemente correlacionados entre si ($R^2 = 0,7536$; $p < 0,0001$) (Figura, 8), sendo portanto possível utilizar qualquer um dos conjuntos de dados para análise das parcelas dos anos estudados. Foi realizada uma análise de variância, ANOVA, a fim de se observarem variações na disponibilidade de luz entre os grupos de parcelas, que se mostraram não significativas ($F = 2,6755$; $p = 0,0983$). A abundância (Figura, 9) no ano de 2010 mostrou correlação não significativa com a abertura do dossel ($R^2 = 0,1161$; $p = 0,2138$), e em 2011 ($R^2 = 0,1492$; $p = 0,1548$). O recrutamento, assim como a mortalidade, não se correlacionaram significativamente com a luz no primeiro ano estudado, 2010 ($R^2 = 0,0105$; $p = 0,716$), mas foram significativamente correlacionados em áreas com menor porcentagem de abertura de dossel em 2011 ($R^2 = 0,6723$; $p = 0,0003$) (Figura, 10). Mortalidade e abertura de dossel não apresentaram correlação significativa para os anos de 2010 ($R^2 = 0,2141$; $p = 0,0824$) e 2011 ($R^2 = 0,1353$; $p = 0,1772$) (Figura, 11). Observou-se também a correlação não significativa entre a abertura do dossel e a declividade ($R^2 = 0,0391$; $p = 0,4799$) (Figura, 12).

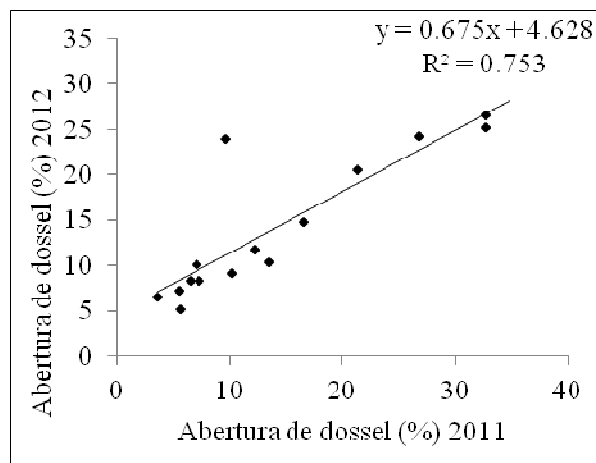


Figura 8 Correlação entre a porcentagem de abertura do dossel tomadas em 2011 e 2012 em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras - MG.

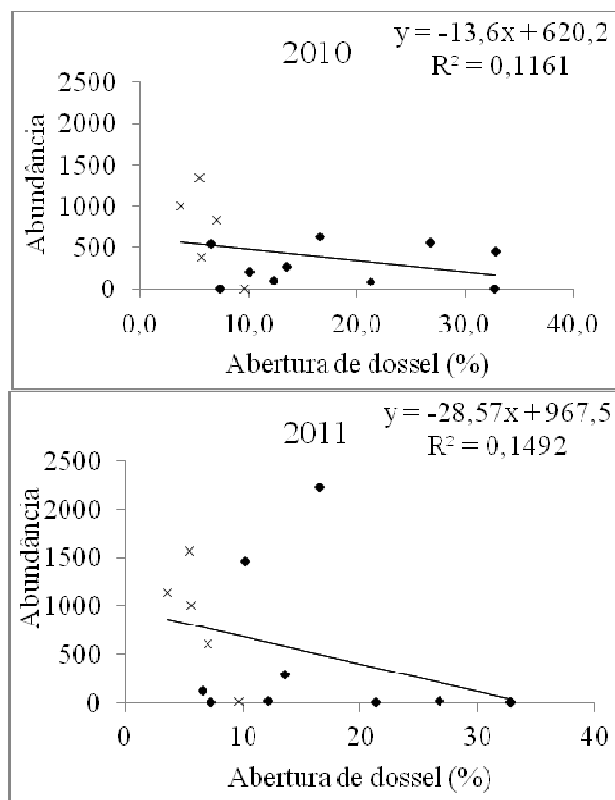


Figura 9 Correlações entre a abundância de indivíduos de *Geonoma schottiana* Mart. em cada parcela e a porcentagem de abertura do dossel para os anos de 2010 e 2011 em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras - MG. As parcelas simbolizadas por pontos foram atingidas pelo fogo e as parcelas simbolizadas por x representam aquelas que não foram afetadas pelo incêndio em 2011.

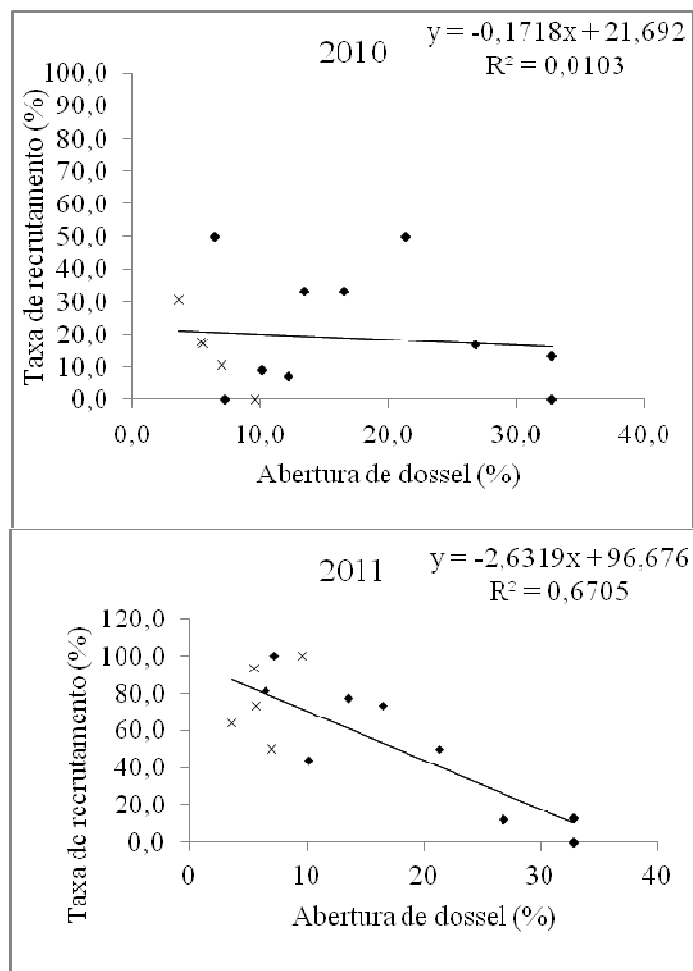


Figura 10 Correlações entre a taxa de recrutamento de *Geonoma schottiana* Mart. em cada parcela e a porcentagem de abertura do dossel para os anos de 2010 e 2011 em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras - MG. As parcelas simbolizadas por pontos foram atingidas pelo fogo e as parcelas simbolizadas por x representam aquelas que não foram afetadas pelo incêndio em 2011.

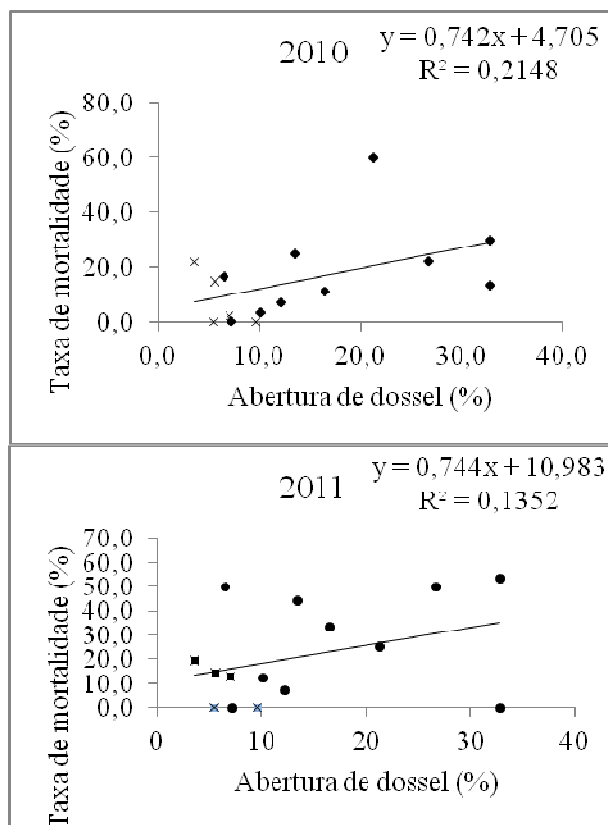


Figura 11 Correlações entre a taxa de mortalidade de *Geonoma schottiana* Mart. em cada parcela e a porcentagem de abertura do dossel para os anos de 2010 e 2011 em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras - MG. As parcelas simbolizadas por pontos foram atingidas pelo fogo e as parcelas simbolizadas por x representam aquelas que não foram afetadas pelo incêndio em 2011.

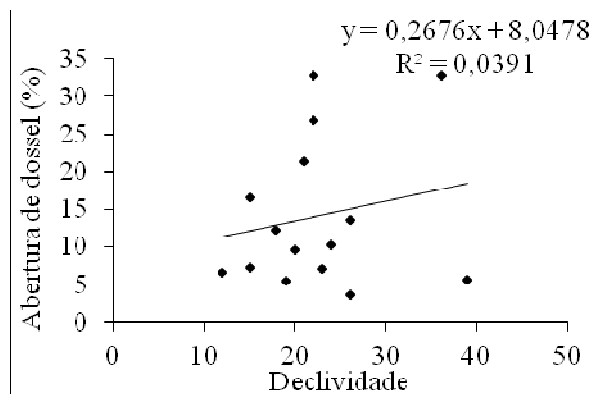


Figura 12 Correlação entre a porcentagem de abertura do dossel e a declividade de cada parcela em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras - MG.

Na análise de componentes principais observa-se a separação de dois grupos (Figura, 13). A análise confirma as observações feitas a partir das regressões para a luminosidade onde se encontram altas mortalidades em parcelas com maior incidência luminosa, e o recrutamento e a abundância são maiores em locais mais sombreados. O primeiro grupo formado na análise é composto pelas parcelas P3, P5, P7, P10, P11 e P12 e está relacionado a solos mais férteis e a locais mais sombreados, onde estão concentradas as maiores abundâncias e o recrutamento de 2011. Já o segundo grupo é formado pelas parcelas P2, P6, P13, P14 e P15 que estão em áreas mais abertas, onde são encontradas as mortalidades de 2010 e 2011. As parcelas P1, P4, P8 e P9 não fazem parte de nenhum grupo.

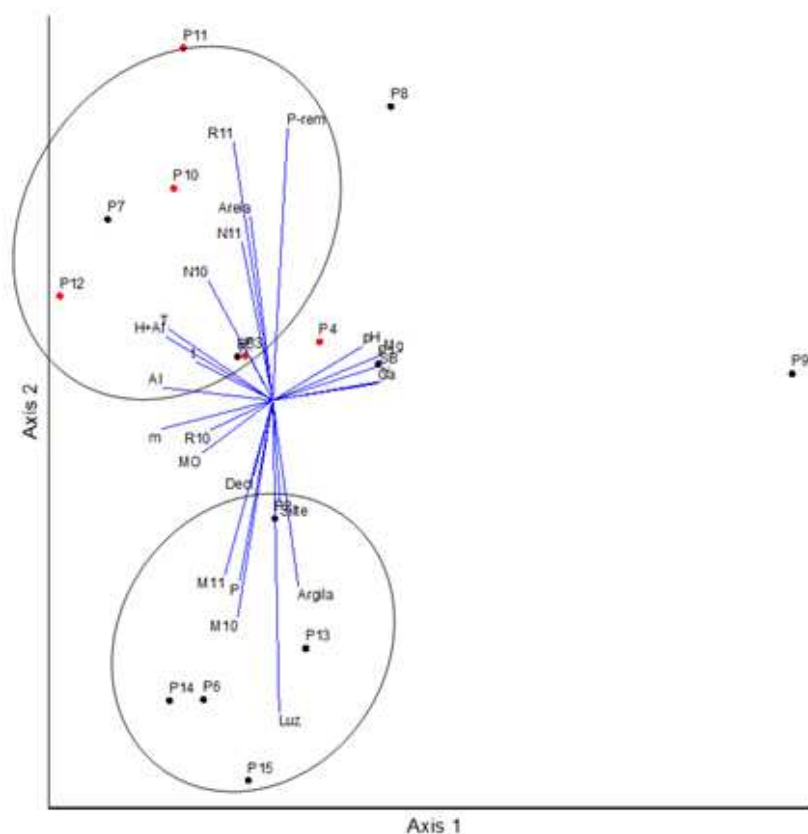


Figura 13 Análise de componentes principais (PCA) onde M10 e M11 representam as mortalidades dos anos de 2010 e 2011, R10 e R11 o recrutamento e N10 e N11 as abundâncias de cada um dos anos para *Geonoma schottiana* Mart.. As demais abreviações referem-se aos atributos de solo analisados. Pontos vermelhos dizem respeito a parcelas não atingidas pelo fogo.

