

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA

PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Sílvia Maria Pereira Soares

**BANCO DE SEMENTES, CHUVA DE SEMENTES E O USO DE TÉCNICAS DE
NUCLEAÇÃO NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE UMA CLAREIRA
DOMINADA POR *Melinis minutiflora* P. BEAUV.**

Juiz de Fora
2009

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

SÍLVIA MARIA PEREIRA SOARES

**BANCO DE SEMENTES, CHUVA DE SEMENTES E O USO DE TÉCNICAS DE
NUCLEAÇÃO NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE UMA CLAREIRA
DOMINADA POR *Melinis minutiflora* P. BEAUV.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aplicada à Conservação e Manejo de Recursos Naturais.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Patrícia Carneiro Lobo Faria
Co-orientador: Prof. Dr. Sebastião Venâncio Martins

Juiz de Fora
2009

Soares, Sílvia Maria Pereira

Banco de sementes, chuva de sementes e o uso de técnicas de nucleação na restauração ecológica de uma clareira dominada por *Melinis minutiflora* P. Beauv. / Sílvia Maria Pereira Soares. -- 2009. 109 f. :il.

Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada à Conservação e Manejo de Recursos Naturais)-Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2009.

1. Capim gordura. 2. Regeneração (Fenômenos biológicos). 3. Plantas nativas. I. Título

CDU 633.2

SÍLVIA MARIA PEREIRA SOARES

**BANCO DE SEMENTES, CHUVA DE SEMENTES E O USO DE TÉCNICAS DE
NUCLEAÇÃO NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE UMA CLAREIRA
DOMINADA POR *Melinis minutiflora* P. BEAUV.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aplicada à Conservação e Manejo de Recursos Naturais.

Aprovado em 28 de abril de 2009.

Banca Examinadora

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Patrícia Carneiro Lobo Faria
Universidade Federal de Juiz de Fora

Co-orientador: Prof. Dr. Sebastião Venâncio Martins
Universidade Federal de Viçosa

Prof^a. Dr^a. Vera Lex Engel
Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho” /Botucatu

Juiz de Fora
Abril de 2009

Dedico estes escritos à minha querida família: Pai,
Mãe, Irmãos, Vó Virgínia, Tia Lúcia, Tia Rosane,
que me apoiaram incondicionalmente em todos os
momentos.

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos a todas as pessoas que me ajudaram na realização deste trabalho de forma direta ou indireta, em especial:

À Prof^a Patrícia Carneiro Lobo Faria que, com tanta dedicação e paciência, me orientou ao longo de todo o trabalho e se apresentou como uma amiga.

Ao Prof. Sebastião Venâncio Martins pelo apoio e auxílio no desenvolvimento desse projeto.

À Prefeitura Municipal de Juiz de Fora, por conceder a licença para a realização da pesquisa na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida.

À Prof. Juliane Floriano L. Santos pelo auxílio nas análises estatísticas e orientação no controle das formigas cortadeiras.

Ao amigo Paulo Garcia, pelos esclarecimentos, auxílio no trabalho de campo e na taxonomia.

Aos amigos Leandro Elias, Alba Cordeiro, José Hugo Ribeiro e Talita Aperibensi pelo auxílio nos trabalhos de campo e companheirismo.

À Prof. Fátima R. G. Salimena e a todos do Herbário CESJ pela ajuda na identificação das plantas.

Ao João Paulo C. Araújo pela paciência e elaboração dos mapas.

Aos professores do Departamento de Botânica/UFJF pelo apoio.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia pelo auxílio durante todo o desenvolvimento desse trabalho.

À Universidade Federal de Juiz de Fora pela bolsa de monitoria durante o primeiro ano e à CAPES pela concessão da bolsa de estudo durante o segundo ano.

Ao Sr. Miguel, vigia da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida.

Aos funcionários da Casa de Vegetação.

Ao Jardim Botânico do Rio de Janeiro e à Arcelor Mittal Brasil Aços Longos pela
doação das mudas.

À querida prima Tati pelo auxílio na aquisição de artigos e a hospedagem durante
minhas idas à Viçosa.

À amiga Camila Reis pela correção do resumo em inglês.

RESUMO

Melinis minutiflora (Poaceae) é uma espécie de origem africana que tem causado grandes problemas em ambientes naturais no Brasil. Ela é uma espécie exótica invasora muito agressiva e de difícil controle. Em Juiz de Fora, MG, ela domina uma área de clareira antrópica no interior da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida. Este trabalho teve como objetivos avaliar o potencial de regeneração dessa clareira, através da caracterização do banco de sementes e da chuva de sementes e avaliar o potencial de diferentes métodos de restauração ecológica baseados na nucleação. O banco de sementes foi quantificado em 12 amostras sob árvores (SP) e 12 em locais abertos, sob capim (SC), com dimensões de 25x25x3cm. A quantificação das sementes foi feita através da germinação, acompanhada por 4 meses em casa de vegetação. No interior da clareira foram capinados 10 transectos de 2,5x15m, onde foram instaladas 10 parcelas com os seguintes tratamentos: controle (sem capina), capina (regeneração autóctone), capina e transposição de solo (regeneração alóctone), monitoramento da chuva de sementes (coletores de 1m²) e plantio de mudas, todos monitorados durante 12 meses. As amostras para a transposição do solo foram coletadas sob a vegetação do entorno da clareira, em 10 parcelas de 1,0x0,5x0,1m aleatoriamente alocadas, essas foram espalhadas em 10 parcelas de 1,0x1,0m. Foram plantadas mudas de *Schinus therebinthifolius*, *Trema micrantha* e *Virola bicuhyba* em 3 diferentes tratamentos, com 5 repetições, compondo parcelas com apenas uma muda (P1); parcelas com 3 mudas da mesma espécie (P2) e parcelas com 3 mudas, sendo uma de cada espécie (P3). O banco de sementes apresentou uma densidade média de 12.646,67 ± 9.428,06 sementes/m², sendo que 93% eram da família Poaceae. Não houve diferença significativa na densidade do banco de sementes entre amostras oriundas de SP e SC. SP apresentou menor diversidade ($H' = 0,22$) que SC ($H' = 0,39$). Em ambas as condições houve o predomínio de espécies herbáceas. Na chuva de sementes foram amostrados 140.701 diásporos com predominância de espécies anemocóricas e herbáceas, sendo que 93% dos diásporos pertencem a *M. minutiflora*. Na regeneração autóctone foi amostrada, no último mês de monitoramento, uma densidade de 57,2 ± 52,4 plantas/m², foram identificadas 39 espécies, com a predominância de herbáceas, sendo que as mais abundantes, depois de *M. minutiflora*, foram *Borreria alata*, *Sida glaziovii* e *Crotalaria pterocaula*. Na transposição do solo, a densidade média amostrada no último mês de monitoramento foi de 46,7 ± 41,8 plantas/m², sendo reconhecidas 66 espécies, com a predominância de herbáceas, e poucos representantes de espécies arbóreas como *Apuleia leiocarpa*, *Cecropia* sp, *Croton urucurana*, e *Trema micrantha*. Mudanças de *S. therebinthifolius* e *T. micrantha* apresentaram um bom crescimento em altura e diâmetro, que não diferiram estatisticamente entre P1, P2 e P3. A taxa de mortalidade foi nula para *S. therebinthifolius*, de 20% para *T. micrantha*, em especial no tratamento P2, e de 88% para *V. bicuhyba*. Todos os tratamentos, com exceção do plantio de mudas, apresentaram a dominância de espécies herbáceas e a forte presença de *M. minutiflora*, mostrando que o manejo do capim-gordura é necessário para acelerar a regeneração na clareira.

Palavras-chave: capim-gordura, regeneração natural, plantas nativas.

ABSTRACT

Melinis minutiflora (Poaceae) is an African species that has been a big problem in natural environments in Brazil. It is an invader exotic species that is very aggressive and its control is difficult. In Juiz de Fora, MG, it dominates an anthropic gap area in the Biological Reserve Santa Cândida. The objectives of this work were to evaluate the natural regeneration by characterization of the seed bank and seed rain of this gap and evaluate the potential of different restoration ecology methods based on nucleation. The seed bank was quantified in 12 samples under trees (SP) and 12 ones in opened places, under grass (SC), with dimensions of 25x25x3cm. The seeds quantification was made through germination, monitored during 4 months in green house. Inside of the gap were weeded 10 transects of 2,5x15m, where were installed 10 parcels with the following treatments: control (without weeding), weeding (autochthonous regeneration), seed rain monitoring (traps of 1m²) and the planting, all monitored during 12 months. The soil transposition samples were collected under around vegetation of the gap in 10 parcels of 1,0x0,5x0,1m allocated randomly, these were spread in 10 parcels of 1,0x1,0m. *Schinus therebinthifolius*, *Trema micrantha* and *Virola bicuhyba* plants were planted in 3 different treatments with 5 repetitions compounding parcels with only one plant (P1); parcels with 3 plants of the same species (P2) and parcels with 3 plants with one of each species (P3). The seed bank showed a density of 12.646,67 ± 9.428,06 seeds/m² that 93% of the plants were of Poaceae family. There was not significant difference in seed bank density of SP and SC samples. SP presented less diversity (H' = 0,22) than SC (H' = 0,39). In both conditions there was herbaceous species predominance. In the seed rain were sampled 140.701 seeds with anemochorous and herbaceous predominance, being that 93% of the seeds belong to *M. minutiflora*. In the autochthonous regeneration was sampled, in the last monitored month, a density of 57,2 ± 52,4 plants/m², were identified 39 species with herbaceous predominance, being that the most abundant, after *M. minutiflora*, were *Borreria alata*, *Sida glaziovii* and *Crotalaria pterocaula*. In the soil transposition, the last monitored month density was 46,7 ± 41,8 plants/m², being recognized 66 species with herbaceous predominance and a few representative tree species like *Apuleia leiocarpa*, *Cecropia* sp, *Croton urucurana*, and *Trema micrantha*. *S. therebinthifolius* and *T. micrantha* plants showed a good height and diameter growth that had not a statistical difference between P1, P2 and P3. The mortality rate was null to *S. therebinthifolius*, of 20% to *T. micrantha*, especially in the P2 treatment, and of 88% to *V. bicuhyba*. All treatments, except planting, presented the herbaceous species domain and the strong presence of *M. minutiflora*, showing that the molasses grass management is necessary to accelerate the gap regeneration.

Keywords: molasses grass, natural regeneration, native plants.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO GERAL	10
2 - REVISÃO DA LITERATURA	12
2.1 - ESPÉCIES INVASORAS	12
2.2 - BANCO DE SEMENTES	15
2.3 - CHUVA DE SEMENTES.....	18
2.4 - RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	20
3 - ÁREA DE ESTUDOS	24
4 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31
CAPÍTULO 1 - BANCO DE SEMENTES DE UM TRECHO DE CLAREIRA DOMINADA POR <i>Melinis minutiflora</i> (Poaceae) P. Beauv. LOCALIZADA NA RESERVA BIOLÓGICA MUNICIPAL SANTA CÂNDIDA, MG.	37
1.1 – INTRODUÇÃO	37
1.2 – MATERIAL E MÉTODOS	39
1.3 – RESULTADOS	43
1.4 – DISCUSSÃO	47
1.5 – CONCLUSÃO	51
1.6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51
CAPÍTULO 2 - CHUVA DE SEMENTES EM UMA CLAREIRA DOMINADA POR <i>Melinis minutiflora</i> (POACEAE) P. BEAUV. LOCALIZADA NA RESERVA BIOLÓGICA MUNICIPAL SANTA CÂNDIDA, MG.	55
2.1 – INTRODUÇÃO	55
2.2 – MATERIAL E MÉTODOS	57
2.3 – RESULTADOS	60
2.4 – DISCUSSÃO	66
2.5 - CONCLUSÃO	69
2.6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70
CAPÍTULO 3 - REGENERAÇÃO NATURAL, TRANSPOSIÇÃO DO BANCO DE SEMENTES E PLANTIO DE MUDAS, INSTALADOS EM PEQUENOS NÚCLEOS, EM UMA CLAREIRA DOMINADA POR <i>Melinis minutiflora</i> P. BEAUV. NA RESERVA BIOLÓGICA MUNICIPAL SANTA CÂNDIDA, MG.	73
3.1 – INTRODUÇÃO	73
3.2 – MATERIAL E MÉTODOS	76
3.3 – RESULTADOS	82
3.4 – DISCUSSÃO	92
3.5 - CONCLUSÃO	101
3.6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	102
5- DISCUSSÃO GERAL	106

6 - CONCLUSÕES GERAIS	108
7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	108

1 - INTRODUÇÃO GERAL

Desde a época da colonização, os recursos das florestas da Mata Atlântica foram explorados intensivamente, incluindo os ciclos de exploração do pau-brasil e posterior retirada de sua vegetação para o cultivo da cana-de-açúcar, do café, do cacau e da pecuária. Mais recentemente, a cultura de soja e a expansão de reflorestamentos com eucaliptos e pinus vêm sendo as causas da perda da biodiversidade (GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2005).