A abundância não se correlacionou significativamente à declividade em ambos os anos: em 2010 ($R^2 = 0,0131$; $p = 0,6843$) e em 2011 ($R^2 = 0$; $p = 0,9859$) (Figura, 14). Assim também ocorreu com o recrutamento em 2010 ($R^2 = 0,0679$; $p = 0,3484$) e 2011 ($R^2 = 0,095$; $p = 0,2636$) (Figura, 15) e com a

mortalidade em 2010 ($R^2 = 0,0649$; $p = 0,3593$) e 2011 ($R^2 = 0,0429$; $p = 0,459$) (Figura, 16).

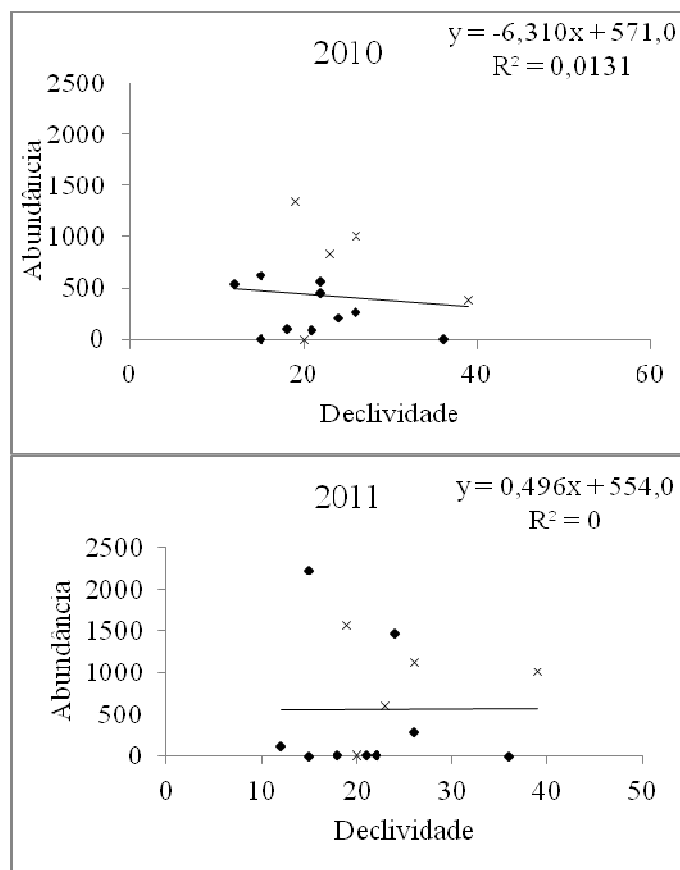


Figura 14 Correlação entre a declividade de cada parcela e a abundância de *Geonoma schottiana* Mart. em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras - MG. As parcelas simbolizadas por pontos foram atingidas pelo fogo e as parcelas simbolizadas por x representam aquelas que não foram afetadas pelo incêndio em 2011.

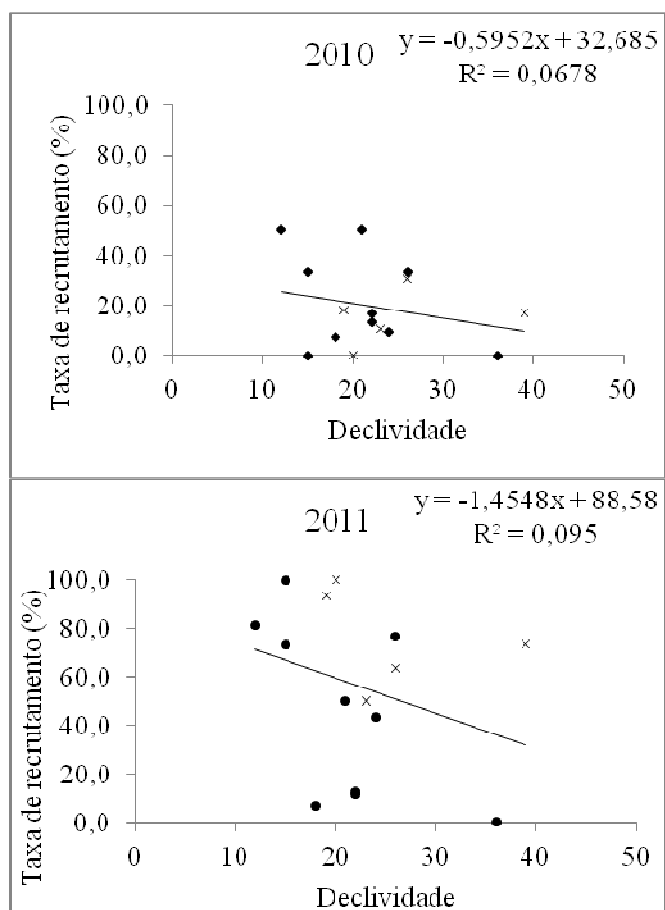


Figura 15 Correlação entre a declividade de cada parcela e a taxa de recrutamento de *Geonoma schottiana* Mart. em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras - MG. As parcelas simbolizadas por pontos foram atingidas pelo fogo e as parcelas simbolizadas por x representam aquelas que não foram afetadas pelo incêndio em 2011.

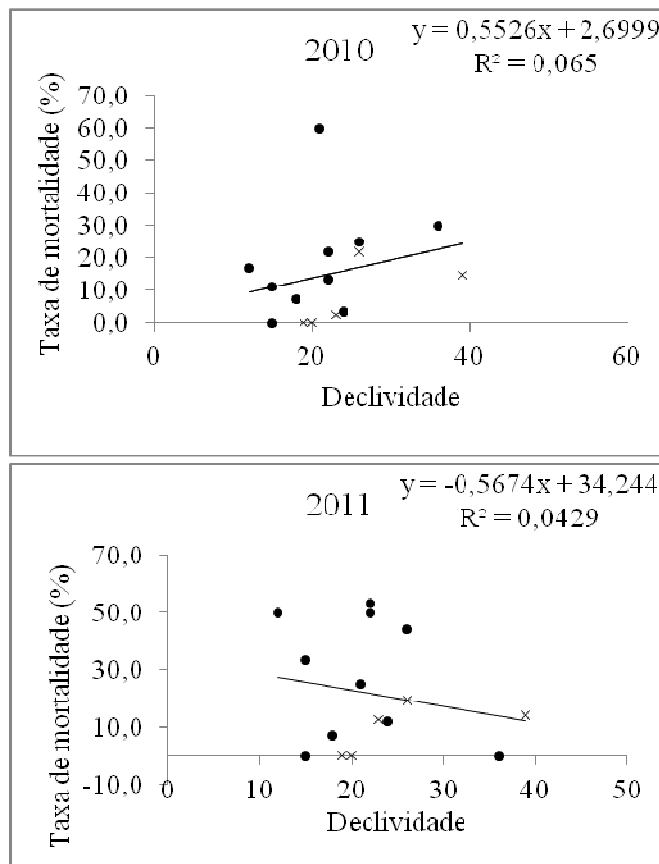


Figura 16 Correlação entre a declividade de cada parcela e a taxa de mortalidade de *Geonoma schottiana* Mart. em área de floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras - MG. As parcelas simbolizadas por pontos foram atingidas pelo fogo e as parcelas simbolizadas por x representam aquelas que não foram afetadas pelo incêndio em 2011.

O recrutamento e a mortalidade nas menores classes de tamanho (plântula, infante, jovem e imaturo), apresentaram um padrão predominantemente dependente da sazonalidade de precipitação, onde os maiores valores de recrutamento acompanham os picos de maiores

concentrações de precipitação e a mortalidade se opõe aos mesmos (Figura, 17). Ou seja, em semestres chuvosos, o recrutamento é maior e a mortalidade é menor assim como em semestres secos, a mortalidade é maior e o recrutamento menor. Esta tendência de concentrar o recrutamento nos semestres chuvosos não é encontrada nos indivíduos reprodutivos, apesar de haver um pico de recrutamento no semestre de 2011-2 (Figura, 17), onde também há um pico de mortes. Entretanto, essas mortes são atribuídas ao incêndio ocorrido no local. Nos indivíduos jovens e imaturos também é possível observar a influência do fogo na mortalidade, já que esta, para acompanhar o padrão que vinha sendo formado, deveria diminuir no semestre de 2011-2 e em seguida aumentar no semestre de 2012-1, enquanto o que se observa para jovens é um aumento na mortalidade em 2011-2 e em 2012-1 um aumento contínuo. Nos imaturos, o recrutamento acompanha os picos de sazonalidade, mas a mortalidade parece se comportar independentemente, havendo somente um pico no semestre de 2011-2, em resposta ao fogo (Figura, 17).

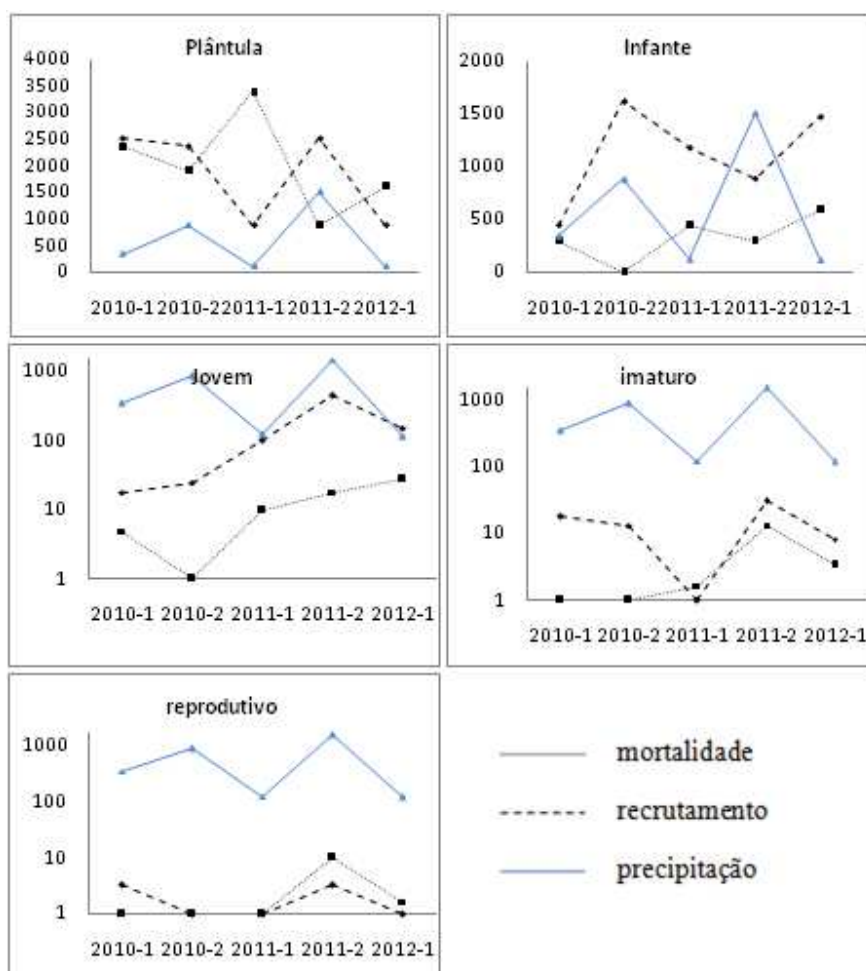


Figura 17 Dados semestrais de precipitação do município de Lavras - MG, mortalidade e recrutamento das cinco classes de tamanho observadas para a população de *Geonoma schottiana* Mart. em floresta semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito. O eixo x representa os semestres estudados, e o eixo y o número de indivíduos.

4 DISCUSSÃO

4.1 Estrutura populacional

O aumento na densidade de *Geonoma schottiana* nas parcelas atingidas pelo fogo é decorrente, principalmente, do alto recrutamento nas duas primeiras classes de tamanho e da baixa mortalidade. Portanto, pode-se inferir que a queimada não causou diminuição no número de indivíduos na área e que o recrutamento pode estar relacionado à eliminação de um competidor em potencial presente nas áreas, neste caso, as espécies de Poaceae. Resultado semelhante foi observado por Rother et al. (2009) que, investigando o estabelecimento de plântulas em áreas com e sem a presença de bambu, encontraram maior número de plântulas de *Euterpe edulis* Mart. em áreas sem o bambu, a quem frequentemente são atribuídos efeitos negativos sobre o recrutamento, estabelecimento e sobrevivência de espécies arbóreas (CAMPANELLO et al., 2007). O bambu aparece com frequência, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, como elemento marcante devido à abertura de clareiras causadas pela queda de árvores. A espécie do gênero *Merostachys* se tornou dominante, impedindo que as duas primeiras classes de tamanho se estabelecessem na área do quarto grupo de parcelas, apesar da grande densidade de adultos no local.