Estas atividades reduziram drasticamente a área de cobertura vegetal da Mata Atlântica, que estava restrita a apenas 7,3%, no ano de 1998 (CAPOBIANCO, 1998). Além disso, atividades como o corte ilegal de madeira, a retirada ilegal de plantas e animais, a introdução de espécies exóticas e a expansão urbana, prejudicam a estabilidade dos fragmentos remanescentes (GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2005).

De acordo com CAPOBIANCO (1998), entre os anos de 1985 a 1995, foram desmatados cerca de 11% da Mata Atlântica, sendo que Minas Gerais foi o segundo estado que apresentou maior desmatamento, com 88 mil hectares, em cinco anos. O autor também afirmou que, segundo análises de cartas, a cidade de Juiz de Fora teve um impressionante índice de desflorestamento entre 1990 e 1995.

O ritmo acelerado do desmatamento na Mata Atlântica (CAPOBIANCO, 1998; GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2005), assim como a sua alta diversidade biológica (MYERS *et al.*, 2000; GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2005; PINTO & BRITO, 2005; DRUMMOND *et al.*, 2005), a colocam entre os 25 biomas do mundo de maior prioridade para a conservação (MYERS *et al.*, 2000).

Segundo a IUCN (1994), uma das mais importantes ações para a conservação da biodiversidade é a criação de áreas protegidas. Nos últimos 40 anos

houve um aumento considerável de criação de Unidades de Conservação (UCs) na Mata Atlântica (GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2005).

Entretanto, ainda é difícil avaliar a proteção real da biodiversidade nas UCs, pois muitas delas não possuem o aparato básico necessário para manter sua biodiversidade, como planos de manejo, inventário de plantas e animais, fiscalização e monitoramento (GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2005).

Além da ausência dos planejamentos e das ações de gestão nas UCs, outro problema enfrentado em algumas UCs é a presença de espécies exóticas com o potencial invasor (PIVELLO *et al.*, 1999; MARTINS *et al.* 2004; ZILLER, 2005; CATHARINO & SILVA 2007; MORAES & PEREIRA, 2007). As espécies exóticas invasoras podem alterar os processos ecológicos naturais, comprometendo o ciclo de vida de espécies nativas a ponto de substituí-las, tornando-se dominantes (PITELLI, 2007).

Segundo ZILLER (2005) as pesquisas com espécies invasoras no Brasil começaram a partir de 2003. A autora afirmou que a falta de um levantamento nacional sobre as espécies exóticas invasoras e a falta de conhecimento sobre estas espécies dificultou até hoje os esforços de conservação e a efetividade de manejo em Unidades de Conservação.

A vegetação da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida (RBMSC), Juiz de Fora/MG, apresenta algumas espécies exóticas, dentre elas *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura), que é considerada uma espécie invasora. Esta espécie domina uma área de clareira, com aproximadamente 1 hectare, no interior da RBMSC, e, provavelmente, vem impedindo a regeneração da vegetação nativa nessa área.

Diante deste contexto, o presente trabalho teve como objetivos avaliar o potencial de regeneração dessa clareira, dominada por *M. minutiflora*, através da

caracterização do banco e da chuva de sementes, assim como avaliar o potencial de diferentes métodos de restauração ecológica baseados na nucleação.

2 - REVISÃO DA LITERATURA

2.1 - ESPÉCIES INVASORAS

Ao longo dos tempos, durante o processo evolutivo, sempre houve migração de espécies de um ambiente para outro. No novo ambiente, algumas espécies imigrantes são eliminadas pelas populações autóctones, enquanto outras sobreviveram e se tornaram parte integrante da biodiversidade local. Com a ação do homem, a circulação das espécies entre os ambientes aumentou consideravelmente (PITELLI, 2007) e, hoje, as espécies exóticas se tornaram uma das grandes preocupações dos pesquisadores, pois são consideradas a segunda maior causa das extinções de espécies em todo o mundo, estando atrás, apenas, da fragmentação de habitats (CORADIN, 2006).

As espécies invasoras são organismos introduzidos em um novo ambiente que, por apresentarem a capacidade de se disseminar naturalmente, com o tempo invadem o ambiente produzindo uma alteração significativa na sua composição, estrutura ou nos processos do ecossistema (PITELLI, 2007), impedindo a regeneração de espécies nativas (ESPÍNDOLA *et al.*, 2005). Assim, nem sempre uma espécie exótica é invasora, mas espécies invasoras são exóticas ao sistema que foi invadido (SCARANO, 2006).

O sucesso das espécies invasoras no novo habitat se deve ao fato de elas não possuírem relações evolutivas com a biota natural, com isso apresentam baixos níveis de interações interespecíficas (WILLIAMS & MARTINEZ, 2000; PITELLI,

2007). Portanto, em algumas situações, as espécies exóticas não encontram inimigos naturais, o que facilita a sua dispersão e seu estabelecimento (PITELLI, 2007).

Segundo LORENZI (2008) algumas plantas exóticas invasoras são consideradas pioneiras e possuem grande agressividade competitiva, uma vez que possuem maior capacidade de aproveitamento dos recursos vitais disponíveis, como luz, água, nutrientes e gás carbônico. Além disso, elas produzem muitas sementes com grande longevidade e facilidade de dispersão.

Em todo o mundo há problemas com espécies invasoras. Nos Estados Unidos, por exemplo, a espécie exótica joá-bravo (*Solanum viarum* Dunal) constitui hoje um grande problema em áreas de proteção ambiental, beiras de estradas, pastagens e em algumas culturas agrícolas (PITELLI, 2007).

No Brasil, as espécies invasoras também constituem um sério problema. Em um levantamento realizado pelo Ministério do Meio Ambiente, em 2003, para a elaboração do “Primeiro Informe Nacional Sobre Espécies Exóticas Invasoras”, foram catalogadas um total de 543 espécies exóticas invasoras, incluindo fauna, flora e microorganismos. Desse total de espécies, 176 são de organismos que afetam o ambiente terrestre, 66 afetam o ambiente marinho, 49 afetam águas continentais, 155 afetam os sistemas de produção da agricultura, pecuária e silvicultura, e 97 afetam a saúde humana (CORADIN, 2006).

Em se tratando da flora, existem, atualmente no Brasil, gramíneas africanas que causam grandes problemas para vegetação nativa, como por exemplo, as espécies *Andropogon gayanus* Kunt., *A. leucostachyus* Benth., *A. selloanus* (Hack.) Hack *Brachiaria decumbens* Stapf e *Melinis minutiflora*, dentre outras, que ameaçam a integridade dos ecossistemas (FILGUEIRAS, 1990).

Como exemplo do problema causado por gramíneas invasoras, podemos citar a Reserva Biológica Poço das Antas. A reserva possui cerca de 40% de sua área coberta por vegetação graminóide, formada em grande parte por gramíneas exóticas. A presença dessas espécies dificulta a regeneração da floresta e facilita a ocorrência de incêndios (MORAES & PEREIRA, 2007).

A espécie *Melinis minutiflora* (capim-gordura), segundo o MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, citado por SILVA & HARIDASAN (2007), foi introduzida no Brasil de forma acidental pelas navegações que faziam o tráfico negreiro no período colonial e, hoje é utilizada em pastagens, pois produz uma forragem apreciada pelo gado, principalmente o leiteiro (FILGUEIRAS, 1990).

O capim-gordura é uma planta extremamente agressiva (FILGUEIRAS, 1990), apresenta metabolismo fotossintético do tipo C₄, se propaga através de rizomas (SILVA & HARIDASAN, 2007), possui uma intensa produção de sementes com alto potencial de germinação, é resistente ao fogo, porém não tolera sombreamento (FILGUEIRAS, 1990). Em um trabalho feito no Parque Nacional de Brasília, MARTINS *et al* (2004) constataram que o fogo não promove um controle eficaz do capim-gordura.

PIVELLO *et al.* (1999), em um trabalho realizado na Reserva Biológica do Cerrado das Emas, avaliaram a abundância e a distribuição de gramíneas nativas e exóticas e constataram que *M. minutiflora* apresentou a segunda maior frequência absoluta e o maior índice de cobertura, estando distribuída em toda a reserva e, juntamente com a espécie nativa *Echinolaena inflexa* (Poir.) Chase (Poaceae), apresentou a maior dominância.

O impacto da presença de *M. minutiflora* dificultando a regeneração natural em diferentes biomas tem sido alertado tanto para áreas de Cerrado

(HOFFMANN, *et al.* 2004; MARTINS *et al.*, 2004; FREITAS & PIVELLO, 2005) como de Mata Atlântica (CATHARINO & SILVA, 2007).

Estudos voltados para o controle biológico de espécies invasoras ainda são escassos na literatura. Com isso, se faz necessária a continuidade de estudos que visem o conhecimento sobre a biologia das espécies com potencial invasor, visando estabelecer formas de manejo para possibilitar a manutenção e/ou o estabelecimento das espécies nativas (FREITAS & PIVELLO, 2005; CORADIN, 2006).

Apesar da falta de estudos de controle biológico para espécies invasoras, formas de manejo simples, como a retirada mecânica de algumas espécies, dependendo das características da área degradada podem se mostrar eficientes no controle da espécie invasora e permitir que espécies nativas retomem o ambiente natural de forma gradativa (FREITAS & PIVELLO, 2005; CORADIN, 2006).

Um exemplo de manejo de espécie invasora que vem se mostrando satisfatório é o do Parque Estadual do Ibitipoca – MG, onde *M. minutiflora* se encontra presente em ambientes campestres e em alguns locais com potencial de vir a ser uma floresta. Segundo alguns depoimentos, o capim-gordura vem reduzindo ao longo do tempo, devido à ação de seu controle realizada por funcionários do parque e também pela retomada de espécies nativas graças à estabilidade ambiental local, após a retirada do gado da região. Com isso, *M. minutiflora* não representa mais uma ameaça para a flora nativa (HERRMANN, 2006).

2.2 - BANCO DE SEMENTES

O destino das sementes após sua dispersão é incerto. Algumas podem germinar assim que chegam ao solo, outras podem ser perdidas através de ataques por patógenos e predadores, sofrerem algum tipo de dano físico ou, ainda, podem entrar em

estágio de dormência e ficar armazenadas no solo, formando o banco de sementes. Dependendo da espécie ou da condição do ambiente, as sementes estocadas no solo podem ficar nessa condição por alguns dias ou até anos (HARPER, 1977).

O banco de sementes pode consistir em um depósito de elevada densidade de sementes que representa um potencial de regeneração após distúrbios que levam à abertura de clareiras, situação que cria condições favoráveis para a germinação de algumas espécies (FENNER, 1985). Além disso, o banco de sementes representa uma carga genética em potencial e fonte de diversidade para as comunidades vegetais ao longo do tempo (FREITAS & PIVELLO, 2005).