Ainda em relação ao número de plântulas, no ano de 2010 as maiores densidades encontraram-se nas mesmas parcelas de maiores densidades totais para este ano. No segundo ano somente uma parcela queimada esteve entre as mais densas para a classe, enquanto as demais já apresentavam altas densidades e sob condições ambientais estáveis continuaram com alto recrutamento. Na parcela queimada, como dito anteriormente, o aumento pode ter sido provocado

por uma liberação da competição com o bambu (ROTHER et al., 2009), que foi queimado. Entretanto, a presença do fogo dentro de pequenos intervalos de tempo se mostrou maléfica principalmente para as plântulas da palmeira *Neodypsis decaryi* Jum. em Madagascar (RATSIRARSON, 1993a; 1993b), fazendo com que fora da área de estudo protegida das queimadas, indivíduos desta classe de tamanho não fossem encontrados. Algo semelhante ocorreu para a classe dos infantes, onde parcelas queimadas em 2011 superaram o número de indivíduos de parcelas não atingidas, sendo que no ano anterior, estas que se destacaram não estavam nem entre as mais densas para a classe. São as mesmas parcelas que apresentaram alto recrutamento para plântulas neste período. Portanto, apesar do fogo, o recrutamento superou a mortalidade.

Assim, mesmo que os indivíduos de menor porte sejam mais sensíveis ao fogo (HOFFMAN, 1999; MEDEIROS; MIRANDA, 2008), como ocorreu com as plântulas, é possível que o fogo tenha beneficiado os infantes, como observado em estudos com outras palmeiras, onde locais com maior incidência luminosa contêm maior densidade de indivíduos nesta faixa de tamanho (RODRÍGUEZ-BURITICÁ et al., 2005; BERNACCI et al., 2008). Já em áreas mais sombreadas, a faixa de radiação fotossinteticamente ativa que atinge o solo diminui, podendo comprometer o desenvolvimento e a sobrevivência destes indivíduos (BALDERRAMA; CHAZDON, 2005; BERNACCI et al., 2008). Isso não significa que a espécie apresente preferências por locais abertos e sim que a presença do bambu prejudica a qualidade de luz que chega ao solo e, portanto, é um competidor importante para indivíduos de menor porte. O recrutamento também pode se relacionar a outras consequências do incêndio, ligadas ao aumento na disponibilidade de nutrientes (WELLS et al., 1979) e à diminuição do número de herbívoros (QUINN, 1994).

Os jovens foram mais abundantes no ano de 2010 em parcelas com baixa intensidade luminosa. Já em 2011, uma destas áreas mais abundantes, foi

atingida pelo fogo e apresentou três mortes nesta classe, número que, comparado ao de parcelas não atingidas, que chegaram a apresentar quatro mortes, indica que o fogo parece não alterar bruscamente a dinâmica de mortes da espécie nesta faixa de tamanho. Entretanto, o recrutamento na classe foi comprometido, uma vez que as parcelas que permaneceram sob condições estáveis recrutaram muito mais que parcelas atingidas. A suposição de que o fogo não alterou bruscamente o número de mortes se confirma a partir de observações de campo, onde indivíduos que entrariam na amostragem na classe 3, por estarem com as folhas queimadas, não alcançaram a altura mínima necessária para serem recrutados. Nesses indivíduos foi observado que, apesar dos danos causados pelo fogo, poucos estavam mortos, a maioria seguiu se recuperando e uma característica marcante destes indivíduos foi a presença de folhas completamente pinadas, mesmo em indivíduos do tamanho de plântulas, indicando um estágio ontogenético mais avançado. Entretanto, impactos desta natureza, recorrentes podem ter consequências drásticas para a classe já que apesar de ter apresentado baixa mortalidade para o ano do incêndio, encontra-se com seus indivíduos em um estado de regeneração e, portanto, mais frágeis as implicações de um novo evento desta magnitude.

Novamente, para a classe dos imaturos, observaram-se mortes quase em igual número em parcelas que não pegaram fogo e naquelas atingidas. Entretanto, o recrutamento de indivíduos nesta classe, que é decorrente do crescimento dos jovens, foi baixo. O recrutamento para esta classe em parcelas que pegaram fogo (10 parcelas) foi de cinco indivíduos, enquanto nas parcelas não atingidas esta soma chegou a sete (cinco parcelas). Portanto, em um balanço geral de mortes e recrutamentos, observa-se que, assim como para os jovens, o fogo alterou principalmente o recrutamento, dificultando o crescimento e, conseqüentemente, a entrada de indivíduos na classe. O fogo não foi capaz de impedir, contudo, que ocorresse um recrutamento para a classe seguinte, evento

ainda não observado no ano anterior. Esta transição para a classe reprodutiva pode estar relacionada ao estresse causado pelo fogo, induzindo a floração (HULBERT, 1988) como também pode ser um processo que aconteceria naturalmente. E apesar de ter existido recrutamento para a classe reprodutiva, este número não superou as mortes causadas pelo fogo.

Nota-se que na classe dos jovens encontrou-se o gargalo populacional, no caso da presença do fogo, visto que o recrutamento para a classe dos imaturos foi severamente comprometido. Além disso, apesar de muitos indivíduos não terem morrido nesta classe, o distúrbio queimou grande parte de suas folhas, deixando-os, portanto, mais suscetíveis à morte, seja por ataque de herbívoros, patógenos ou queda de árvores. Levando em consideração que a transição de imaturos para reprodutivos é um evento lento, caso os jovens não consigam se desenvolver, a reprodução da espécie tem sido comprometida pelo fogo.

4.2 Variáveis ambientais

O solo parece não ser fator determinante para a distribuição e dinâmica de *Geonoma schottiana*, mas há a formação de um grupo de parcelas com altas abundâncias e recrutamento em áreas mais férteis, sugerindo que estas condições facilitam seu crescimento e estabelecimento. Entretanto este resultado pode estar relacionado mais fortemente à porcentagem de abertura do dossel já que, além do primeiro grupo estar ligado a solos mais férteis, também está em locais mais sombreados, e o segundo grupo, juntamente às mortalidades encontram-se em áreas com maior porcentagem de abertura de dossel.

Apesar do baixo valor de R para as correlações de abundância e luminosidade das parcelas foi possível observar uma tendência de maiores abundâncias em locais com baixas porcentagens de abertura de dossel, ou seja, a espécie tolera ambientes com maiores aberturas de dossel, mas tem maior

sucesso em colonizar áreas mais sombreadas. Nas áreas estudadas que apresentaram menos de 20% de abertura do dossel foi observada a ocorrência de parcelas com alta e baixa abundância, devido a outros fatores limitantes para o estabelecimento da espécie como ficou claro onde havia o domínio da gramínea *Parodiophylloclhoa penicillata* que dificultou o recrutamento e estabelecimento das plântulas, assim como observado por Rother (2009) estudando a influência da presença do bambu no recrutamento de plântulas. *Geonoma schottiana* é classificada como uma espécie de sub-bosque, assim como *Euterpe edulis* Mart. (PAULILO, 2000), mas seu limite de tolerância à luz é bem menor do que o relatado para a espécie citada, que tem seu pico de crescimento entre 20 e 70% de abertura de copa. Apesar de áreas com aberturas maiores que 40% não terem sido amostradas, observou-se claramente que, acima de 20% de abertura do dossel, a ocorrência da espécie diminui.

O recrutamento, principalmente das plântulas, é influenciado pela competição (ROTHER, 2009), assim como por fatores ambientais, principalmente aqueles ligados à disponibilidade de luz (CINTRA, 1998; SVENNING, 2002; BALDERRAMA; CHAZDON, 2005). Para o ano de 2010, assim como o observado para *Geonoma schottiana* por Sampaio (2006) e para a espécie *Geonoma brevisphata* (SOUZA; MARTINS, 2004), a luminosidade não afetou o recrutamento. Já no ano do incêndio, áreas mais sombreadas recrutaram muito mais indivíduos, tanto nas parcelas queimadas quanto nas não atingidas pelo fogo. A qualidade da luz recebida pelos indivíduos no sub-bosque se relacionou diretamente a este resultado, já que o dossel não foi queimado e, com a eliminação de competidores nas áreas, o recrutamento pode sofrer o incremento observado (BALDERRAMA; CHAZDON, 2005; RODRÍGUEZ-BURITICÁ et al., 2005; BERNACCI et al., 2008). Espécies do mesmo gênero têm maneiras variadas de responder à luminosidade, *Geonoma cuneata* H. Wendl. ex Spruce e *Geonoma congesta* H. Wendl. ex Spruce, por exemplo,

toleram melhor a sombra na fase de plântula (CHAZDON, 1986a) enquanto indivíduos reprodutivos também de espécies de outros gêneros como *Asterogine martiana* (H. Wendl.) H. Wendl. ex Hemsl. (CHAZDON, 1986b), *Geonoma cuneata* H. Wendl. ex Spruce (CHAZDON, 1986b) e *Astrocaryum mexicanum* Liebm. ex Mart. (PIRERO; SARUKHAN, 1982) apresentaram cachos maiores e em maior quantidade quando em locais mais abertos.

A mortalidade mostrou um padrão inverso ao do recrutamento, sendo mais frequente em áreas mais abertas, principalmente para o ano de 2011. Chazdon (1986b) estudando as espécies: *martiana*, *Geonoma cuneata* e *Geonoma congesta*, concluiu que, havendo um dossel estabelecido, pode haver o sucesso no estabelecimento de plântulas e Bjorkfnan (1981) conclui que altas intensidades luminosas podem causar injúrias a estes indivíduos aumentando a mortalidade.

A abertura do dossel, o recrutamento, a abundância e a mortalidade não se correlacionaram com a declividade, assim como concluiu Sampaio (2008), estudando a mesma espécie utilizada neste trabalho.

O recrutamento foi mais frequente durante a estação chuvosa, assim como observado por Sampaio (2008) em mata de galeria no Brasil Central, que observando também a germinação da espécie concluiu que as sementes ficam dormentes no solo por mais de 43 meses e que, portanto, o banco de sementes não é sazonal, mas o recrutamento sim. Este autor também avaliou a correlação de eventos vegetativos (emissão e expansão da folha flecha) e reprodutivos (produção de inflorescências) com as estações climáticas, sendo o evento vegetativo mais frequente durante a estação seca, e o aparecimento das inflorescências concentrado no final da estação chuvosa e início da seca, levando cerca de seis meses para que ocorra a antese floral e permitindo portanto, que os frutos se desenvolvam durante a estação chuvosa. A produção de folhas se concentra na estação seca a qual foi atribuída à maior disponibilidade luminosa

(SAMPAIO, 2008), assim como a mortalidade dos indivíduos das três primeiras classes. Considerando-se que as florestas semidecíduas perdem parte de suas folhas durante a estação seca, a insolação é fator ainda mais marcante.

Para os indivíduos imaturos e reprodutivos não se observou grande influência da estacionalidade de precipitação para a dinâmica de mortes, por se tratarem de plantas maiores e, portanto, provavelmente mais resistentes a variações climáticas. Já com relação ao recrutamento, os imaturos apresentaram a mesma dependência da precipitação que os indivíduos menores e, apesar da produção de folhas se concentrar na estação seca, como descreveu Sampaio (2008), os picos de recrutamento acompanharam os picos de precipitação. Esta resposta não refuta o resultado do autor, já que, como a produção de folhas ocorre na estação seca, o resultado deste crescimento é contabilizado na medição seguinte, a chuvosa. O recrutamento dos reprodutivos foi observado em apenas um dos semestres estudados e, portanto, não pode ser atribuído a ele um padrão. Estes eventos ocorreram na estação chuvosa, mas houve também a influência do fogo neste semestre, sendo necessário mais tempo de estudo para que novos indivíduos sejam recrutados na classe.

5 CONCLUSÃO

O fogo não alterou a estrutura da população de *Geonoma schottiana*, já que os recrutamentos superaram as mortes em decorrência deste evento, além de ter impulsionado o recrutamento em áreas dominadas por Poaceae. A espécie teve seu crescimento e estabelecimento influenciados pela porcentagem de abertura de dossel, sendo mais abundante em locais com menor incidência luminosa. A classe das plântulas e dos infantes foi sensível também à qualidade de luz recebida, apresentando maior recrutamento para áreas sem a presença de Poaceae. A dinâmica de mortes e de recrutamentos foi correlacionada à sazonalidade de precipitação, onde maiores taxas de recrutamento coincidem com os picos de precipitação e maiores taxas de mortalidade encontram-se nos períodos mais secos.

REFERENCIAS

ARMELIN, R.S. **As dinâmicas de *Schefflera angustissima* (March.) Frodin (Araliaceae) e de *Andira anthelmia* (Vell.) March. (Fabaceae) na reserva de Morro Grande, São Paulo.** Tese (Doutorado em) - Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, 2005.

BALDERRAMA, S.I.V.; CHAZDON, R.L. Light-dependent seedling survival and growth of four tree species in Costa Rican second-growth rain forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.21, n.4, p.383-395, Jul. 2005.

BERNACCI, L. C.; MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A .M. Estrutura de estádios ontogenéticos em população nativa da palmeira *Syagrus romanzofiana* (Cham.) Glassman (Arecaceae). **Acta Botânica Brasileira**, Feira de Santana, v. 22, n. 1, p. 119-130, 2008.

BJORKMAN, O. Responses to different quantum flux densities. **Physiological Plant Ecology I. Encyclopedia of Plant Physiology**, Ne\v Series, Vol. 12A. pp. 57-101. (Ed. by O. L. Lange. P. S. Nobel, C. B. Osmond & H. Ziegler) Springer-Verlag. NY. 1981.

CAMPANELLO, P.I.; GATTI, M.G.; ARES, A.; MONTTI, L.; GOLDSTEIN, G. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 252, n. 1-3, p. 108–117, 2007. (doi:10.1016/j.foreco.2007. 06.032).

CHAZDON, R. L. The costs of leaf support in understory palms – economy versus safety. **American Naturalist**, Chicago, v.127, n.1, p.9-30, Jan. 1986a.

CHAZDON, R. L. (1986b). Light variation and carbon gain in rain forest understorey palms. **Journal of Ecology**, London, v. 74, n. 4, p. 995-1012, Dec. 1986b.

CINTRA, R. Sobrevivência pós-dispersão de sementes e plântulas de três espécies de palmeiras em relação à presença de componentes da complexidade estrutural da floresta Amazônica. In: GASCON, C.; MOUTINHO, P. (Ed.). **Floresta Amazônica: dinâmica, regeneração e manejo**. Manaus: INPA, 1998. p.83-98.

CURI, N.; LIMA, J. M.; ANDRADE, H.; GUALBERTO, V. Geomorfologia física, química e mineralogia dos principais solos de Lavras (MG). **Ciência e Prática**, Lavras, v. 14, n. 3, p. 294-307, set./dez. 1990.

FARIA, R. A. V. B. **Programa de educação ambiental para o Parque Florestal Quedas do Rio Bonito**. 1999. 217 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1999.

GAVILANES, M. L.; BRANDÃO, M. Cobertura vegetal da reserva biológica municipal do Poço Bonito. Lavras, Minas Gerais, Brasil, I. Formação Cerrado. **Napaea**, v. 5, p. 5-11, 1988.

HENDERSON, A.; GALEANO, G.; BERNAL, R. **Field guide to the palms of the Americas**. Princeton: Princeton University Press, 1995.

HULBERT, L. C. Causes of fire effects in tallgrass prairie. **Ecology**, Ithaca, v. 69, n. 1, p.46-58, Feb. 1988.

MARTINS, R. C. **Arecaceae (Palmae) no Distrito Federal, Brasil**. 2000. 104 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade de Brasília, Brasília, Brasília, 2000.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; ALMEIDA, R. J.; MELLO, J. M.; GAVILANES, M. L. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho da mata ciliar do córrego Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.17, n.1, p. 67-85, 1984.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; RATTER, J. A. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburgh Journal of Botany**, Cambridge, v. 52, n.2, p.141-194, July 1995.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; FLUMINHAN FILHO, M. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, Lavras, v.5, n.2, p. 50-63, 1999.

PAULILO, M.T.S. Ecofisiologia de plântulas e plantas jovens de *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae): comportamento em relação à variação de radiação solar. In: REIS, M.S.; REIS, A. (Ed.). **Euterpe edulis (Palmitero):** biologia, conservação e manejo. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 2000. p. 93–105.

PIÑERO, D.; SARUKH, J. Reproductive behaviour and its individual variation in a tropical palm, *Astrocaryum mexicanum*. **Journal Ecology**, London, v. 70, n.2, p.461-472, July 1982.

PORTELA, R.C.Q.; SANTOS, F.A.M. 2011. Caracterização dos estádios ontogenéticos de três espécies de palmeiras: uma proposta de padronização para estudos de dinâmica populacional. **Revista Brasileira de Botânica**, Rio de Janeiro, v.34, n.4, p.523-535, out./dez. 2011.

QUINN, R.D. Animals, fire, and vertebrate herbivory in Californian chaparral and other Mediterranean-type ecosystems. In: MORENO, J.M.; OECHEL, W.C. (Ed.). **The Role of fire in mediterranean-type ecosystems**. New York: Springer-Verlag, 1994. p. 46–77.

RATSIRARSON, J. Importance économique et menace d'un palmier en danger de Madagascar: *Neodypsis decaryi*. **Akon'ny Ala**, v.2, p.24-25, 1993a.

RATSIRARSON, J.; SILANDER JR.; J.A., RICHARD, A.F. Conservation and management of a threatened Madagascar palm species *Neodypsis decaryi*, Jumelle. **Conservation Biology**. v. 10, n. 1, p. 40-52, Feb. 1996.

RICH, P.M. Mechanical architecture of arborescent rain forest palms. **Principes**, v. 30, n. 3, p. 117-131, July 1986.

RODRÍGUEZ-BURITICÁ, S.; ORJUELA, M.A.; GALEANO, G. Demography and life history of *Geonoma orbignyana*: An understory palm used as foliage in Colombia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 211, n. 3, p. 329–340, June 2005.

ROTHER, D. C.; RODRIGUES, R. R.; PIZO, M. A. Effects of bamboo stands on seed rain and seed limitation in a rainforest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, n. 3, p. 885–892, Feb. 2009.

SAMPAIO, M. B.; SCARIOT, A. Growth and reproduction of the understory palm *Geonoma schottiana* Mart. in the gallery forest in Central Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.31, n.3, p.433-442, Jul./Set. 2008.

SAMPAIO, M. B.; SCARIOT, A. Effects of stochastic herbivory events on population maintenance of an understory palm species (*Geonoma schottiana*) in riparian tropical Forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 26, n. 2, p.151–161, Mar. 2010.

SCHATZ, G.E.; WILLIAMSON, G.B.; COGSWELL, C.M.; STAM, A.C. Stilt roots and growth of arboreal palms. **Biotropica**, Lawrence, v.17, n. 3, p. 206-209, Sept. 1985.

SEVENNING, J. C. Crown illumination limits the population growth rate of a neotropical understory palm (*Geonoma macrostachys*, Areaceae). **Plant Ecology**, Dordrecht, v.159, n. 2, p.185- 199, Apr. 2002.

SHEIL, D., BURSLEM, D.F.R.P.; ALDER, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, London, v.83, n.2, p.331-333, 1995.

SHEIL, D.; MAY, R.M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, London, v. 84, n. 1, p. 91-100, 1996.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, n. 6, p.765-800, Nov. 2000.

SILVA, M. S.; VIEIRA, M. A.; CARVALHO, D. Biometria dos frutos e divergência genética em uma população de *geonoma schottiana* mart. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 582-584, jul. 2007.

SOUZA, A. F.; MARTINS, F. R. Microsite specialization and spatial distribution of *Geonoma brevispatha*, a clonal palm in south-eastern Brazil. **Ecological Research**, v.19, n. 6, p.521-532, Sept. 2004.

TOMLINSON, P. B. **The structural biology of palms**. Oxford: Clarendon, 1990. 477 p.

WELLS, C.G., R.E. CAMPBELL, L.F. DEBANO, C.E. LEWIS, R.L. FREDRIKSEN, E.C. FRANKLIN, R.C. FROELICH, P.H. DUNN. **Effects of fire on soil: a state-of-knowledge review**. New York: General Technical Report W0-7. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, 1979. 34 p.

CAPÍTULO 3

**ANÁLISE MATRICIAL DA DINÂMICA POPULACIONAL
DE *GEONOMA SCHOTTIANA* MART. (ARECACEAE) EM FLORESTA
ATLÂNTICA SEMIDECÍDUA PÓS-INCÊNDIO**

RESUMO

Os modelos matriciais são ferramentas eficientes da descrição das características dos diversos estádios de desenvolvimento dos organismos, permitindo identificar transições críticas para a manutenção da população. Este capítulo teve como objetivo descrever a dinâmica populacional de *Geonoma schottiana* Mart. em floresta Atlântica semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras. Para tanto foram avaliados: (i) tamanho e estrutura da população e (ii) a influência do evento estocástico, fogo, sobre a persistência desta população na área a longo prazo. A estrutura e as mortalidades da população foram comparadas nos intervalos demográficos de 2009 a 2010 e 2010 a 2011 por meio de um teste G. As matrizes de transição foram construídas para os mesmos intervalos de tempo, e foram baseadas em cinco classes de tamanho: plântula, infantes, jovens, imaturos e reprodutivos. A estrutura da população apresentou o padrão de J-reverso, indicando estabilidade e altas taxas de recrutamento e mortalidade nas primeiras classes de tamanho. As matrizes de transição indicaram que as maiores probabilidades contidas são referentes às permanências, assim como esperado para espécies de vida longa. A sensibilidade referente ao primeiro intervalo demográfico indicou que a transição com maior poder de influenciar a taxa de crescimento populacional (λ) foi um evento não observado neste intervalo e que por ser essencial para a manutenção da viabilidade da população recebeu um valor elevado. Já a análise de elasticidade confirmou a importância da permanência dos reprodutivos na população. O evento estocástico fogo não representou, portanto, uma ameaça à viabilidade da população de *Geonoma schottiana* na área de estudo.

Palavras-chave: Modelos matriciais. Fogo. Classes de tamanho. J-reverso. Taxa de crescimento populacional.

ABSTRACT

The matrix models are efficient tools description of characteristics of different developmental stages of organisms, allowing to identify critical transitions for maintenance of the population. This chapter aims to describe the population dynamics of *Geonoma schottiana* Mart. semideciduous Atlantic forest in the Ecological Park Quedas of Rio Bonito, in Lavras, south of Minas Gerais. For both were: (i) size and structure of the population and (ii) the influence of stochastic event fire on the persistence of this population in the long term. The structure of the population and mortalities were compared on demographic ranges from 2009 to 2010 and from 2010 to 2011 through a test G. The transition matrices were constructed for the same time interval, and were based on five size classes: seedling, infants, young, immature and reproductive. The population structure showed the pattern of J-reverse, indicating stability and high rates of recruitment and mortality in the first size classes. The transition matrices indicated that the most likely refer to stays contained, as expected for long-lived species. The sensitivity for the first interval indicated that the demographic transition with greater power to influence the population growth rate (λ) was an event not observed in this range and which is essential for maintaining the viability of the population received a high value. The analysis confirmed the importance of elasticity of the permanence of the reproductive population. The event stochastic fire, not thus represented a threat to the viability of the population *Geonoma schottiana* in the study area.

Keywords: Matrix models. Fire. Size classes. J reverse. Population growth rate.

1 INTRODUÇÃO

No atual cenário de desmatamento e conseqüente fragmentação torna-se necessário compreender como as populações estão reagindo, para que decisões efetivas possam ser tomadas a fim de preservar tanto a flora como a fauna associada a estes indivíduos. Estudos de dinâmica de populações são úteis para avaliar a atual situação das espécies, além de permitirem, através das projeções, que sejam feitas inferências sobre o seu futuro. As análises matriciais são ferramentas indispensáveis para a conservação já que têm o poder de indicar os estádios de desenvolvimento mais sensíveis às mudanças em cada situação, subsidiando ações de manejo. E para o estudo de populações de espécies de ciclo de vida longo, como as plantas, utiliza-se a tabela de vida estática, ou matriz de Lefcovitch, baseada em estádios de desenvolvimento.

Todos os ambientes estão sujeitos ao acontecimento de eventos estocásticos como o fogo, inclusive áreas protegidas. Esta situação, que inicialmente pode ser encarada como um problema, se torna uma oportunidade rara de definir padrões de comportamento, que podem ser adotados posteriormente em eventos semelhantes. Este capítulo teve como objetivo descrever a dinâmica da população de *Geonoma schottiana* Mart. em floresta Atlântica semidecídua no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras. Para tanto foram avaliados: (i) tamanho e estrutura da população e (ii) a influência do evento estocástico, fogo, sobre a persistência desta população na área a longo prazo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

As descrições da área, da espécie estudada e da amostragem encontram-se na seção de Material e Métodos do capítulo 1.

2.1 Análise dos dados

2.1.1 Estrutura populacional

A distribuição de indivíduos nas classes de tamanho, de ambos os anos, foi comparada pelo teste G, assim como a distribuição de mortes. As análises foram realizadas no software BioEstat 5.0.

2.1.2 Modelo matricial

A dinâmica da população de *Geonoma schottiana* foi avaliada em dois intervalos demográficos de um ano, de 2009 a 2010 e 2010 a 2011. Em cada uma das coletas de dados foi mensurado o recrutamento, a sobrevivência, a mortalidade, o crescimento e as transições tanto para classes superiores quanto para classes inferiores.