Segundo FENNER (1985) e GARWOOD (1989) as espécies pioneiras são dominantes no banco de sementes, pois possuem capacidade de entrar em dormência sob condições desfavoráveis à germinação, podendo permanecer viáveis no solo por longo período. Em um trabalho realizado com o banco de sementes de espécies do gênero *Cecropia*, HOLTHUIZEN & BOERBOOM (1982) verificaram que as sementes das espécies de *Cecropia obtusa* Trécul e *C. sciadophylla* Mart. , consideradas pioneiras, possuem grande longevidade, podendo ficar estocadas no solo por vários anos.

As sementes de espécies de estádios mais avançados da sucessão natural, geralmente contêm maior teor de umidade e são grandes, o que pode dificultar sua incorporação ao solo, deixando-as mais expostas ao ataque de predadores, resultando na diminuição da sua longevidade (HOPKINS & GRAHAN, 1983). Além disso, elas possuem uma incapacidade de entrar em dormência, o que faz com que haja uma baixa representatividade dessas sementes no banco (VÁZQUEZ-YANES & OROZCO-SEGOVIA, 1993).

O destino das sementes que ficam armazenadas no solo também é variado. Algumas podem sofrer predação ou ataque de patógenos, perder a viabilidade ou podem germinar, possibilidades que significam a saída do banco de sementes. Esses mecanismos que promovem a saída das sementes assim como a entrada dessas no solo constituem a dinâmica do banco de sementes (HARPER, 1977).

A dinâmica de entrada e saída de sementes afeta continuamente a densidade do banco (FORNARA & DALLING, 2005), que varia, também, de acordo com a comunidade vegetal. A densidade do banco de sementes tende a ser menor em florestas maduras do que nas secundárias (GARWOOD, 1989; ARAUJO, *et al* 2001).

O estudo do banco de sementes em um fragmento florestal em Viçosa/MG revelou que o número de sementes aumenta no sentido floresta secundária, capoeira e pasto (LEAL FILHO 1992). Segundo UHL *et al.* (1981), essa diferença na densidade entre formações vegetais, ocorre devido a vários fatores, como uma maior densidade de espécies pioneiras em florestas jovens, assim como a chegada de sementes pertencentes a pastagens próximas, dentre outros. Além da variação da densidade do banco, ocorre também a variação na composição de espécies ao longo do espaço e do tempo, de acordo com a dinâmica da comunidade vegetal (HARPER, 1977; FENNER, 1985).

Conhecimentos sobre a riqueza e a abundância de espécies presentes no banco de sementes podem fornecer informações sobre o potencial de regeneração de uma comunidade (WILLIAMS-LINERA, 1993) e se “constitui em um importante elemento para a conservação, a recuperação e o manejo de áreas naturais” (FREITAS & PIVELLO, 2005). Sendo assim, diversos autores têm destacado a sua utilização através da transposição do solo, como forma de manejo sustentável para a restauração de áreas

degradadas (RODRIGUES & GANGOLFI, 2001; REIS *et al.*, 2003; SOUZA *et al.*, 2006; GANDOLFI & RODRIGUES, 2007; MARTINS, 2007).

2.3 - CHUVA DE SEMENTES

A produção de sementes é importante para a manutenção da diversidade genética de uma população, pois é através do movimento de pólen entre indivíduos e da dispersão de sementes que ocorre o movimento de genes dentro e entre populações (WILSON, 1992). Com isso, o padrão de dispersão de sementes contribui para a estrutura genética da população, aumentando a sua diversidade genética, o que faz com que o potencial de respostas à seleção natural da população também aumente (HAMRICK & LOVELESS, 1986).

A dispersão de sementes a partir da planta mãe pode ocorrer de forma autocórica, processo no qual não depende de agentes externos, onde a liberação da semente ocorre por balística (explosão do fruto) ou pela queda do fruto através da força da gravidade (barocoria), ou através de agentes dispersores como o vento, a água e os animais (JOLY, 1970). Assim, os frutos e as sementes possuem características morfológicas que os permitem serem dispersos por agentes específicos. Há, como exemplo, diásporos alados ou com plumas que possuem como agente dispersor o vento; os diásporos dispersos por animais podem possuir ganchos, tricomas ou coberturas pegajosas que grudam no corpo do animal, e os que possuem cores vistosas, cheiro forte, polpa carnosa ou arilo como atrativo para o animal que irá se alimentar deles (ALMEIDA-CORTEZ, 2004).

Segundo ELLNER & SHIMIDA (1981), citados por FENNER (1985), os vários tipos de dispersão podem ter evoluído como resultado da seleção natural para as

características que aumentam as chances das sementes ficarem melhor alocadas no ambiente, o que garante um maior sucesso no seu estabelecimento.

Nas florestas tropicais, os padrões sazonais de frutificação definem a variação temporal no fluxo dos propágulos para uma determinada área durante o ano e entre diferentes anos (FOSTER, 1985 *apud* GROMBONE-GUARATINI & RODRIGUES, 2002). Outros fatores bióticos e abióticos também podem influenciar a dispersão das sementes, tanto no tempo como no espaço (AUGSPURGER, 1983). Um exemplo da influência desses fatores é o processo de dispersão diferenciado entre clareiras e áreas de dossel mais fechado, pois as condições existentes em cada um desses ambientes podem dificultar ou facilitar a ação de agentes dispersores (SCHUPP *et al.*, 1989).

Nas clareiras, por exemplo, espera-se a dispersão de uma menor proporção de espécies zoocóricas, uma vez que a maioria dos animais dispersores evita esses locais, tanto pela baixa oferta de recursos para os frugívoros, quanto por serem locais onde os animais ficam mais expostos a predadores (SCHUPP, *et al.* 1989).

GORCHOV *et al.* (1993), em um trabalho de dispersão de sementes realizado na Amazônia Peruana, puderam comprovar a diferença na densidade das sementes dispersas entre clareira e dossel fechado. Seus resultados mostraram que no interior da floresta a densidade de sementes dispersas é maior que a densidade dentro de clareira, em especial para as ornitocóricas. Na dispersão dentro da clareira, ocorreu um número maior de sementes próximo à borda da floresta, ou seja, à medida que se afasta da borda da floresta em direção ao centro da clareira, a densidade de sementes tende a diminuir.

Sendo a dispersão de sementes um fator importante na regeneração da comunidade vegetal, limitações nesse processo comprometem a entrada de novos

indivíduos na comunidade (HOLL, 1999). Estudos sobre a chuva de sementes podem fornecer informações úteis sobre abundância, distribuição espacial, densidade e riqueza de espécies (GROMBONE-GUARATINI & RODRIGUES, 2002), assim como dados sobre a importância relativa dos agentes dispersores na comunidade vegetal (MEDELLING & GAONA, 1999). Todas essas informações sobre o padrão da dispersão podem contribuir para o manejo da vegetação, pois definem as possibilidades de estabelecimento das plantas e, conseqüentemente, a conservação das espécies.

2.4 - RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

A recuperação da vegetação é uma prática antiga, realizada por diferentes povos, em diferentes épocas e regiões, que possuía objetivos muito específicos como controle da erosão, estabilidade de taludes, melhoria visual, dentre outros, e se caracterizava como sendo uma prática de plantio de mudas, sem a preocupação do estudo teórico (RODRIGUES & GANDOLFI, 2001).

Mais recentemente, visando à recuperação do ambiente natural, além dos objetivos específicos de recuperação da vegetação, surge a Ecologia da Restauração, que tem como prática a Restauração Ecológica. No Brasil, ela surgiu como ciência a partir da década de 80 (ENGEL & PARROTA, 2003).

Na fase em que a restauração ecológica se consolidou como uma ciência, o objetivo de seus projetos era o de restaurar o ambiente degradado exatamente da forma como existia no passado, o que pode ser entendido como recuperar todas as populações que ali existiam, assim como todos os processos ecológicos (RODRIGUES & GANDOLFI, 2001; ENGEL & PARROTA 2003).

Naquela época, os projetos de restauração utilizavam dados fitossociológicos e florísticos de comunidades vegetais em estádios avançados da sucessão e tinha-se a utopia de que a comunidade restaurada levaria ao surgimento de

uma floresta madura e idêntica (em estrutura e composição) a que existia no passado (ENGEL & PARROTA, 2003; GANDOLFI & RODRIGUES, 2007).

Com o avanço da Ecologia da Restauração como ciência, os seus objetivos foram sendo modificados. Atualmente o que se entende como o objetivo da restauração ecológica é a recuperação da estabilidade e integridade biológica dos ecossistemas naturais, para que esses possam ser auto-sustentáveis (RODRIGUES & GANDOLFI, 2001; BARBOSA, 2001; ENGEL & PARROTA 2003). A lei federal nº 9.985/00 inciso XIV do artigo 2º define a restauração como sendo a “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original”.

Segundo JORDAN III *et al.* (1993) a ecologia da restauração vai além da ação de restaurar os ambientes, sendo também uma forma prática de testar conceitos da ecologia, consistindo em um campo vasto de pesquisas ecológicas, ligando a teoria com a prática. Como por exemplo, no estudo de ecologia de comunidades, poderia ser investigado se a recuperação apenas de habitats seria suficiente para o restabelecimento das espécies, ou quais níveis de riqueza e de diversidade de espécies permitiriam a perpetuação de uma comunidade, dentre outras questões (PALMER *et al.*, 1997).

O desafio atual está em transformar os conhecimentos científicos em ações práticas de conservação, manejo e principalmente de restauração dos ambientes naturais, que consigam, efetivamente, garantir a perpetuação dessas áreas, com custos mais baixos e num menor tempo possível (GANDOLFI & RODRIGUES, 2007). Mas, de certa forma, já houve um grande avanço nas pesquisas voltadas para o desenvolvimento de sistemas de restauração nos últimos anos (ENGEL & PARROTA, 2001).

Com a utilização do conhecimento acumulado sobre a formação, estrutura e dinâmica das florestas tropicais, os programas de manejo e restauração florestal deixaram de ser simples práticas agronômicas e silviculturais e estão assumindo a difícil tarefa de reconstrução das complexas interações da comunidade. A partir disto, o aumento da diversidade de espécies, o aumento da diversidade genética, a sucessão ecológica e a dinâmica do ecossistema passaram a ser os principais focos da restauração ecológica (RODRIGUES & GANDOLFI, 2001; KAGEYAMA *et al.*, 2003).

Sendo a biodiversidade uma das preocupações da restauração ecológica, e com o acúmulo de conhecimentos de ecologia vegetal, hoje já se sabe que, nos projetos de restauração que contemplam o plantio de mudas, deve ser utilizado o maior número de espécies possíveis e essas devem corresponder à flora regional, para que se obtenha maior sucesso no projeto (RODRIGUES & GANDOLFI, 2001, BARBOSA, 2001; BARBOSA *et al.*, 2007; GANDOLFI & RODRIGUES, 2007).

O problema da utilização de poucas espécies na restauração foi confirmado em uma avaliação dos projetos de reflorestamento no estado de São Paulo, com pelo menos 10 anos de implantação, realizado pelo Instituto de Botânica de São Paulo (BARBOSA *et al.*, 2007). Os resultados mostraram uma situação preocupante em relação à perda da biodiversidade e o estado de declínio em que se encontravam os reflorestamentos realizados com espécies nativas em todo o estado, o que levou a Secretaria de Estado de Meio Ambiente de São Paulo a criar a Resolução SMA 47/03, que traz orientações para os reflorestamentos heterogêneos, sendo que uma das principais recomendações é: um número mínimo exigido de 80 espécies para a recuperação de áreas com mais de 1 ha.

Atualmente, vários modelos de plantios vêm sendo testados, sendo um deles o modelo de Ilhas de Diversidade, que constitui no plantio de espécies pioneiras recobrando toda a área e a complementação com pequenos blocos de não pioneiras, estas se expandindo naturalmente no futuro para as áreas não plantadas (KAGEYAMA & GANDARA, 2004).

Além da prática do plantio, dependendo da condição de degradação da área, estão sendo sugeridas técnicas que utilizem a regeneração natural como forma de promover processos ecológicos que ocorrem no ambiente natural (RODRIGUES & GANDOLFI, 2001; REIS *et al.* 2003; REIS & TRES, 2007; MARTINS, 2007). Nessa linha de pensamento, REIS *et al.* (2003) propuseram a implantação de pequenos núcleos de diversidade, aproveitando o potencial de regeneração natural na área degradada, que eles denominaram de técnicas de nucleação, seguindo Yarranton & Morrison.

De acordo com YARRANTON & MORRISON (1974), a nucleação pode ser entendida como o processo de sucessão de uma área que se dá a partir do estabelecimento de uma ou mais espécies em pequenas porções, núcleos, no local. Com o passar do tempo novas espécies se juntam aos núcleos, pois encontram o micro ambiente mais propício para o seu estabelecimento, expandindo o núcleo, com a tendência de cobrir toda a área.

Partindo desse pensamento, não seria necessária a implantação de técnicas de restauração em toda a área e sim em pequenos núcleos de diversidade, então, com o passar do tempo, a área seria totalmente coberta pela vegetação, através da sucessão natural que se daria a partir dos núcleos (REIS *et al.*, 2003).

A utilização do banco de sementes, da chuva de sementes, assim como a implantação de poleiros artificiais, podem ser implantados em núcleos na área a ser

restaurada, aproveitando a regeneração natural (REIS *et al.* 2003), permitindo a inclusão de outras formas de vida além das arbóreas (RODRIGUES & GANDOLFI, 2001).

Deste modo, a utilização de métodos que permitam o aproveitamento da regeneração natural são, atualmente, os caminhos mais promissores para alcançar o objetivo da restauração (NAVE, 2005) que é “promover uma nova dinâmica de sucessão ecológica, onde ocorram níveis intensos de interação entre produtores, consumidores e de decompositores, num ciclo contínuo de mortes e nascimentos” (TRES, 2006).

3 - ÁREA DE ESTUDO

A Reserva Biológica Municipal Santa Cândida (RBMSC), com 113,3 hectares (Figura 1 e 2), situa-se no município de Juiz de Fora (21°41'20''S e 43°20'40''W), Zona da Mata de Minas Gerais, na região oeste da cidade, fazendo divisa com os bairros São Pedro, Caiçaras, Jardim Cachoeira e Recanto dos Bruggers.

A ocupação da Zona da Mata de Minas Gerais teve início no começo do século XVIII, com a abertura do Caminho Novo, que passava ao longo de trechos do rio Paraibuna (afluente do rio Paraíba do Sul), feito a pedido do rei de Portugal, para tornar o acesso à Região das Minas mais rápido (OLIVEIRA, 1966; LESSA, 1985; BOTTI, 1994).

No final do século XVIII e início do século XIX, a cultura do café foi introduzida em toda a região do Vale do Paraíba do Sul (OLIVEIRA, 1966; STAICO, 1976; LESSA, 1985; BOTTI, 1994) e, mais tarde, foi substituída pela criação de gado, o que deu origem a grandes áreas de pastagem (STAICO, 1976).

O município de Juiz de Fora apresenta relevo bastante dissecado, com colinas côncavo-convexas e vales, apresentando altitudes entre 467m e 1.104m, cujo clima é do tipo Cwa (Classificação de Köppen) – mesotérmico, com verão chuvoso e



Figura 1 – Vista aérea da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida. A área circutada indica a área do presente estudo.



Figura 2. Detalhe da clareira localizada na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida. A área circutada indica o trecho onde foram instaladas as parcelas de estudo.

quente (CENTRO DE PESQUISAS SOCIAIS-UFJF, 2007). Segundo STAICO (1976), em Juiz de Fora há a predominância de solos do tipo latossolo vermelho-amarelado, podendo ocorrer, também, o solo do tipo podzólico vermelho-amarelado.

A vegetação do município é classificada como sendo Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 1992). A RBMSC apresenta uma vegetação formada por uma floresta secundária que se regenerou após o abandono das atividades econômicas como a criação de gado e o cultivo do café (GARCIA, 2007). Porém, nem toda a área da reserva foi totalmente regenerada; há uma clareira antrópica de aproximadamente 1 hectare em seu interior, alvo do presente estudo, dominada por *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura) (Figura 3), que já podia ser identificada no local, com base em uma fotografia aérea de 1959 (Figura 4).



Figura 3 – Vista de parte da clareira localizada em uma encosta na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, Juiz de Fora – MG, mostrando a dominância de *Melinis minutiflora* e alguns indivíduos arbustivo-arbóreos. a, b: vista da parte superior da encosta; c e d: vista da parte inferior da encosta.



Figura 4 – Imagem aérea da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida no ano de 1959. A área circulada na figura indica o trecho que hoje envolve a área de estudo. Imagem cedida por Jorge Staico.

A clareira recebe incidência direta de luz solar no final da manhã e durante a tarde, por se localizar na face oeste de uma encosta, que representa a área onde o experimento foi montado (Figura 2 e 5). No interior da clareira ocorrem alguns indivíduos arbóreos e arbustivos, principalmente os de *Alternanthera brasiliana* (L.) Kuntze (Amaranthaceae), *Baccharis serrulata* (Lam.) Pers. (Asteraceae), *Bidens segetum* Mart. ex Colla (Asteraceae), *Chromolaena* sp. (Asteraceae), *Eupatorium dimorpholepis* Baker (Asteraceae), *Vernonia polyanthes* Less. (Asteraceae), *Erythroxylum* sp. (Erythroxylaceae); *Alchornea* sp (Euphorbiaceae), *Croton urucurana* Baill. (Euphorbiaceae), *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macbr. (Fabaceae), *Piptadenia laxa* Benth. (Fabaceae), *Aeghiphila sellowiana* Cham. (Lamiaceae), *Luehea*

sp. (Malvaceae), *Cupania ludowigii* Somner & Ferruci (Sapindaceae), *Acnistus arborescens* (L.) Schltldl (Solanaceae) e *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil (Solanaceae).

Das espécies citadas anteriormente, a que mais se destaca é *P. gonoacantha*, conhecida popularmente como pau-jacaré, que se encontra distribuída por toda a clareira através de indivíduos isolados, sendo que em alguns pontos ocorre um adensamento de indivíduos .

O solo na clareira é distrófico, sendo que a área mais íngreme da encosta apresenta um solo de textura muito argilosa e é álico, enquanto a área mais baixa (plana) da encosta apresenta uma textura de argila¹. Ambas as regiões possuem baixas concentrações de fósforo, potássio, magnésio e outros elementos, como pode ser observado no quadro 1.

GARCIA (2007) constatou que a vegetação da RBMSC apresenta trechos que se encontram em estádios intermediários de sucessão, que diferem entre si quanto à sua estrutura e composição, sendo alguns mais preservados e outros mais perturbados. Segundo os resultados encontrados por ele, em dois trechos de borda da floresta houve a predominância de espécies pioneiras, gerando índices sucessionais de 1,89 e 1,91; enquanto que nos trechos do interior, as secundárias tardias foram as mais representativas, com índices de 2,17, 2,19 e 2,21. Essa diferença pode ser atribuída às diferentes condições ambientais presentes na borda da floresta, assim como a perturbação antrópica, comprometendo a regeneração natural (GARCIA, 2007).

¹ Análise de solo feita a partir de uma amostra composta, para cada uma das áreas (íngreme e plana), formada a partir de 10 subamostras de solo coletadas com trado com profundidade de 20 cm..

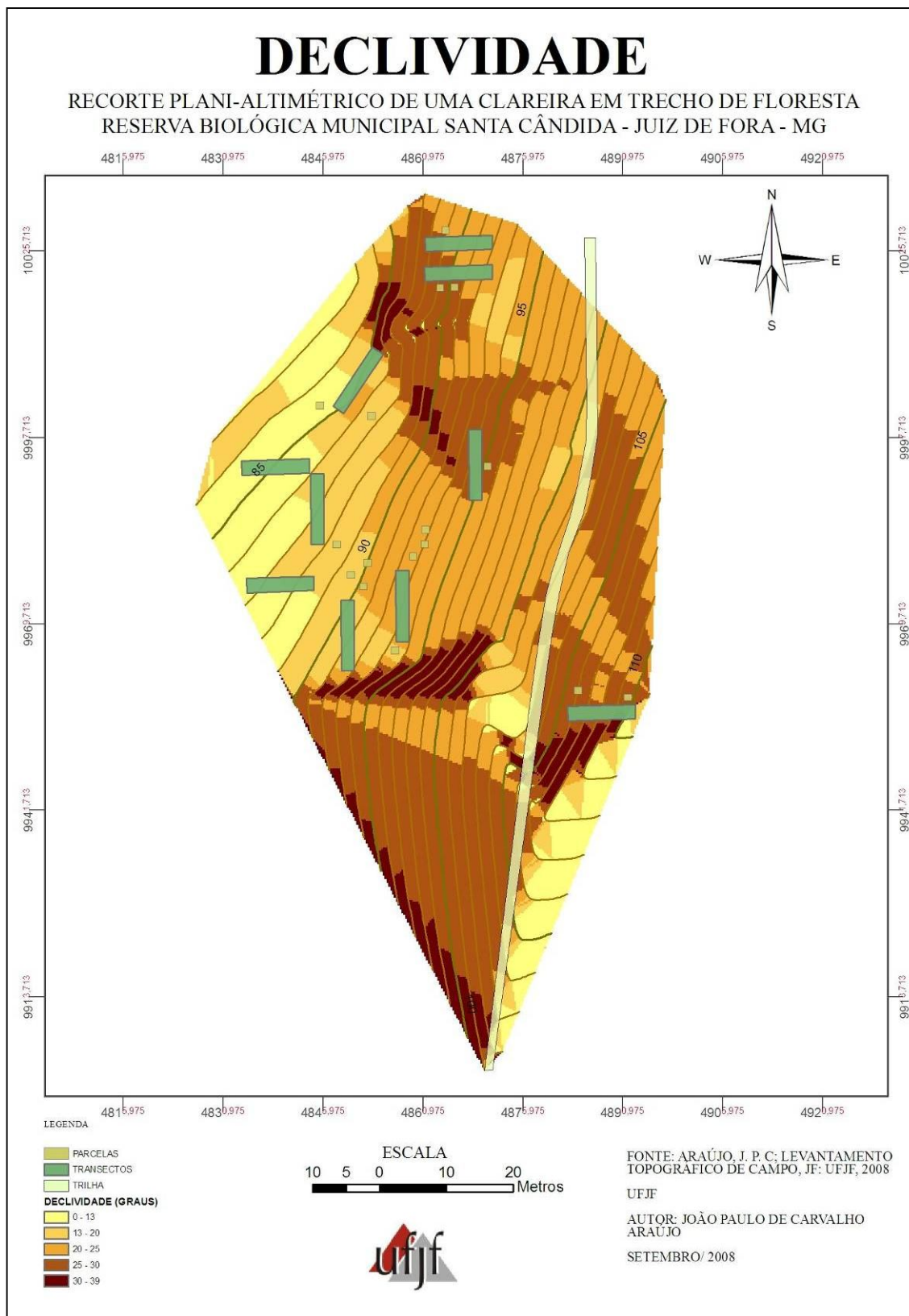


Figura 5 - Cartograma de declividade e localização de transectos experimentais instalados em uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, localizada na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida.