Os dados coletados foram utilizados para a construção de duas matrizes de transição baseadas em estágios de desenvolvimento (LEFKOVITCH, 1965) (Figuras, 1 e 2), uma para cada ano. Na construção das matrizes de Lefkovitch os parâmetros utilizados foram:

- sobrevivência e permanência, ou seja, probabilidade de um indivíduo sobreviver e permanecer na mesma classe durante o intervalo de tempo estudado;

- sobrevivência e mudança de classe, onde a mudança pode tanto ser representada pela passagem para uma classe superior quanto por uma retração, que é a passagem para uma classe inferior;
- fecundidade, que neste trabalho é representada pela divisão do número total de recrutas pelo número total de indivíduos reprodutivos (CASWELL, 2001).

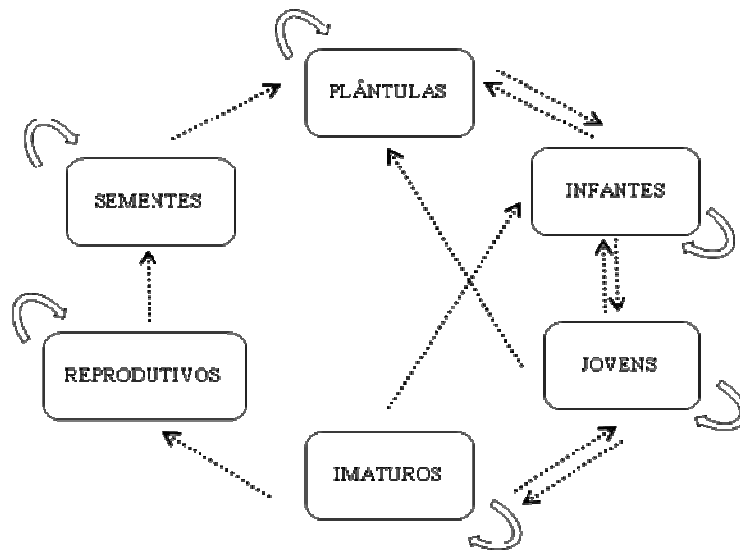


Figura 1 Ciclo de vida para a população de *Geonoma schottiana* Mart. no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

$$A_t = \begin{pmatrix} \mathbf{a}_{11} & \mathbf{a}_{21} & \mathbf{a}_{31} & \mathbf{a}_{41} & \mathbf{F} \\ \mathbf{a}_{12} & \mathbf{a}_{22} & \mathbf{a}_{32} & \mathbf{a}_{42} & \mathbf{a}_{52} \\ \mathbf{a}_{13} & \mathbf{a}_{23} & \mathbf{a}_{33} & \mathbf{a}_{43} & \mathbf{a}_{53} \\ \mathbf{a}_{14} & \mathbf{a}_{24} & \mathbf{a}_{34} & \mathbf{a}_{44} & \mathbf{a}_{54} \\ \mathbf{a}_{15} & \mathbf{a}_{25} & \mathbf{a}_{35} & \mathbf{a}_{45} & \mathbf{a}_{55} \end{pmatrix}$$

Figura 2 Modelo de uma matriz de transição, onde a diagonal principal refere-se às probabilidades de permanência na mesma classe; já os valores abaixo da diagonal principal são as probabilidades de passagem de uma classe inferior para uma classe superior; os valores acima da diagonal principal referem-se às probabilidades de retração e F representa a fecundidade da classe reprodutiva (CASWELL, 2001).

A matriz de transição A_t é uma matriz quadrática onde os valores da diagonal principal representam as probabilidades de permanência na mesma classe, os valores das subdiagonais representam as probabilidades de um indivíduo passar para uma classe superior, e os valores acima da diagonal principal representam as probabilidades de retrações, além do valor reprodutivo que determina a contribuição da classe reprodutiva para o recrutamento (CASWELL, 2001). Na construção da matriz de transição para o ano de 2010 não foi observado nenhum evento envolvendo a transição de imaturos para reprodutivos. Portanto, foi adotado o valor 0,001 para esta transição (conforme PIÑERO *et al.*, 1984; SAMPAIO; SCARIOT 2010), onde assume-se que o intervalo de tempo estudado não foi suficiente para detectar a baixa probabilidade da ocorrência desta transição (BERNACCI *et al.*, 2006).

Produziu-se um vetor coluna N_t para descrever a estrutura populacional em cada intervalo de tempo, sendo este vetor composto pelas densidades de indivíduos em cada estágio (Figura, 3).

$$N_t = \begin{pmatrix} a_1 \\ a_2 \\ a_3 \\ a_4 \\ a_5 \end{pmatrix}$$

Figura 3 Vetor coluna contendo o número total de indivíduos em cada uma das classes de tamanho.

A multiplicação da matriz de transição contendo as probabilidades de cada evento em cada classe, A_t , por seu vetor coluna, N_t , forneceu a projeção da população após t períodos de tempo (CASWELL, 2001; MORRIS; DOAK, 2002). A multiplicação da matriz A_t pelo vetor N_t , forneceu como resultado um outro vetor coluna do mesmo tamanho de N_t , mas com valores de abundância da população no tempo $t+1$. Assim:

$$N_{t+1} = A_t * N_t$$

As multiplicações subsequentes foram da matriz A_t pelo vetor coluna projetado N_{t+1} que têm como resultado o vetor N_{t+2} e assim sucessivamente. Caso as condições experimentadas por esta população se mantenham constantes, ela atingirá a distribuição estável de estádios onde o tamanho populacional pode estar tanto aumentando quanto diminuindo ou se mantendo estável, mas as proporções de cada classe de tamanho permanecem constantes ao longo do tempo (CASWELL, 2001). Este valor foi encontrado a partir da divisão do tamanho populacional no tempo t pelo tamanho populacional no tempo $t+1$.

Quando este valor começou a se repetir e não se modificou mais ao longo do tempo foi encontrada a distribuição estável de estágios, e a partir dela o valor de w_i , o autovetor direito desta matriz, representado por um vetor coluna encontrado a partir da divisão de cada linha do vetor N_{t+x} , na distribuição estável de estágios, pelo total de indivíduos naquele tempo (MORRIS; DOAK, 2002), assim como pela fórmula abaixo, onde λ é a taxa finita de crescimento populacional:

$$\lambda * w_i = A * w_i$$

(CASWELL, 2001)

Foi necessário calcular o autovetor esquerdo da matriz, v_i que representa o valor reprodutivo, ou seja, o quanto cada classe contribui reprodutivamente para o crescimento da população (PINARD, 1993; MORRIS; DOAK, 2002) que é representado por um vetor coluna assim como o w_i , contendo tantas linhas quantos forem os estádios da população estudada.

As populações descritas a partir deste modelo são guiadas pela taxa finita de crescimento da população, o λ :

$$N_{t+1} = \lambda * N_t$$

O λ é capaz de nos dizer se a população está estável ao longo do tempo ($\lambda = 1$), se está crescendo ($\lambda > 1$) ou ainda se está diminuindo ($\lambda < 1$) (CASWELL, 2000; BEGON, 2006).

2.1.3 Análises prospectivas

Este tipo de análise indicou qual processo tem o maior poder de influenciar a taxa finita de crescimento, o λ , ou seja, o quanto o λ muda em função de uma pequena mudança em uma das taxas vitais (CASWELL, 2001; MORRIS; DOAK, 2002; BEGON, 2006), já que este parâmetro é derivado da matriz de transição A_t .

A sensibilidade determina o quanto uma mudança absoluta em uma determinada taxa vital irá afetar λ . Esta análise pode apresentar valores diferentes de zero para transições que não foram observadas, portanto a utilização das elasticidades é mais difundida (MOLONEY, 1988; BEGON, 2006). Seu cálculo é feito a partir da derivada parcial de λ em relação à a_{ij} .

$$s_{ij} = \partial \lambda / \partial a_{ij}$$

(CASWELL, 2001)

Para corrigir este problema, Caswell et al., (1984) e de Kroon et al., (1986) introduziram uma abordagem simples da economia, utilizando o conceito de elasticidade, como uma medida proporcional da sensibilidade que varia sempre de zero a um. Esta medida nos diz o quanto uma mudança proporcional em uma taxa vital irá afetar λ (CASWELL, 2001). Seu cálculo se dá da seguinte forma:

$$e_{ij} = \partial \log \lambda / \partial \log a_{ij}$$

(CASWELL, 2001)

Uma característica importante é que todas as elasticidades de uma matriz de transição somam uma unidade, o que permite a comparação da importância relativa das diferentes taxas dentro do ciclo de vida, sendo mais indicadas para estudos comparativos entre populações (ARMELIN, 2005).

3 RESULTADOS

3.1 Estrutura populacional

Foram amostrados, nos anos de 2010 e 2011, 6.432 e 8.481 indivíduos, respectivamente, o que corresponde a uma densidade de 10.720 e 14.135 indivíduos por hectare. A média para os dois anos de estudo foi de 12.427 indivíduos/ha, distribuídos nas cinco classes de tamanho. A distribuição de frequências da população diferiu significativamente entre os anos (Teste G = -5276.2770; $p < 0,001$) (Figura, 4). Nos dois anos amostrados a densidade de plântulas foi maior na população (73,2% em 2010 e 63,9% em 2011), em seguida, apresentando os infantes com 23,5% e 30,4% do número total de indivíduos na população. Os valores para as outras classes seguiram diminuindo, ou seja, de acordo com o aumento do tamanho das plantas há uma diminuição no número de indivíduos. Na classe dos jovens as densidades são 1,3% e 4,2% do total de indivíduos em cada população nos anos de 2010 e 2011, respectivamente. Os imaturos e reprodutivos representam, respectivamente, 1,1% e 0,8% no ano de 2010 e 0,9% e 0,6% no ano de 2011.

A distribuição das probabilidades de mortes para as classes diferiu significativamente entre os anos (Teste G = -2256.3903; $p < 0,001$) (Figura, 5). As maiores mortalidades encontram-se nos menores estádios: plântulas apresentam 89,49% e 83,58% do total de mortes em cada um dos anos, 2010 e 2011, respectivamente; infantes, 12,97% e 15,48%; jovens, 0,34% e 0,45%; imaturos, 0,19% e 0,28% e reprodutivos com 0% de mortalidade no ano de 2010 e 0,21% no ano de 2011. As mortalidades nas três últimas classes de tamanho não ultrapassam 1% em ambos os anos, representando apenas 0,54% do total de mortes em 2010 e 0,94% em 2011. Houve aumento na mortalidade em todas as

classes de tamanho no ano de 2011, exceto na primeira (plântulas), com destaque para a classe dos reprodutivos, que não apresentou nenhuma morte no ano de 2010 e 10 mortes no ano de 2011.

As regressões no ano de 2011 foram mais frequentes para todos os eventos observados exceto para o primeiro, que corresponde à passagem de infantes para plântulas (2010 = 444; 2011 = 296) (Figura, 6). A passagem de jovens para plântulas teve dois eventos em 2010 e cinco em 2011; e para infantes cinco em 2010 e 13 em 2011. No que diz respeito aos imaturos, a passagem para infantes foi presente somente em 2011, com dois eventos e a passagem para jovens ocorreu em ambos os anos tendo cinco e 13 eventos, respectivamente.

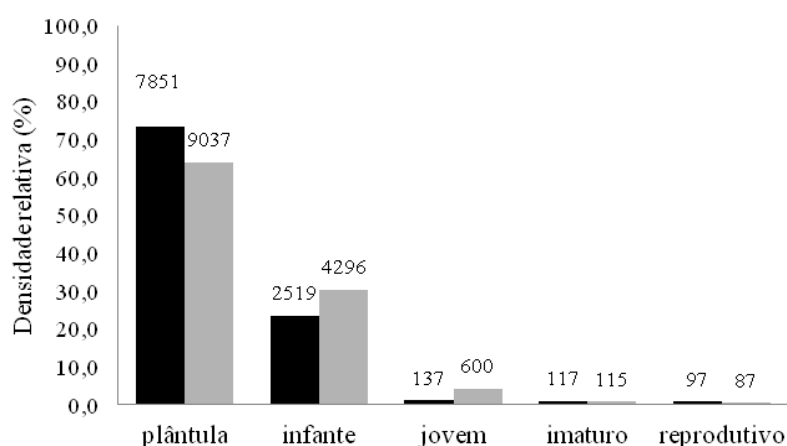


Figura 4 Histograma de frequência com as densidades relativas de indivíduos por classe de tamanho para os dois anos de estudo, 2010 (preto) e 2011 (cinza). Valores sobre as barras indicam o número de indivíduos de *Geonoma schottiana* Mart. em cada estágio.