Quadro 1 – Características químicas do solo de duas áreas de uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, localizada na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida. A1: área mais alta; A2: área mais baixa; H+Al: extrato de acetato de cálcio 0,5 mol/L – pH 7,0; SB: Soma de Bases trocáveis; (t) CTC: Capacidade de troca catiônica efetiva; (T) CTC: Capacidade de troca catiônica a pH 7,0; V: índice de saturação de bases; m: índice de saturação de alumínio; P-rem: fósforo remanescente.

	pH	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	SB	(t)	(T)	V	m	P-rem
	H ₂ O	mg/dm ³		cmol _c /dm ³							%		mg/L
A1	4,76	0,9	31	0,24	0,09	0,67	9	0,41	1,08	9,41	4,4	62	14
A2	5,16	1	41	0,45	0,22	0,48	7,9	0,77	1,25	8,67	8,9	38,4	13,9

Essa diferença na estrutura da vegetação apresenta reflexos tanto na chuva quanto no banco de sementes. SOARES (2007) constatou diferenças na diversidade da chuva de sementes em trechos de interior e borda da reserva, com índices de diversidade de Shannon iguais a 1,52 e 0,97, respectivamente. Dentre os 70 morfotipos 40 estavam presentes no interior e 53 na borda. Os ambientes apresentaram 23 espécies em comum, o que resultou em uma similaridade de 31%. Os trechos de interior mostraram maior diversidade e menor densidade do que os trechos de borda. Diásporos zoocóricos foram abundantes na borda nos meses mais úmidos, enquanto que nos meses mais secos sua abundância foi maior no interior.

A variação estrutural na vegetação da reserva se reflete também em uma variação espacial e temporal na densidade de sementes que constituem o banco de sementes em diferentes trechos de interior e borda (SILVA, 2007).

Por estar localizada na Zona de Expansão Urbana (Lei Municipal n° 6910/86), a reserva possui bairros que vêm sendo instalados em seu entorno e sofre grande pressão antrópica, sendo a extração de madeira e a ocorrência de incêndios em alguns trechos de borda, como os ocorridos em setembro de 2003, agosto de 2006 e agosto de 2009, uma das principais ameaças à biodiversidade local. Também é possível encontrarmos evidências de rituais religiosos, assim como grande deposição de lixo

(GARCIA, 2007), em especial em suas bordas. Essas evidências mostram a necessidade da elaboração de um plano de manejo para minimizar os impactos que ocorrem na RBMSC.

4 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA-CORTEZ, J. S. 2004. Dispersão e banco de sementes. In: FERREIRA, A. G. & BORGHETTI, F. (orgs.). **Germinação: do básico ao aplicado**. Artmed Editora. Porto Alegre, RS, pp. 225-235.

ARAÚJO, M. M. OLIVEIRA, F. A.; VIEIRA, I. C. G.; BARROS, C. L. C & LIMA, C. A. T. 2001. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis**, 59:115-130.

AUGSPURGER, C. K., 1983. Seed dispersal of the tropical tree, *Platypodium elegans*, and the escape of its seedlings from fungal pathogens. **Journal of Ecology**, 71:759-771.

BARBOSA, L. M. 2001. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R & LEITÃO-FILHO, H. F. (orgs.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. EDUSP: FAPESP. São Paulo. pp. 289-312.

BARBOSA, L. M.; BARBOSA, K. C.; BARBOSA, J. M.; NEUENHAUS, E. & BARBOSA, T. C. 2007. Diagnóstico sobre os projetos de recuperação de áreas degradadas (RAD) no estado de São Paulo: subsídios para aprimoramento das técnicas de implantação de reflorestamentos heterogêneos com espécies arbóreas nativas. In: PEREIRA, T. S.; COSTA, M. L. M. N. & JACKSON, P. W. (orgs.) **Recuperando o verde para as cidades: a experiência dos jardins botânicos brasileiros**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro; BGCI. Pp.63-72.

BOTTI, C. A. H. (org.), 1994. **Companhia Mineira de Eletricidade**. Juiz de Fora, Editora UFJF. 177 p.

CAPOBIANCO, J. P. 1998. Restam Apenas 7,3% da Mata Atlântica. **Revista Parabólica**. n. 40. Disponível em: <http://www.socioambiental.org/website/parabolicas/edicoes/edicao40/index.htm>. Acesso em: 20 jun. de 2008.

CATHARINO, E. L. M & SILVA, V. S. 2007. Análise preliminar da contaminação biológica para manejo e conservação de três unidades de conservação da região metropolitana de São Paulo. In: BARBOSA, L. M. & SANTOS JÚNIOR, N. A (orgs.). **A botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais. 58º Congresso Nacional de Botânica**. Sociedade Botânica do Brasil, pp 400-405.

CENTRO DE PESQUISAS SOCIAIS-UFJF 2007. **Anuário Estatístico de Juiz de Fora 2007: base de dados 2006**. Editora UFJF, Juiz de Fora, MG.

CORADIN, L. (org.). 2006. **Espécies exóticas invasoras**: situação brasileira. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 24 p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/invasoras/capa/publicacoes.htm>>. Acesso em: 19 set. de 2008.

DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; MACHADO, A. B. M.; SEBAIO, F. A. & ANTONINI, Y. (orgs.) 2005. **Biodiversidade em Minas Gerais**: um atlas para sua conservação. Belo Horizonte. Fundação Biodiversitas. 222 pp.

ENGEL, V. L. & PARROTTA, J. A. 2001. An evaluation of direct seeding for restoration of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**. 152: 169-181.

ENGEL, V. L. & PARROTTA, J. A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. *et al.* (org.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. FEPAF. Botucatu, SP. pp. 01-26.

ESPÍNDOLA, M. B.; BECHARA, F. C.; BAZZO M. S & REIS, A. 2005. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, 18 (1): 27 – 38.

FENNER, M. 1985. **Seed ecology**. Chapman and Hall. New York, USA. 151 pp.

FILGUEIRAS, T. S. 1990. Africanas no Brasil: gramíneas introduzidas da África. **Cadernos de Geociências**, 5:57-63.

FORNARA, D. A. & DALLING, J. W. 2005. Seed bank dynamics in five Panamanian forests. **Journal of Tropical Ecology**, 21:223–226

FREITAS, G. K & PIVELLO, V. R. 2005. Ameaça das gramíneas exóticas à biodiversidade. In: PIVELLO, V. R. & VARANDA, E. M. (orgs.) **O Cerrado Pé-de-Gigante, Parque Estadual de Vassununga**: ecologia & conservação. Governo do Estado de São Paulo, Secretariado Meio Ambiente, pp. 283-296.

GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I. G. 2005. Status do *hotspot* Mata Atlântica: uma síntese. In: GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I. G. **Mata Atlântica**: biodiversidade, ameaças e perspectivas. São Paulo, Fundação SOS Mata Atlântica. pp. 3-23.

GANDOLFI, S. & RODRIGUES, R. R. 2007. Metodologias de restauração florestal. In: CARGILL. **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. Fundação Cargill. pp.109-143.

GARCIA, P. O., 2007. **Estrutura e Composição do Estrato Arbóreo em Diferentes Trechos da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, Juiz de Fora-MG**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora, MG.

GARWOOD, N. C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M. A.; PARKER, J. L. & SIMPSON, R. L. (eds.) **Ecology of soil seed bank**. San Diego, Academic Press. pp. 149-209.

GORCHOV, D.L.; CORNEJO, F.; ASCORRA, C. & JARANILLO, M. 1993. The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain Forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. **Plant Ecology**, 107:339-349.

GROMBONE-GUARATINI, M. T. & RODRIGUES, R. R. 2002. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 18:759-774.

HAMRICHK, J. L. & LOVELESS, M. D. 1986. The influence of dispersal mechanisms on the genetic structure of plant populations. In: ESTRADA, A. & FLEMING, T. H. **Frugivores and seed dispersal**. Dr. W. Junk Publishers.

HARPER, J. L. 1977. **Population biology of plants**. Academic Press. New York, USA. 892 pp

HERRMANN, G. (cord.). 2006. **Plano de Manejo do Parque Estadual do Ibitipoca. Equipe de Ciências Naturais** – documento final. Encarte 1 : Diagnóstico no Parque. Belo Horizonte. 122 p.

HOLL, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, 31(2):229-242.

HOLTHUIZEN & BOERBOOM . 1982. The *Cecropia* seedbank in the Surinam Lowland Rain Forest. **Biotropica**, 14(1):62-68.

HOPKINS, M. S. & GRAHAN, A. W. 1983. The species composition of soil seed banks beneath Lowland Tropical Rain Forests in North Queensland, Australia. **Biotropica**, 15(2): 90-99.

HOFFMANN, W. A; LUCATELLI, V. M. P. C; SILVA, F. J, AZEVEDO, I. N. C; MARINHO, M. S; ALBUQUERQUE, A. M. S; LOPES A. O. & MOREIRA S. P. 2004. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. **Diversity & Distributions**, 10(2):99-103.

IBGE. 1992. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. IBGE. Rio de Janeiro, RJ. Série Manuais Técnicos em Geociências, número 1.

IUCN. 1994. **A guide to the Convention on Biological Diversity**. Gland, IUCN. Disponível em:

<http://books.google.com.br/books?id=xInED_dq2yoC&pg=PA29&dq=The+World+Conservation+Union+1994.+A+guide+to+the+convention+on+biological+diversity#PPA16,M1>. Acesso em: 7 nov. de 2008.

JOLY, A. B. 1970. **Conheça a vegetação brasileira**. Polígono, São Paulo. 181 pp.

JORDAM III, W. R.; GILPIN, M. E. & ABER, J. D. Restoration ecology: ecological restoration as a technique for basic research. In: JORDAM III, W. R.; GILPIN, M. E. &

ABER, J. D (orgs) **Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research**. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra. pp. 23-29.

KAGEYAMA, P.Y. & GANDARA, F. B. 2004. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN Jr., L., RUDRAN, R. & VALLADARES-PADUA, C. (org.) **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. Editora UFPR. Curitiba, Paraná. pp. 383-394.

KAGEYAMA, P. Y., GANDARA, F. B. & OLIVEIRA, R.E. 2003. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P. Y., OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D; ENGEL, V. L. & GANDARA, F. B. (orgs.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. FEPAF. Botucatu, SP. pp. 27-48.

LEAL-FILHO, N. 1992. **Caracterização do banco de sementes de três estádios de uma sucessão vegetal na Zona da Mata de Minas Gerais**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

LESSA, J. 1985. **Juiz de Fora e Seus Pioneiros: do Caminho Novo à Proclamação**. Juiz de Fora, Editora UFJF. 280 p.

LORENZI, H. 2008. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 4ª edição. Instituto Plantarum, Nova Odessa, SP.

MARTINS, C. R.; LEITE, L. L. & HARIDASAN, M. 2004. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, 28(5):739-747.

MARTINS, S. V. 2007. **Recuperação de matas ciliares**. 2ª edição. Aprenda Fácil Editora. Viçosa, MG.

MEDELLIN, R. A. & GAONA, O. 1999. Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, México. **Biotropica**, 31(3):478-485.

MORAES, L. F. D & PEREIRA, T. S. 2007. Revegetação visando a restauração ecológica na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ – da investigação à prática nas ações de conservação. In: PEREIRA, T. S.; COSTA, M. L. M. N & JACKSON, P. W. **Recuperando o verde para as cidades: a experiência dos jardins botânicos brasileiros**. Rio de Janeiro, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, pp. 73-83.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403:853-858.

NAVE, A. G. 2005. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP. Tese de doutorado**. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba, SP.

OLIVEIRA, P. 1966. **História de Juiz de Fora**. 2ª edição. Juiz de Fora, Gráfica Comércio e Indústria Ltda. 321 p.

PALMER, M. A.; AMBROSE, R. F. & POFF, N. L. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. **Restoration Ecology**, 5(4): 291-300.