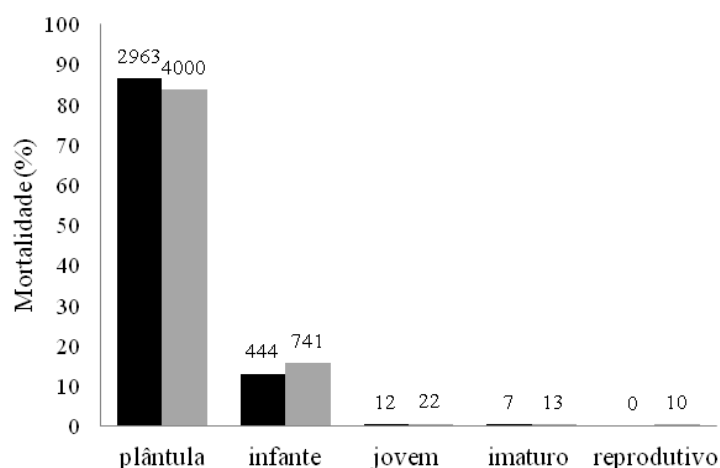


Figura 5 Histograma de frequência com as mortalidades relativas a cada classe de tamanho dentro da população para os dois anos de estudo 2010 (preto) e 2011 (cinza). Valores sobre as barras indicam o número de indivíduos de *Geonoma schottiana* Mart. em cada estágio.

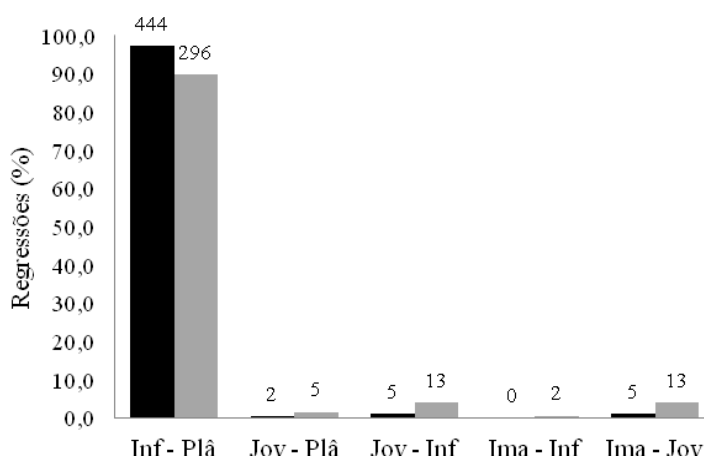


Figura 6 Histograma de frequência das regressões ocorridas entre as classes de tamanho para os dois anos de estudo 2010 (preto) e 2011 (cinza). As abreviações correspondem às classes de tamanho: Plântula (Plâ), Infante (Inf), Jovem (Jov) e Imaturo (Ima). Valores sobre as barras indicam o número de ocorrência de cada evento para a população de *Geonoma schottiana* Mart..

3.2 Modelo matricial

As maiores probabilidades das matrizes de transição foram encontradas para as permanências nos estágios reprodutivo (2010 = 1,000; 2011 = 0,9423), imaturo (2010 = 0,8000; 2011 = 0,7681) e jovem (2010 = 0,6707; 2011 = 0,1194) (Tabela, 1). As fecundidades de cada ano foram, respectivamente, 38,1860 e 70,0855. Três eventos que não ocorreram em 2010 foram detectados na matriz de 2011; a existência da regressão da quarta classe de tamanho (imaturo) para a segunda (infante) (0,0145); a passagem de indivíduos imaturos para reprodutivos (0,0145) e a passagem de jovens para reprodutivos (0,0028). A classe com maiores probabilidades de morte para ambos os anos foi a de plântulas (2010 = 0,3774; 2011 = 0,4426), seguida pelos infantes (2010 = 0,1765; 2011 = 0,1724).

Tabela 1 Matrizes de transição para os dois intervalos de estudo contendo as probabilidades de ocorrência de cada evento indicado para a população de *Geonoma schottiana* Mart. no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras - MG. Os valores de nx são as mortalidades de cada classe no intervalo estudado.

Intervalo demográfico: 2009-2010					
	Plântula	Infante	Jovem	Imaturo	Reprodutivo
Plântula	0,4528	0,1765	0,0122	0,0	38,1860
Infante	0,1509	0,2941	0,0366	0,0	0,0
Jovem	0,0	0,3529	0,6707	0,0429	0,0
Imaturo	0,0	0,0	0,0366	0,8000	0,0
Reprodutivo	0,0	0,0	0,0	0,0010	1,0000
nx	0,3774	0,1765	0,0854	0,0571	0,0

Intervalo demográfico: 2010-2011					
	Plântula	Infante	Jovem	Imaturo	Reprodutivo
Plântula	0,2459	0,0690	0,0083	0,0	70,0855
Infante	0,0328	0,0690	0,0222	0,0145	0,0
Jovem	0,0	0,0690	0,1194	0,1159	0,0
Imaturo	0,0	0,0	0,0278	0,7681	0,0
Reprodutivo	0,0	0,0	0,0028	0,0145	0,9423
nx	0,4426	0,1724	0,0361	0,1159	0,1154

A projeção da distribuição dos estádios atingiu a distribuição estável de estádios em 24 anos, já a projeção do ano de 2011 levou 44 anos. As distribuições observadas foram comparadas às distribuições obtidas na distribuição estável de estágios e não houve diferença significativa tanto para o ano de 2010 (Teste G = 0,5767; p = 0,9906) quanto para o ano de 2011 (Teste G = 0,2962; p = 0,9901) (Tabela, 2).

Os valores de λ observados para os anos de 2010 e 2011 foram, respectivamente, 1,0003 e 0,9439, indicando que a projeção para o primeiro é de crescimento e no segundo ano observa-se, dado o valor de $\lambda < 1$, que a população está em declínio (Figura, 7). As análises de sensibilidade (Tabela, 3) mostraram que as transições mais sensíveis a variações na taxa finita de crescimento são, para o ano de 2010, a passagem de imaturos para reprodutivos (3,2), a permanência dos reprodutivos (0,9620) e a passagem de plântulas para infantes (0,0229); e para o ano de 2011, a permanência dos reprodutivos (0,9894), a passagem de jovens para reprodutivos (0,32) e a passagem de imaturos para reprodutivos (0,0506).

Tabela 2 Valor reprodutivo (ν), distribuição estável de estádios (w) e distribuição estável de estádios observada (obs) para a população de *Geonoma schottiana* Mart. no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG. Letras iguais indicam que não houve diferenças significativas (Teste G) entre w e obs .

Estádio	2010			2011		
	V	w^a	obs^a	ν	w^a	obs^a
Plântula	0	0.6546	0.7324	0	0.9513	0.6393
Infante	0	0.1476	0.2349	0	0.0357	0.3039
Jovem	0.001	0.1604	0.0127	0.006	0.0031	0.0424
Imaturo	0.005	0.0287	0.0109	0.079	0.0005	0.0081
Reprodutivo	0.994	0.0087	0.0090	0.915	0.0094	0.0061

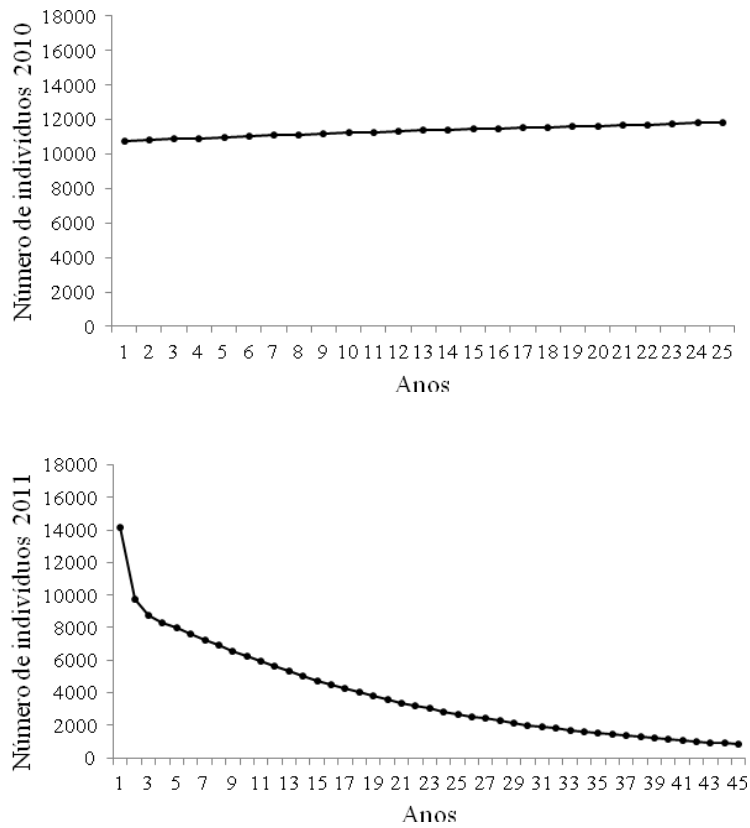


Figura 7 Comportamento do número de indivíduos de *Geonoma schottiana* Mart. nos anos de 2010 e 2011. Os valores projetados para cada ano vão até o ano em que a população atinge a distribuição estável de estágios.

Tabela 3 Análises de sensibilidades para os dois anos de estudo contendo as contribuições de cada transição para a taxa finita de crescimento (λ) na população de *Geonoma schottiana* Mart no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras - MG.

Intervalo demográfico: 2009-2010					
	Plântula	Infante	Jovem	Imaturo	Reprodutivo
Plântula	0,0063	0,0014	0,0016	0	0,0001
Infante	0,0229	0,0052	0,0056	0,0000	0
Jovem	0	0,0097	0,0105	0,0019	0
Imaturo	0	0	0,1	0,0161	0,0000
Reprodutivo	0	0	0,0	3,2	0,9620

Intervalo demográfico: 2010-2011					
	Plântula	Infante	Jovem	Imaturo	Reprodutivo
Plântula	0,0023	0,0001	0,00001	0,0	0,00002
Infante	0,0497	0,0019	0,0002	0,000003	0,0
Jovem	0,0	0,0236	0,0020	0,0003	0,0
Imaturo	0,0	0,0	0,0278	0,0044	0,0
Reprodutivo	0,0	0,0	0,3200	0,0506	0,9894

A análise de elasticidade (Tabela, 4) mostra que para ambos os anos, a permanência dos indivíduos reprodutivos em sua classe é o evento que mais influencia o valor de λ , sendo responsável por 96% da elasticidade total em 2010 e por 99% em 2011. A soma das outras permanências no ano de 2010 é de 2,41% e no ano de 2011 é de 0,46%. Os demais eventos, incluindo a fecundidade, somados em 2010 chegam a 1,72% da variação total de λ e em 2011 a 0,84%.

Tabela 4 Análises de elasticidades para os dois anos de estudo, 2010 e 2011 para a população de *Geonoma schottiana* Mart., no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras – MG, contendo as contribuições relativas de cada transição para a taxa finita de crescimento (λ).

Intervalo demográfico: 2009-2010					
	Plântula	Infante	Jovem	Imaturo	Reprodutivo
Plântula	0,0028	0,0003	0,00002	0,0	0,0032
Infante	0,0035	0,0015	0,00021	0,0	0,0
Jovem	0,0	0,0034	0,007	0,0001	0,0
Imaturo	0,0	0,0	0,0033	0,0128	0,0
Reprodutivo	0,0	0,0	0,0	0,0032	0,9588

Intervalo demográfico: 2010-2011					
	Plântula	Infante	Jovem	Imaturo	Reprodutivo
Plântula	0,0006	0,00001	0,0000001	0,0	0,0017
Infante	0,0017	0,0001	0,000004	0,0000004	0,0
Jovem	0,0	0,0017	0,0003	0,00004	0,0
Imaturo	0,0	0,0	0,0008	0,0036	0,0
Reprodutivo	0,0	0,0	0,0009	0,0008	0,9877

4 DISCUSSÃO

4.1 Estrutura populacional

Devido ao impacto do incêndio esperava-se que a população diminuísse de tamanho em 2011, mas o recrutamento superou as mortalidades causadas pelo fogo, gerando o aumento observado. As maiores diferenças encontraram-se nas três primeiras classes de tamanho, onde houve grande aumento no número de indivíduos amostrados, sendo o recrutamento distribuído tanto em parcelas atingidas pelo fogo como em parcelas não atingidas (Capítulo 1). Destaca-se, portanto, a importância da heterogeneidade ambiental na floresta semidecídua (OLIVEIRA-FILHO et al. 1997; VIANA et al. 1997), já que alguns locais, mais suscetíveis ao fogo, sofreram danos mais intensos que outros, existindo também sítios com altas taxas de recrutamento (CHAZDON, 1986)

O número de indivíduos amostrados no ano de 2010 (10.720 indivíduos/ha) foi inferior ao valor médio encontrado por Sampaio (2006) (14.034 indivíduos/ha), em estudo no Brasil Central com *Geonoma schottiana*. Já em 2011, o valor ultrapassou o encontrado por este autor (14.135 indivíduos/ha) e a estrutura da população observada foi a mesma apresentada no estudo citado, ambas com o formato de J-reverso. Portanto, as maiores concentrações de indivíduos encontram-se nas menores classes de tamanho, onde o recrutamento é alto, assim como a mortalidade. O padrão observado é utilizado tanto na interpretação de dados de comunidades vegetais (SCHERER et al., 2007; MACHADO et al. 2010) como para dados de populações (COSTA; MANTOVANI, 1995; CALDATO et al., 1999; RODRÍGUEZ-BURITICÁ et al., 2005; ANDRADE et al., 2007), e indica que a espécie apresenta regeneração contínua (BATISTA, 1989), fato também encontrado por Sampaio (2006),

estudando a densidade de sementes viáveis da espécie no banco de sementes, o que ocorre devido à produção de frutos maduros ao longo de todo o ano, além de ser interpretado como um sucesso na regeneração natural da espécie e até mesmo como um indicador de estabilidade (KNIGHT, 1975; PINARD; PUTZ, 1992; HAY, 2002). Entretanto, este tipo de inferência se refere a uma amostra de dados pontuais e deve ser interpretada com cautela (CONDIT et al., 1998), ressaltando a importância da utilização dos modelos matriciais como ferramenta eficaz para a interpretação do comportamento populacional.