PINTO, L. P. & BRITO, M.C. W. 2005. Dinâmica da perda da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira: uma introdução. In: GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I. G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo, Fundação SOS Mata Atlântica. pp. 27-30.

PITELLI, R. A. 2007. Plantas exóticas invasoras. In: BARBOSA, L. M. & SANTOS JÚNIOR, N. A (orgs.). A botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais. São Paulo, SP. **58° Congresso Nacional de Botânica**. Sociedade Botânica do Brasil - IOESP, pp. 409-412.

PIVELLO, V. R.; CARVALHO, V. M. C.; LOPES, P. F.; PECCININI, A. A. & ROSSO, S. 1999. Abundance and distribution of native and alien grasses in "Cerrado" (Brazilian Savanna) biological reserve. **Biotropica**, 31(1):71-82.

REIS, A; BECHARA, F. C., ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K. & SOUZA, L. L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, 1(1): 28-36.

REIS, A. & TRES, D. R. 2007. Nucleação: integração das comunidades naturais com a paisagem. In: CARGILL. **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. Fundação Cargill. pp.109-143.

RODRIGUES, R. R & GANDOLFI, S. 2001. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R & LEITÃO-FILHO, H. F. (orgs). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. EDUSP: FAPESP. São Paulo. pp. 235-247.

SCARANO, F. R. 2006. Prioridades para a conservação: a linha tênue que separa teorias e dogmas. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V. & ALVES, M. A. S. (orgs.). **Biologia da Conservação: essências**, pp 23-39.

SCHUPP, E. W.; HOWE, H. F.; AUGSPURGER, C. K. & DOUGLAS, J.L. 1989. Arrival and survival in tropical treefall gaps. **Ecology**, 70(3):562-564.

SILVA, D. N. L., 2007. **Densidade do Banco de Sementes em Ambientes de Interior e Borda de Floresta Estacional Semidecidual na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida em Juiz de Fora, Minas Gerais**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG.

SILVA, J. S. O. & HARIDASAN, M. 2007. Acúmulo de biomassa aérea e concentração de nutrientes em *Melinis minutiflora* P. Beauv. e gramíneas nativas do cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, 30(2):337-344.

SOARES, S. M. P., 2007. **Caracterização da Chuva de Sementes na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida na Zona da Mata de Minas Gerais**. Monografia de conclusão do Bacharelado em Ciências Biológicas. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG.

SOUZA, P. A; VENTURIN, N; GRIFFITH, J. J & MARTINS, S. V. 2006. Avaliação do banco de sementes contido na serapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. **Cerne**, 12(1):56-67.

STAICO, J. 1976. **A bacia do Rio Paraíba: a natureza**. Juiz de Fora., Editora UFJF. 246 p.

TRES, D. R. 2006. Tendências da restauração ecológica baseada na nucleação. In: MARIATH, J. E. A & SANTOS, R. P (orgs.). Os avanços da botânica no início do século XXI: morfologia, fisiologia, taxonomia, ecologia e genética. Curitiba, PR. **Conferências Plenárias e Simpósios do 57º Congresso Nacional de Botânica**. Sociedade Botânica do Brasil. pp. 404-408.

UHL, C.; CLARK, K. CLARK, H. & MURPHY, P. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. **Journal of Ecology**. 69: 631-649.

VÁSQUEZ-YANES, C. & OROZCO-SEGOVIA, A. 1993. Patterns of seed longevity and germination in the tropical Rainforest. **Annual Review of Ecology and Systematics** 24:69-87.

WILLIAMS, R. J. & MARTINEZ, N. D. 2000. Simple rules yield complex food webs. **Nature** 4004:180-193.

WILLIAMS-LINERA, G. 1993. Soil seed banks in four lower montane forests of Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, 9: 321-337.

WILSON, M. F. 1992. The ecology of seed dispersal. In: FENNER, W. (ORG.) **The ecology of plant regeneration in plant communities**. CAB International, pp 61-85.

YARRANTON, G. A. & MORRISON, G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **The Journal of Ecology**. 62(2): 417-428.

ZILLER, S. R. 2005. Espécies exóticas da flora invasoras em unidades de conservação. In: CAMPOS, J. B.; TOSSULINO, M. G. P. & MÜLLER, C. R. C. (orgs). 2005 **Unidades de Conservação: ações para a valorização da biodiversidade**. Curitiba, PR. Instituto Ambiental do Paraná. pp. 34-52.

CAPÍTULO 1

BANCO DE SEMENTES DE UM TRECHO DE CLAREIRA DOMINADA POR *Melinis minutiflora* (POACEAE) P. BEAUV. LOCALIZADA NA RESERVA BIOLÓGICA MUNICIPAL SANTA CÂNDIDA, MG.

1.1- INTRODUÇÃO

O banco de sementes representa um dos potenciais de regeneração das comunidades vegetais, pois nele se encontram sementes em estado de dormência, que “esperam” condições ambientais favoráveis para germinar (FENNER, 1985). Além de um potencial de regeneração, o banco de sementes também representa uma carga genética em potencial, sendo fonte de diversidade para as comunidades vegetais ao longo do tempo (FREITAS & PIVELLO, 2005).

A composição e a densidade do banco de sementes são influenciadas pelo padrão de dispersão de sementes e pelos fatores pós-dispersão, como a predação, a ação de patógenos e a germinação, que tornam a densidade do banco muito variável no tempo e no espaço (HARPER, 1977). A idade da formação vegetal também pode influenciar na densidade do banco de sementes, que tende a diminuir com o avanço da regeneração (LEAL FILHO, 1992, BAIDER *et al.* 2001).

Segundo GARWOOD (1989), no banco de sementes de florestas maduras a riqueza de espécies tende a aumentar significativamente com o aumento da área amostrada, enquanto que em florestas em regeneração ou em campos agricultáveis abandonados, o número de espécies não aumenta muito à medida que se aumenta a área amostral. Nas florestas maduras há uma predominância de sementes de espécies arbóreas estocadas no solo, enquanto as florestas jovens ou em regeneração e os campos

agricultáveis são dominados por ervas e arbustos pioneiros (HALL & SWAINE, 1980; PUTZ & APPANAH, 1987).

Nas florestas tropicais, a grande maioria das espécies possui sementes dispersas por animais (HOWE & SMALLWOOD, 1982), e grandes clareiras, ou clareiras recém criadas, são locais evitados pela maioria dos animais dispersores de sementes, sendo esse um dos principais fatores que influenciam a baixa densidade de sementes de espécies arbóreas em áreas abertas. Essas áreas, além de oferecerem poucos recursos para os frugívoros, podem oferecer perigos para pássaros pousarem (SCHUPP *et al.* 1989).

Dependendo do tamanho da clareira, a dispersão de sementes no seu interior pode ficar comprometida, afetando a densidade do banco. GORCHOV *et al.* (1993) verificaram que a chegada de sementes no interior de uma clareira aberta pelo corte das árvores, no interior da Amazônia Peruana, foi menor que nas áreas intactas, tanto em riqueza de espécies, quanto na abundância. Esse declínio foi mais pronunciado considerando-se as espécies dispersas por pássaros, que tendem a não se aventurar em áreas abertas.

Potencialmente, as árvores remanescentes em clareiras servem como poleiros para pássaros e morcegos dispersores de sementes, possibilitando que esses animais, ao pousarem, dispersem as sementes colhidas nas matas próximas, aumentando, assim, o número de sementes e a riqueza de espécies embaixo dessas árvores (HOWE & SMALLWOOD, 1982; LEAL FILHO, 1992; REIS *et al.*, 2003).

Considerando-se a realidade atual da elaboração de planos de manejo para unidades de conservação, além de contribuir com o futuro plano da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida (RBMSC), buscou-se com o presente trabalho, responder às seguintes perguntas: (1) Qual é a composição do banco de sementes de

uma área de clareira antiga, em meio a uma floresta secundária urbana? (2) Sementes de espécies pioneiras arbóreas, frequentemente observadas no entorno de uma grande clareira dominada por capim, são facilmente encontradas no banco de sementes dessa clareira? (3) Árvores esparsas, encontradas nessa clareira, atuam como poleiros para animais dispersores, favorecendo a criação de um banco de semente com maior riqueza e densidade do que em locais sem poleiro?

1.2 - MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 - ÁREA DE ESTUDO

O trabalho foi realizado na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, um fragmento florestal urbano com 113,3 ha (RBMSC; 21°45'43.78'' S e 43°23'32.42'' W) situado no município de Juiz de Fora, na Zona da Mata de Minas Gerais. A vegetação da RBMSC se regenerou após o abandono de atividades econômicas, como o cultivo de café e a criação de gado, apresentando trechos em diferentes estados de conservação (GARCIA, 2007).

A cidade de Juiz de Fora apresenta um relevo bastante dissecado, com colinas côncavo-convexas e vales, com altitudes entre 467m e 1.104m, clima do tipo Cwa (classificação de Köppen), mesotérmico, com verão chuvoso e quente (CENTRO DE PESQUISAS SOCIAIS-UFJF, 2007). Segundo STAICO (1976), em Juiz de Fora há a predominância de solos do tipo latossolo vermelho-amarelado, podendo ocorrer, também, o solo do tipo podzólico vermelho-amarelado. A vegetação natural é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 1992).

No interior da floresta há uma clareira antrópica, situada em uma encosta, decorrente da não cicatrização após abandono das atividades econômicas (segundo foto aérea de 1959, Figura 3) e de distúrbios posteriores, e se encontra dominada por *Melinis*

minutiflora P. Beauv. (Poaceae), possuindo alguns indivíduos arbustivo-arbóreos, esparsos, principalmente de *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macbr (Fabaceae). Análises feitas com o solo da área mais íngreme da encosta da clareira revelaram que sua textura é muito argilosa, é ácido, apresenta pH igual a 4,76 e baixas concentrações de fósforo, potássio, magnésio e outros elementos, como pode ser observado no Quadro 1.

1.2.2 - AMOSTRAGEM DO BANCO DE SEMENTES

A coleta do banco de sementes foi realizada na área mais alta da clareira, em duas condições: uma sob árvores, para avaliar sua provável função de poleiros (sob poleiro - SP), e outra em locais abertos, sem árvores (sob capim - SC). Para tanto, o capim-gordura foi retirado através de capina, com o auxílio de enxada e foice, para a exposição de pequenas áreas de solo. Foram coletadas 12 amostras em cada condição (SP e SC), utilizando-se um gabarito de 25 x 25 cm, sendo a amostra de solo retirada com o auxílio de uma pá, até 3 cm de profundidade. Dessa forma, cada amostra possuía, aproximadamente, uma área de 625 cm² e volume de 1.875 cm³, totalizando uma amostragem de 1,5 m² e 45 dm³.

As amostras foram armazenadas em sacos plásticos, identificadas de acordo com a procedência, transferidas para caixas plásticas e mantidas em casa de vegetação, coberta por sombrite 50% e regadas diariamente (Figura 1.1). Foram mantidas 3 caixas com vermiculita como controle à chegada de diásporos externos.

A presença das sementes viáveis foi quantificada a partir da emergência das plântulas (FENNER, 1985), durante 4 meses (final de agosto a início de dezembro de 2007). Durante a contagem, as plantas eram retiradas das caixas e descartadas, com exceção das plantas desconhecidas, que foram transplantadas para sacos plásticos para

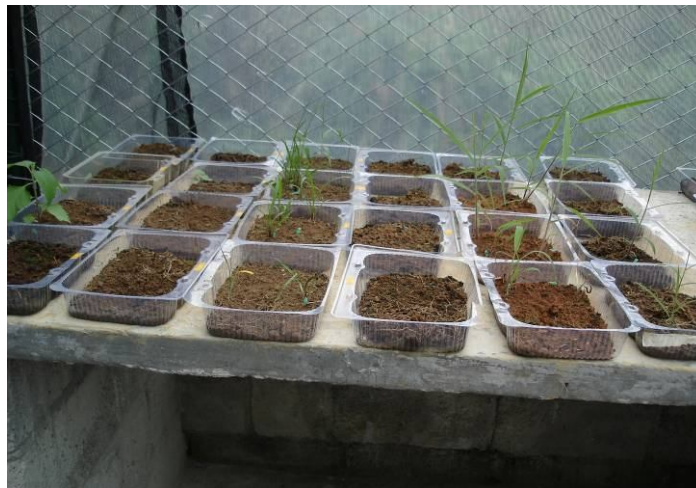


Figura 1.1 – Amostras do banco de sementes, coletadas em uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, alocadas em casa de vegetação.

serem identificadas após crescimento. Foi feito o revolvimento do solo de maneira a permitir a germinação das sementes enterradas.