A projeção matricial de 2010 corrobora o resultado da distribuição de frequências, já que a população se apresentou estável ao longo do tempo, com um λ de 1,0003. Já no ano de 2011, o λ da população apresentou um valor menor que um (0,9439), indicando declínio populacional. Entretanto, a partir dos valores observados no histograma de frequências para este ano, observou-se também a estabilidade e até crescimento, mostrando que o fogo não foi capaz de alterar a estrutura da população em curto prazo. Estudos indicam que é comum a ocorrência de altas taxas de sobrevivência, fecundidade e estabelecimento logo após o fogo para as espécies herbáceas *Hypericum cumulicola* (Small) W.P. Adams (QUINTANA-ASCENCIO et al., 2003) e *Chamaecrista keyensis* Pennell (LIU; MENGES, 2005). Tal fato se deve à liberação de espaço, diminuindo a competição e, assim, propiciando sítios favoráveis ao recrutamento (ROTHER et al., 2009; CAMPANELLO et al., 2007; BALDERRAMA; CHAZDON, 2005; BERNACCI et al., 2008), além de aumentar a disponibilidade de nutrientes no solo (WELLS et al., 1979). Assim, é esperado que ocorra um declínio populacional em longo prazo, visto que estas condições iniciais não são mantidas e surgem novos competidores. O maior aumento no número de indivíduos, observado para esta população, foi nas duas primeiras classes de tamanho, e estudos para herbáceas de altura semelhante e que, portanto, experimentam condições semelhantes dentro da floresta, também

indicaram este padrão no pós-fogo (QUINTANA-ASCENCIO et al., 2003; MENGES; QUINTANA-ASCENCIO, 2004; LIU; MENGES, 2005).

O declínio populacional apresentado na projeção ocorreu porque o modelo assume que as condições apresentadas na matriz de transição são estáveis (CASWELL, 2001; MORRIS; DOAK, 2002), ou seja, é como se a projeção considerasse que em todos os anos da projeção haverá um incêndio. Apesar do aumento no número de indivíduos no intervalo de 2010 a 2011, o λ é inferior a um porque no ano estudado o distúrbio diminuiu a probabilidade de ocorrência de quase todos os eventos da matriz de transição.

A distribuição de probabilidades de mortes apresentou valores maiores para todos os estádios no ano de 2011, sendo plântulas e infantes as classes com maiores aumentos. Entretanto, estas são as classes onde este evento é mais frequente, mesmo em situações de normalidade, sendo causadas por herbivoria, pela competição intra e interespecífica (SVENNING; 2001), por danos mecânicos como a queda de galhos e árvores (SCARIOT, 2000; RODRIGUEZ-BURITICA et al., 2005) e pisoteio de animais (COLE, 1995). Destaca-se, portanto, o elevado aumento para as classes 3 e 4, onde o número de mortes quase dobrou de um ano para o outro; e para a classe reprodutiva, que no primeiro ano não apresentou mortes, enquanto após incêndio em 2011 foram observados vários eventos desta natureza. É importante ressaltar que as mortes nesta classe são todas referentes a parcelas atingidas pelo fogo. Assim é possível inferir que, se este evento não tivesse ocorrido, mortes naturais, por senescência, ainda não teriam sido observadas.

Os retrocessos entre classes de tamanho apresentaram aumento para todos os eventos no ano de 2011, exceto para o primeiro, que corresponde à transição de infantes para plântulas, onde foi observada uma diminuição em relação ao ano anterior. Esta diminuição é devido à alta taxa de mortalidade da classe, sugerindo sua baixa resiliência em contato com o fogo (McPHERSON,

1998; RATSIRARSON, 1993a; 1993b; HOFFMANN, 1999). Já nas classes seguintes, onde foi observado aumento no número de regressões, é possível notar que, apesar do fogo, a espécie tem mecanismos capazes de protegê-la, e assim persistir no local afetado. Foi observado em campo que, nos indivíduos sem estipe aéreo, a partir da terceira classe de tamanho, o acúmulo de bainhas foliares forneceu proteção ao meristema. Esta situação é comum entre palmeiras, sendo muitas delas resistentes ao fogo, como *Serenoa repens* (W Bartran) Small (HOUGH, 1968), *Acoelorrhaphe wrightii* (Griseb. & H. Wendl.) H. Wendl. ex Becc. (UHL; DRANSFIELD, 1987), *Livistona eastonii* C. A. Gardner (HNATIUK, 1977), *Orbignya* spp. (ANDERSON et al., 1991), *Neodypsis decaryi* Jumelle (RATSIRARSON, 1993a), *Hyphaene thebaica* (L.) Mart. (ORWA et al. 2009), *Syagrus glaucescens* Glaz. ex Becc. (MIOLA et al. 2010).

4.2 Modelo matricial

As maiores probabilidades contidas nas matrizes de transição de ambos os anos estão nas permanências, ou seja, dizem respeito à sobrevivência dos indivíduos, assim como em espécies com ciclo de vida longo (SILVERTOWN et al., 1993) e, destas permanências, a mais crítica diz respeito aos reprodutivos como observado por Sampaio e Scariot, (2010) e Portela et al., (2010), classe que alimenta a população com propágulos. A população desta espécie é caracterizada por apresentar um banco de sementes que não varia em densidade ao longo do tempo (SAMPAIO, 2010) devido à produção contínua de frutos, fator importante na manutenção da estrutura populacional em casos de distúrbios.

Existem, na população, regressões que não são possíveis, dentre elas a de reprodutivos para classes inferiores e de indivíduos com estipe aéreo para as duas primeiras classes. Isso ocorre porque o estipe não pode diminuir de

tamanho, já que contém em seu ápice o meristema responsável pela sobrevivência das palmeiras. Dos três eventos inéditos observados apenas um pode ser atribuído com confiança à presença do incêndio, a transição de imaturos para infantes, indivíduos que apresentavam estipe subterrâneo e que tiveram suas folhas queimadas. Os outros dois eventos, de passagem de jovens para reprodutivos e de imaturos para reprodutivos, que ocorreram somente em áreas queimadas, podem tanto ter ocorrido naturalmente como também terem sido induzidos pelo incêndio que aumenta a intensidade luminosa (CHAZDON, 1992) e a disponibilidade de nutrientes no solo (WELLS et al., 1979), eventos que, juntos, são capazes de acelerar o amadurecimento de determinadas plantas (HULBERT, 1988).

A distribuição estável de estádios foi alcançada com 20 anos a mais na projeção de 2011 em relação à de 2010, indicando que o distúrbio dificultou que a população atingisse o equilíbrio. Provavelmente, a distribuição estável de estádios seja alcançada muito antes, mesmo após o fogo, já que a projeção assume que as condições apresentadas na matriz se manterão estáveis, o que não é real, visto que o incêndio no local estudado é um evento de baixa ocorrência. Mesmo com este viés causado pela análise, a distribuição projetada não diferiu significativamente da distribuição observada, ou seja, as proporções entre as classes de tamanho se mantiveram com a estrutura de J-reverso. As contribuições dos valores reprodutivos se iniciaram a partir da terceira classe de tamanho, onde começou a ser possível a contribuição com propágulos na população comumente, valores crescentes são encontrados para espécies arbóreas (ABREU; RODRIGUES, 2010; LIMA, 2011) e, como poucos indivíduos na classe dos jovens se tornaram reprodutivos, assim como a transição de imaturos para reprodutivos foi pouco frequente, esses valores para ambos os anos foi bem menor do que o valor apresentado pelos reprodutivos.

As análises de sensibilidade indicaram que, para o primeiro ano, as transições mais capazes de alterar o λ foram a transição de imaturos para reprodutivos, evento não observado neste intervalo de tempo e que, portanto, recebeu o valor de 0,001 como recomendado por (PIÑERO et al., 1984; SAMPAIO; SCARIOT 2010). Por se tratar do menor valor de probabilidade contido na matriz e por ser uma mudança de classe que é essencial para a manutenção da viabilidade da população, já que corresponde à entrada de indivíduos na classe reprodutiva, apresentou o maior valor para a análise de sensibilidade juntamente a permanência dos reprodutivos e a passagem de plântulas para infantes. Caso a população estivesse ameaçada, esforços para sua conservação deveriam ser concentrados na transição de imaturos para reprodutivos, evento responsável por abastecer o segundo evento considerado mais sensível pela análise. No segundo ano, alguns dos eventos observados para o ano de 2010 se repetiram, dentre eles a permanência dos reprodutivos e a passagem de imaturos para reprodutivos. Já o segundo valor mais alto para esta matriz, que diz respeito à transição de jovens para reprodutivos, evento que assim como a transição de imaturos para reprodutivos ainda não havia sido observado, apareceu entre os maiores valores justamente por sua baixa ocorrência e por estar diretamente ligado à produção de propágulos.

A análise de elasticidade reforçou a importância da permanência dos indivíduos reprodutivos na população de *Geonoma schottiana*, tal como para outras espécies de ciclo de vida longo (como exemplo, em SILVERTOWN et al., 1993; SAMPAIO; SCARIOT, 2010; PORTELA et al., 2010). No ano do incêndio, o valor apresentado para esta permanência foi maior do que o encontrado para o ano anterior, provavelmente pela alta mortalidade experimentada por esta classe no período após o distúrbio.

Estudos sugerem que eventos estocásticos dessa natureza podem ser benéficos, dependendo do intervalo de ocorrência (QUINTANA-ASCENCIO et

al., 2003; VALVERDE *et al.*, 2004), podendo inclusive aumentar a diversidade de espécies da comunidade, permitindo sua coexistência (HOFFMANN, 1999), assim como previsto na teoria do distúrbio intermediário (CONNELL, 1978). A frequência do fogo também está diretamente relacionada à sua intensidade, já que longos intervalos de tempo sem fogo favorecem o acúmulo de material inflamável, causando incêndios de maiores proporções (PIVELLO *et al.*, 1999; MARTINS *et al.*, 2009), material que no caso estudado é o bambu, que, como discutido anteriormente, suprime o recrutamento e o estabelecimento das plântulas e dos infantes na população de *Geonoma schottiana*.

5 CONCLUSÃO

Assim como para outras palmeiras comprovadamente resistentes ao fogo, este evento não representou uma ameaça à viabilidade da população de *Geonoma schottiana* no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito que, apesar de apresentar um $\lambda < 1$ no ano de 2011, experimentou um aumento na densidade populacional. Conclui-se, portanto que a espécie pode ter sido beneficiada pelo fogo e que seu crescimento possa ter inclusive impactos negativos sobre a comunidade, como também pode representar apenas uma resposta imediata e de curto prazo em decorrência das modificações causadas no ambiente pelo distúrbio.

REFERENCIAS

ABREU, R. C. R.; RODRIGUES, P. J. F. P. Exotic tree *artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 61, n. 4, p. 677-688, Out./Dec. 2010

ANDERSON, A.B.; MAY, P.H.; BALICK, M.J. **The subsidy from nature:** palm forests, peasantry and development on an Amazonian Frontier, New York: Columbia University Press, 1991. p. 233

ANDRADE, P. M.; SANTOS, F. A. M.; MARTINS, F. R. Size structure and fertility in an *Eriocnema fulva* Naudin (Melastomataceae) population in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.67, n.4, p. 685-693, 2007.

ARMELIN, R.S. **As dinâmicas de *Schefflera angustissima*(March.) Frodin (Araliaceae) e de *Andiraantheimia*(Vell.) March. (Fabaceae) na reserva de Morro Grande, São Paulo.** 2005. 212 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

BATISTA, J.L.F. **A função Weibull como modelo para a distribuição de diâmetros de espécies arbóreas tropicais.** 1989. 116 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 1989.

BALDERRAMA, S.I.V.; CHAZDON, R.L. Light-dependent seedling survival and growth of four tree species in Costa Rican second-growth rain forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.21, n.4, p.383-395, Jul. 2005.

BERNACCI, L. C.; MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A .M. Estrutura de estádios ontogenéticos em população nativa da palmeira *Syagrus romanzofiana* (Cham.) Glassman (Arecaceae). **Acta Botânica Brasílica**, Feira de Santana, v. 22, n. 1, p. 119-130, 2008.

CALDATO, S. L.; LONGHI, S. J.; FLOSS, P. A. Estrutura populacional de *Ocotea porosa* (LAURACEAE) em uma floresta ombrófila mista, em Caçador (SC) **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.9, n.1, p. 89-101, 1999.

CAMPANELLO, P.I.; GATTI, M.G.; ARES, A.; MONTTI, L.; GOLDSTEIN, G. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 252, n. 1-3, p. 108–117, 2007. (doi:10.1016/j.foreco.2007. 06.032).

CASWELL, H. Optimal Life Histories and Age-Specific Costs of Reproduction - 2 Extensions. **Journal of Theoretical Biology**, Bethesda, v.107, n.1, p.169-172, Mar. 1984.

CASWELL, H. Prospective and retrospective perturbation analyses: their roles in conservation biology. **Ecology**, Ithaca, v. 81, 619-627, 2000.

CASWELL, H. **Matrix population models**: construction, analysis and interpretation. Sunderland: Sinauer Associates, 2001.

CHAZDON, R. L. Light variation and carbon gain in rain forest understorey palms. **Journal of Ecology**, London, v. 74, n. 4, p. 995-1012, Dec. 1986.

CHAZDON, R. L. Patterns of growth and reproduction of *Geonoma congesta*, a clustered understory palm. **Biotropica**, Lawrence, v.24, n. 1, p. 43–51, 1992.

CHAZDON, R.L.; BALDERRAMA, S.I.V. Light-dependent seedling survival and growth of four tree species in Costa Rica second-growth rain forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21,n. 4, p.383-395, July 2005.

COLE, D.N. Experimental trampling of vegetation I: relationship between trampling intensity and vegetation response. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 32, n. 1, p. 203-214, Feb. 1995.

CONNELL, J.H. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. **Science**, Washington, v.199, n. 4335, p. 1302–1310, Mar. 1978.

CONDIT, R., ASHTON, P.S., BAKER, P., BUNYAVEJCHEWIN, S., GUNATILLEKE, S., GUNATILLEKE, N., HUBBELL, S.P., FOSTER, R.B., ITOH, A., LAFRANKIE, J.V., LEE, H.S., LOSOS, E., MANOKARAN, N., SUKUMAR, R. E YAMAKURA, T. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. **Science**, Washington, v. 288, n. 5470, p. 1414-1418, May 2000.

COSTA, L. G. S.; MANTOVANI, W. Dinâmica sucessional da floresta mesófila semidecídua em Piracicaba (SP). **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v.1, p.291-305, 1995.

CURI, N.; LIMA, J. M.; ANDRADE, H.; GUALBERTO, V. Geomorfologia física, química e mineralogia dos principais solos de Lavras (MG). Lavras, **Ciência e Prática**, Lavras, v. 14, n. 3, p. 294-307, set./dez. 1990.

KROON, H. de; PLAISIER, A.; GROENENDAEL, J. van; CASWELL, H. . Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. **Ecology**, Ithaca, v. 67, n. 5, p. 1427-1431, Oct. 1986.

FARIA, R. A. V. B. **Programa de educação ambiental para o Parque Florestal Quedas do Rio Bonito**. 1999. 217 p. Dissertação (Mestrado Ciências Florestais) Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1999.

GAVILANES, M. L.; BRANDÃO, M. Cobertura vegetal da reserva biológica municipal do Poço Bonito. Lavras, Minas Gerais, Brasil, I. Formação Cerrado. **Napaea**, v. 5, p. 5-11, 1988.

HAY, J. D. Aspectos da ecologia de populações de plantas nativas no cerrado do Brasil. In: ARAÚJO, E. L.; MOURA, A. N.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GESTINARI, L. M. S.; CARNEIRO, J. T. M. (Ed.). **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. Recife: UFRPE, 2002.

HENDERSON, A.; GALEANO, G.; BERNAL, R. **Field guide to the palms of the Americas**. Princeton: Princeton University Press, 1995.

HNATIUK, R.J. Population structure of *Livistona eastonii* Gardn., Mitchell Plateau, Western Australia. **Australian Journal Ecology**, v. 2, n. 4, p.461-466, Dec. 1977.

HOFFMANN, W.A. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model predictions. **Ecology**, Ithaca, v.80, n. 4, p. 1354-1369, 1999.

HOUGH, W.A. Carbohydrate reserves of saw-palmetto: seasonal variation and effects of burning. **Forest Science**, v. 14, n. 4, p. 399-405, Dec. 1968.

HULBERT, L. C. Causes of fire effects in tallgrass prairie. **Ecology**, Ithaca, v. 69, n. 1, p.46-58, Feb. 1988.

KNIGHT, D.H. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. **Ecological Monographs**, Itaka, v. 45, n. 3, p. 259-284, Summer 1975.

LEFKOVITCH, L.P. The study of population growth in organisms grouped by stages. **Biometrics**, Washington, DC, v.21, n.1, p.1-18, Mar. 1965.

LIMA, V.V.F. **Estrutura e dinâmica de populações de coquinho-azedo (*Butia capitata* (Mart.) Beccari; *Arecaceae*) em áreas de extrativismo no Norte de Minas Gerais**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2011.

LIU, H.; MENGES, E.S. Winter fires promote greater vital rates of an endemic herb of the Lower Florida Keys than summer fires. **Ecology**, Ithaca, v. 86, 2005. In press.

MACHADO, E. L. M.; GONZAGA, A. P. D.; CARVALHO, W. A. C.; SOUZA, J. S.; HIGUCHI, P.; SANTOS, R. M.; SILVA, A. C.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Flutuações temporais nos padrões de distribuição diamétrica da comunidade arbóreo-arbustivo e de 15 populações em um fragmento florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 4, p.723-732, 2010.

MENGES, E.; QUINTANA-ASCENCIOP. F. Population viability with fire in *Eryngiumcuneifolium*: deciphering a decade of demographic data. **Ecological Monographs**, Itaka, v. 74, n. 1, p. 79–99, Feb. 2004.

MIOLA, D. T.B.; CORREIA, H. V. L.; FERNANDES, G. W.; NEGREIROS, D. Efeito do fogo na fenologia de *Syagrusglaucescens*Glaz. exBecc. (Arecaceae). **Neotropical Biology and Conservation**, São Leopoldo, v. 5, n. 3, p.146-153, set./dez. 2010

MOLONEY, K. A. Fine-scale spatial and temporal variation in the demography of a perennial bunchgrass. **Ecology**, Ithaca, v. 69, n. 5, p. 1588-1598, Oct. 1988.

MORRIS, W.F.; DOAK, D.F. **Quantitative conservation biology**: theory and practice of population viability analysis. Sinauer Associates, 2002.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; ALMEIDA, R.J.; MELLO, J.M.; GAVILANES, M. L. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho da mata ciliar do córrego Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.17, n.1, p. 67-85, 1994.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; RATTER, J.A. A study of the origino f central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburgh Journal of Botany**, Cambridge, v.52, n.2, p.141-194, July 1995.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; MELLO, J.M. E.; SCOLFORO, J.R.S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five year period (1987-1992). **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 131, n. 1, p. 45-66, July 1997.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; FLUMINHAN FILHO, M. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, Lavras, v.5, n.2, p. 50-63, 1999.

ORWA, C.; MUTUA, A.; KINDT, R.; JAMNADASS R.; ANTHONY, S. **AgroForest Tree Data Base**: a tree Reference and Selection versio n. 4.0. 2009. Disponível em: (<http://www.worldagroforestry.org/sites/treedbs/treedatabases.asp>).

OWOLARAFE, O. K.; OLABIGE, M. T.; FAVORODE, M.O. Physical and mechanical properties of two varieties of fresh oil palm fruit. **Journal Food of Engineering**, Amsterdam, v. 78, p. 1228-1232, 2007.

PINARD, M. A.; PUTZ, F. E. Population matrix models and palm resource management. **Bulletin I' Institut Français. d'Études Andines**, Lima, v.21, n.2, p. 637-649, 1992.

PINARD, M. Impact of stem harvesting on populations of *Iriartedeltoidea* (Palmae) in an Extractive Reserve in Acre, Brazil. **Biotropica**, Lawrence, v. 25, n. 1, p. 2-14, Mar. 1993.

PIÑERO, D., MARTINEZ-RAMOS, M. E SARUKHÁN, J. A population model of *Astrocaryum mexicanum* and a sensitivity analysis of its finite rate of increase. **Journal of Ecology**, London, v. 72, n. 3, p. 977-991, Nov. 1984

PORTELA, R.C.Q.; BRUNA, E.M.; SANTOS, F.A.M. Demography of palm species in Brazil's Atlantic forest: a comparison of harvested and unharvested species using matrix models. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 19, n. 8, p. 2389-2403, 2010.

PORTELA, R.C.Q.; SANTOS, F.A.M. Caracterização dos estádios ontogenéticos de três espécies de palmeiras: uma proposta de padronização para estudos de dinâmica populacional. **Revista Brasileira de Botânica**, Rio de Janeiro, v.34, n.4, p.523-535, out./dez. 2011.

QUINTANA-ASCENCIO, P. F, MENGES, E. S., WEEKLEY, C. W. 2003. A fire-explicit population viability analysis of *Hypericumcumulicola* in Florida Rosemary Scrub. **Conservation Biology**, New York, v. 17, n. 2, p. 433–449, Apr. 2003

RATSIRARSON, J. Importance économique et menace d'un palmier en danger de Madagascar: *Neodypsis decaryi*. **Akon'ny Ala**, v.2, p.24-25, 1993a.

RATSIRARSON, J.; SILANDER JR.; J.A., RICHARD, A.F. Conservation and management of a threatened Madagascar palm species *Neodypsis decaryi*, Jumelle. **Conservation Biology**. v. 10, n. 1, p. 40-52, Feb. 1996.

RODRÍGUEZ-BURITICÁ, S.; ORJUELA, M.A.; GALEANO, G. Demography and life history of *Geonoma orbignyana*: An understory palm used as foliage in Colombia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 211, n. 3, p. 329–340, June 2005.

ROTHER, D. C.; RODRIGUES, R. R.; PIZO, M. A. Effects of bamboo stands on seed rain and seed limitation in a rainforest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, n. 3, p. 885–892, Feb. 2009.

SAMPAIO, M. B. **Ecologia populacional da palmeira *Geonomaschottiana* Mart. em mata de galeria no Brasil Central**. Dissertação de mestrado (Ecologia) 83p. Universidade de Brasília, Brasília 2006.

SAMPAIO, M. B.; SCARIOT, A. Growth and reproduction of the understory palm *Geonoma schottiana* Mart. in the gallery forest in Central Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.31, n.3, p.433-442, Jul./Set. 2008.

SAMPAIO, M. B.; SCARIOT, A. Effects of stochastic herbivory events on population maintenance of an understory palm species (*Geonoma schottiana*) in riparian tropical Forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 26, n. 2, p.151–161, Mar. 2010.

SCARIOT, A. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, Lawrence, v.32, n. 4, p.662-669, Dec. 2000.

SCHERER, A.; MARASCHIN-SILVA, F.; BAPTISTA, L. R. M. Regeneração arbórea num capão de restinga no Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Botânica**, Porto Alegre, v. 62, n. 1-2, p. 89-98, jan./dez. 2007.

SVENNING, J. C. On the role of microenvironmental heterogeneity in the ecology and diversification of neotropical rain-forest palms (Arecaceae). **The Botanical Review**, v.67, n.1, p.1-53, Jan./Mar. 2001

SILVA, M. S.; VIEIRA, M. A.; CARVALHO, D. Biometria dos frutos e divergência genética em uma população de *geonoma schottiana* mart. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 582-584, jul. 2007. Suplemento.

SILVERTOWN, J., FRANCO, M., PISANTY, I., MENDOZA, A. Comparative plant demography - relative importance of Life-Cycle components to the finite rate of increase in woody and herbaceous perennials. **Journal of Ecology**, London, v.81, n. 3, p. 465-476, Sept. 1993.

UHL, N.W., DRANSFIELD, J., 1987. **Genera Palmarum**, Allen Press, Lawrence, KS, USA.

VALVERDE, T.; QUIJAS, S.; LOPEZ-VILLAVICENCIO, M. CASTILLO, S. Population dynamics of *Mammillariamagnimamma* Haworth. (Cactaceae) in a lava-field in central Mexico. **Plant Ecology**, Dordrecht, v.170, n.2, p.167-184, 2004.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J.; BATISTA, J.L.F. Dynamics and restoration of forest fragments in the brazilian Atlantic Moist Forest. In: LAURENCE, W.F.; BIERREGARD JUNIOR, R.O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997., p. 351-365. .

WELLS, C.G. R.E.; CAMPBELL, L.F.; DEBANO, C.E.; LEWIS, R.L.;
FREDRIKSEN, E.C.; FRANKLIN, R.C.; FROELICH, P.H.; DUNN. Effects of
fire on soil: A state-of-knowledge review. **General Technical Report W0-7**.
U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 1979. 34 p.