A identificação das plantas foi feita no herbário CESJ, para os materiais que chegaram a florescer; o reconhecimento de plantas estéreis foi realizado através da comparação com fotos apresentadas por LEITÃO FILHO *et al.* (1972), ARANHA *et al.* (1972), BACCHI *et al.* (1972); KISSMANN & GROTH (1995) e LORENZI (2008) e, ainda, pela comparação com material biológico obtido em outros trabalhos da equipe no local (SOARES, 2007; SILVA, 2007).

1.2.3 - ANÁLISE DOS DADOS

A análise quantitativa do banco de sementes foi expressa mediante o cálculo da densidade absoluta (DA), conforme fórmula abaixo, sendo utilizado o teste *t* (ZAR, 1999) para comparar as duas condições de amostragem (SP e SC).

$$DA = \frac{N}{A}$$

Onde: N = número total de propágulos, A = área em m².

Para as espécies mais abundantes foi calculada a frequência absoluta para cada condição (SP e SC), pelo uso da fórmula:

$$FA(i) = \frac{pi}{P} \times 100$$

onde: FA(i) = frequência absoluta da espécie i (%), pi = número de amostras em que ocorre a espécie i, P = número total de amostras.

A semelhança florística entre as duas condições (SP e SC) foi analisada pelo índice de similaridade de Jaccard (DURIGAN, 2004), considerando:

$$C_j = \frac{c}{(a+b-c)}$$

onde: a = n° total de espécies presentes em uma das áreas, b = n° total de espécies presentes na outra área, c = n° de espécies comuns a ambas as amostras.

O índice de diversidade de Shannon (H'), juntamente com o teste *t* proposto por Hutcheson (ZAR, 1999) e a Equidade de Pielou (DURIGAN, 2004), foram utilizados para descrever e comparar a diversidade de espécies presentes no banco de sementes coletado sob poleiros (SP) e sob capim (SC), assim como o índice de diversidade de Simpson (D) (PINTO-COELHO, 2000) de acordo com as fórmulas:

$$H' = - \sum_{i=1}^s (pi) \times (\ln pi) \quad j = \frac{H'}{H'_{\max.}} \quad H'_{\max.} = \ln S$$

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{S_{H'_1 - H'_2}} \quad D = 1 - \sum (pi)^2$$

onde: pi = proporção entre o número de indivíduos registrados da espécie i e o número total de indivíduos da amostra, ln = logaritmo natural, s = número total de espécies, H' = índice de diversidade de Shannon, H'_{\max.} = diversidade de espécies sob condições

de máxima equidade, S = número de espécies identificadas, $S_{H'_1-H'_2}$ = desvio-padrão de H'_1 e H'_2 .

1.3 - RESULTADOS

Durante os 4 meses de monitoramento do banco de sementes foram quantificadas 18.970 plântulas germinadas, representando uma densidade média de $12.646,67 \pm 9.428,06$ sementes/m². Desse total, aproximadamente 93% correspondeu a gramíneas, razão pela qual as plantas foram identificadas como de Poaceae spp, sendo que *Melinis minutiflora* foi a espécie mais abundante.

A densidade do banco de sementes sob poleiro (SP) foi de 13.878,6 sementes/m² ($\pm 10.605,4$) e não diferiu ($p= 0,53$) da observada sob capim (SC), quantificada em $11.414,7 \pm 8.370,8$ sementes/m², com predomínio de Poaceae spp nos dois ambientes (Tabela 1.1).

Dentre as plântulas germinadas, foram reconhecidas 31 morfoespécies, sendo 13 identificadas ao nível de espécie, 6 ao nível de gênero e 12 ao nível de família (Tabela 1.1, Figura 1.2). Os dois ambientes não diferiram quanto à riqueza de espécies, sendo 23 em SP e 22 em SC, apresentando uma similaridade de Jaccard igual a 0,45. Não foram incluídas em nenhuma categoria taxonômica 238 plântulas (1,25%) como consequência da morte antes do reconhecimento.

O índice de diversidade de Shannon do banco de sementes sob poleiro (SP) foi 0,22, com uma equidade de 0,07, enquanto que sob capim (SC) foi igual a 0,39, com uma equidade de 0,13. Os índices de diversidades das duas condições de amostragem foram significativamente diferentes ($t = 9,14$; $t_{c 0,05} = 1,96$), e a baixa equidade de SP e SC indicam que grande parte das plantas amostradas pertence a

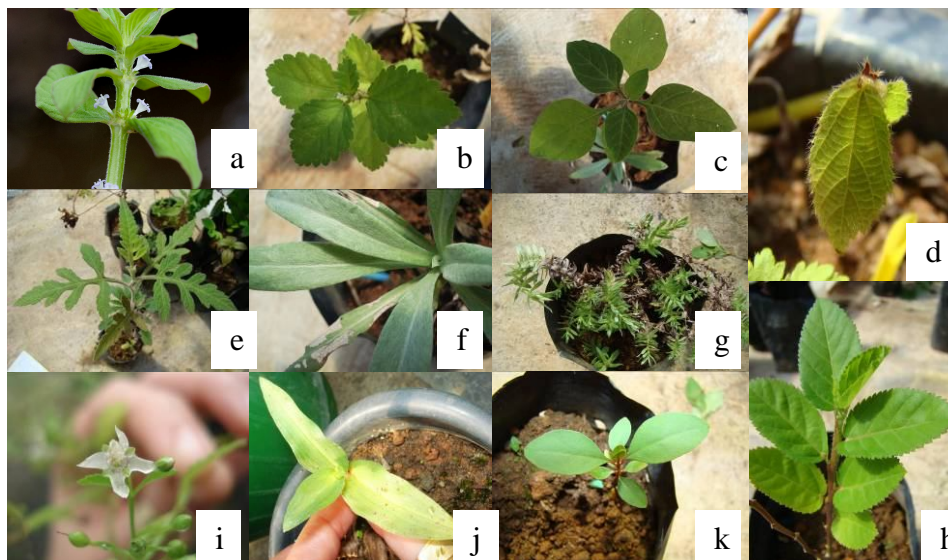


Figura 1.2 – Exemplares de algumas espécies amostradas no banco de sementes de uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, localizada na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida. a: *Borreria alata*; b: *Croton lundianus*; c: *Solanum americanum*; d: *Luehea* sp; e: *Ambrosia scabra*; f: *Gnaphalium purpureum*; g: *Facelis apiculata*; h: *Sida carpinifolia*; i: *Lepidium* sp; j: *Commelina nudiflora*; k: *Vismia* cf. *guianensis*.

poucas espécies. Resultado que também pode ser observado através do índice de diversidade de Simpson, que foi de 0,08 para SP e de 0,15 para SC.

Houve a predominância de espécies herbáceas (Figura 1.4), sendo que a categoria Poaceae spp foi a mais abundante, seguida por *Borreria alata*, *Sida glaziovii*, e *Lepidium* sp (Tabela 1.1). Essas espécies também foram as mais freqüentes, tanto em SP quanto em SC, com exceção de *Lepidium* sp. *Melinis minutiflora* teve uma freqüência de 100% em SP e SC, *Borreria alata* apresentou uma freqüência de 100% em SP e 83,3% em SC, *Sida glaziovii* de 83,3% em SP e 75% em SC, enquanto que *Lepidium* sp apresentou apenas 25% de freqüência em SP e SC.

Como pode ser observado na Figura 1.3, apenas 4 espécies possuem hábito arbóreo, que estão representadas por poucos indivíduos, sendo elas: *Vismia* cf. *guianensis*, *Cecropia* sp, *Croton* sp, e *Luehea* sp. Somente 1 espécie, pertencente à família Asteraceae, possui hábito arbustivo e as lianas foram representadas pelas

Tabela 1.1 – Relação, abundância e caracterização ecológica das espécies amostradas no banco de sementes em uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, localizada na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida. SP: sob poleiro; SC: sob capim; D: síndrome de dispersão; H: hábito; AN: anemocórico; AU: autocórico; Z: zoocórico; AR: arbóreo; b: arbustivo; HE: herbáceo; L: liana.

Família	Espécie	SP	SC	D	H
Asteraceae	<i>Ambrosia scabra</i> Hook. & Arn.	1	6	AN	HE
	<i>Facelis apiculata</i> Cass.	1	-	AN	HE
	<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	-	1	AN	HE
	Asteraceae sp 1	3	3	AN	HE
	Asteraceae sp 2	1	6	AN	HE
	Asteraceae sp 3	2	2	AN	HE
	Asteraceae sp 4	4	1	AN	HE
	Asteraceae sp 5	2	-	AN	HE
	Asteraceae sp 6	1	-	AN	HE
	Asteraceae sp 7	-	2	AN	HE
	Asteraceae sp 8	-	2	AN	HE
	Asteraceae sp 9	-	1	AN	B
	Brassicaceae	<i>Lepidium</i> sp.	6	416	AU
Commelinaceae	<i>Commelina nudiflora</i> L.	3	-	AU	HE
Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i> sp.	2	2	AU	L
Euphorbiaceae	<i>Croton lundianus</i> Müll. Arg.	15	5	AU	HE
	<i>Croton</i> sp	-	3	AU	AR
Fabaceae	<i>Zornia reticulata</i> Sm.	-	1	Z	HE
Hypericaceae	<i>Vismia</i> cf. <i>guianensis</i> (Aubl.) Choisy	2	1	Z	AR
Malvaceae	<i>Luehea</i> sp.	1	-	AU	AR
	<i>Sida carpinifolia</i> L.	2	1	AU	HE
	<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	184	62	AU	HE
Melastomataceae	Melastomataceae spp.	-	28	-	-
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	38	-	AU	HE
Poaceae	Poaceae spp.	9832	7800	AN	HE
Rubiaceae	<i>Borreria alata</i> DC.	126	152	AU	HE
	Rubiaceae sp 1	-	3	-	HE
	<i>Spermacoce palustris</i> (Cham. & Schltld.) <i>Delprete</i>	2	-	AU	HE
	Sapindaceae	<i>Serjania</i> sp.	3	-	AN
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i> Mill.	1	-	Z	HE
Urticaceae	<i>Cecropia</i> sp.	1	1	Z	AR
Indeterminadas		176	62		
Total		10.409	8.561		

espécies *Ipomoea* sp e *Serjania* sp. (Tabela 1.1).

A grande maioria das plantas amostradas possui síndrome de dispersão anemocórica, seguidas das autocóricas e zoocóricas, tanto para SP como para SC (Tabela 1.2). Esse mesmo padrão também ocorreu para as espécies (Figura 1.4), onde 48,3% do total das espécies identificadas são anemocóricas, 37,9% são autocóricas, e apenas 13,8% são zoocóricas.

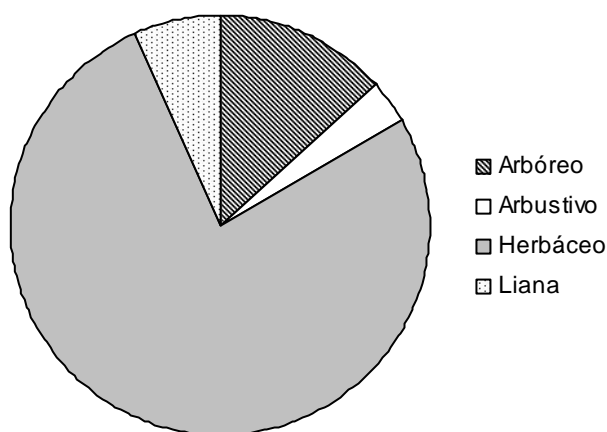


Figura 1.3 – Abundância de espécies amostradas no banco de sementes, de acordo com o hábito de vida, em uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, localizada na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, no período de janeiro a dezembro de 2008.

Tabela 1.2 – Abundância de plântulas obtidas a partir do banco de sementes, de acordo com o tipo de dispersão, em uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*. SP: sob poleiro; SC: sob capim.

Dispersão	N° de plantas	
	SP	SC
Anemocoria	9.850	7.824
Autocoria	379	641
Zoocoria	4	3

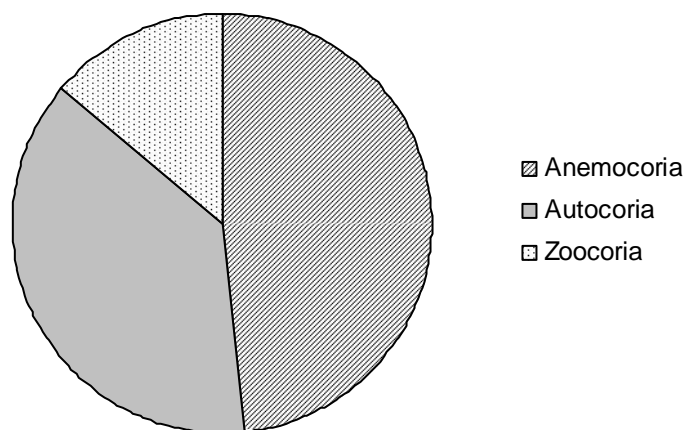


Figura 1.4 – Abundância de espécies amostradas no banco de sementes, de acordo com o tipo de dispersão, em uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, localizada na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, no período de janeiro a dezembro de 2008.

1.4 – DISCUSSÃO

A dominância de *M. minutiflora* já era esperada, uma vez que a produção intensa de sementes é uma de suas características (FILGUEIRAS, 1990; MARTINS, 2006), sendo estimada entre 200 a 280 Kg de sementes por hectare (MARTINS, 2006). Além disso, ela se encontra distribuída em quase toda a clareira.

GASPARINO *et al.* (2006) também encontraram a predominância de gramíneas no banco de sementes de uma pastagem, em região de mata ciliar no Paraná. Eles obtiveram um número médio de 96 gramíneas/m², seguidas das espécies herbáceas, com 73,23 plantas/m², e as arbóreas com 0,12 indivíduos/m². NETO *et al.* (2007), em um trabalho realizado com o banco de sementes em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana, verificaram que 30,2 % das espécies amostradas eram graminóides e 29,2 % de hábito herbáceo-cipós.

A grande riqueza de espécies herbáceas também foi encontrada por ARAUJO *et al.* (2004), que apesar de terem estudado o banco de sementes de uma

formação florestal, mais de 80% das plantas eram herbáceas. Esses autores, também amostraram espécies do gênero *Borreira*, *Sida*, *Ipomoea* e a espécie *Solanum americanum*. LEAL FILHO (1992) também encontrou um baixo número de espécies arbóreas em um pasto igualmente dominado por *M. minutiflora*.

Esses resultados podem ser explicados pela capacidade de dormência das espécies ruderais, que podem permanecer dormentes por anos (LORENZI, 2008) estocadas no solo, formando o banco de sementes persistente (GARWOOD, 1989). Essa capacidade pode ser vista como um importante mecanismo para a sucessão, pois aumenta a chance de espécies pioneiras ocorrerem no banco de sementes, uma vez que grande parte dessas espécies possui sementes com capacidade de dormência (GUEVARA SADA & GÓMEZ-POMPA, 1972).

Segundo COSTA *et al.* (2002), a abundância de plantas herbáceas é uma característica de áreas agrícolas e ambientes perturbados. Nas áreas agrícolas essas espécies são indesejáveis, pois podem comprometer a produção das plantas cultivadas, com isso alguns estudos sobre o banco de sementes em diferentes condições de manejo das áreas de cultura vêm sendo desenvolvidos, com o objetivo de diminuir a ocorrência dessas espécies nessas áreas (SILVA & DIAS, 2001; MONQUEIRO & CHRISTOFFOLETI, 2005; IKEDA *et al.*, 2007; ISAAC & GUIMARÃES, 2008).

Algumas espécies herbáceas se proliferam rapidamente em locais abertos e estão aptas a suportar condições climáticas adversas, tolerar elevadas e baixas temperaturas, ambientes úmidos e secos, assim como variações no suprimento de oxigênio, apresentando grande capacidade de produzir sementes (CHRISTOFFOLETI & CAETANO, 1998). Esse é o caso do capim-gordura que domina a área do presente estudo, assim como o banco de sementes.

A baixa abundância de espécies arbóreas também foi encontrada por CUBIÑA & MITCHELL AIDE (2001), que realizaram um trabalho com a chuva e o banco de sementes de um pasto, adjacente a uma floresta secundária, em Porto Rico. Eles amostraram 35 espécies arbóreas na floresta, que haviam frutificado durante o ano em que realizaram o estudo, porém menos da metade dessas espécies tiveram sementes amostradas na chuva e no banco de sementes do pasto ao lado da floresta, e apenas 5 espécies arbóreas foram amostras em uma distância maior que 4m de distância da borda da floresta. Os autores atribuíram esses resultados ao comportamento dos frugívoros.

Em um trabalho de dispersão de sementes na RBMSC, SOARES (2007) constatou que houve uma considerável dispersão de sementes zoocóricas na floresta, sendo que as espécies mais abundantes foram *Miconia urophylla*, *M. cinnamomifolia* *Cecropia pachystachya* e *C. glaziovii*. Além disso, na mata do entorno da clareira ocorrem indivíduos pertencentes a esses gêneros, assim como outras espécies zoocóricas.

De acordo com RICHARDS (1996), Snow, em 1981, afirmou que as sementes de Melastomataceae são dispersas por animais generalistas, o que faz com que tenham a chance de serem mais amplamente dispersas. Porém, no banco de sementes do presente trabalho foram amostrados poucos indivíduos de Melastomataceae e apenas dois indivíduos de *Cecropia*. Apenas um indivíduo *Cecropia* foi amostrado em SP, o outro indivíduo desse gênero e os da família Melastomataceae foram amostrados em SC.

Plantas de *Cecropia* spp e de Melastomataceae já foram amostradas de forma abundante no banco de sementes da RBMSC (SILVA, 2007) e de uma área localizada no Campus da Universidade Federal de Juiz de Fora (CORDEIRO *et al.*,

2007), cujas amostras foram mantidas sob as mesmas condições experimentais, revelando não ser este o fator limitante.

Esses resultados sugerem que, apesar da presença de indivíduos arbustivo-arbóreos na clareira, os animais dispersores não costumam freqüentá-la constantemente, mesmo porque, a maioria dos indivíduos remanescentes na clareira não possui atrativos para a fauna. Segundo SCHUPP *et al.* (1989), os animais evitam as clareiras por que, além de oferecerem poucos recursos para os frugívoros, são locais que oferecem perigosos para esses animais.

Mesmo com a baixa abundância de plantas da família Melastomataceae, sua presença no banco de sementes pode ser muito importante para a regeneração da área, como afirmou BROKAW (1987), que relatou a elevada ocorrência de espécies de *Miconia* colonizando clareiras, o que sugere o seu importante papel na regeneração desses ambientes.

Porém, as características de áreas dominadas por gramíneas impedem o desenvolvimento das sementes que são dispersas, como a temperatura mais elevada, o déficit hídrico que ocorre na época do inverno, a alta taxa de predação por formigas, entre outros. Além dessas características, o capim-gordura impede grande parte das sementes de alcançarem o solo, e as que alcançam, possivelmente, não encontram condições propícias para a germinação (LEAL FILHO, 1992).

Em um trabalho realizado em 4 pastagens cultivadas de diferentes idades, localizadas na Amazônia Central, COSTA *et al.* (2002) verificaram que nas pastagens onde havia uma menor cobertura de gramínea cultivada, o banco de sementes apresentou maior densidade do que as pastagens onde havia maior cobertura de gramíneas.

Segundo LEAL FILHO (1992), se a área de pasto onde ele realizou seu estudo do banco de sementes tivesse sofrido alguma intervenção para a retirada do capim-gordura, a regeneração natural poderia ter ocorrido de forma mais rápida, além de ter promovido o enriquecimento do banco de sementes.

1.5 – CONCLUSÃO

Apesar da clareira está inserida dentro de um fragmento florestal, o banco de sementes se apresentou com baixa densidade, sendo dominado por espécies da família Poaceae, principalmente por *Melinis minutiflora*. Esses resultados sugerem que a sucessão vegetal na clareira se dará de forma lenta, necessitando de um intervalo de tempo muito grande para que se forme um dossel. Com isso há a necessidade de uma intervenção no local para acelerar a sua regeneração. Sendo assim, é necessário realizar o manejo do capim-gordura, aliado a técnicas que promovam a revegetação na clareira.

1.6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARANHA, C.; BACCHI, O. & LEITÃO FILHO, H. F. 1972. **Plantas invasoras de culturas no Estado de São Paulo**. v.2. São Paulo, HUCITEC. 291 pp.

ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BARROS, P. L. C. & BRENA, D. A. 2004. Caracterização da chuva, banco de sementes do solo e banco de plântulas em Floresta Estacional Decídua Ripária Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**. 66:128-141.

BACCHI, O.; LEITÃO FILHO, H. F. & ARANHA, C. 1972. **Plantas invasoras de culturas no Estado de São Paulo**. v.3. São Paulo, HUCITEC. 291 pp.

BAIDER, C.; TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 2001. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, 61(1):35-44.

BROKAW, N. V. L. 1987. Gap-phase regeneration of three pioneer tree species in a tropical forest. **The Journal of Ecology**. 75: 9-19.

CENTRO DE PESQUISAS SOCIAIS-UFJF 2007. **Anuário Estatístico de Juiz de Fora 2007: base de dados 2006**. Editora UFJF, Juiz de Fora, MG.

CHRISTOFFOLETI, P. J. & CAETANO, R. S. X. 1998. Soil seed banks. **Scientia Agrícola**. 55: 74-78.

CORDEIRO, A. O. O; RIBEIRO, J. H. C.; SOARES, S. M. P.; MORAIS, L. E; LOBO-FARIA, P. C.; GARCIA, P. O. 2007. O estrato de regeneração natural em um fragmento florestal dominado por *Phyllostachys aurea* Carriere ex Riviere & C. Riviere (Poaceae), no campus da Universidade Federal de Juiz de Fora, Mg. In: **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, Caxambu, MG. VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 2007.

COSTA, J.R.; MITJA, D. & LEAL FILHO, N. 2002. **Caracterização dos bancos de sementes de plantas invasoras em pastagens cultivadas na Amazônia Central**. Boa Vista: Embrapa Roraima. 26 pp.

CUBIÑA, A. & MITCHELL AIDE, T. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica**. 33(2): 260–267.

DURIGAN, G. 2004. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN Jr, L.; RUDAN, R. & VALLADARES-PADUA, C. (orgs.). **Métodos de estudo em prol da conservação e manejo da vida silvestre**. pp .455-479.

FENNER, M. 1985. **Seed ecology**. Chapman and Hall. New York, USA. 151 pp

FILGUEIRAS, T. S. 1990. Africanas no Brasil: gramíneas introduzidas da África. **Cadernos de Geociências**, 5: 57-63.

FREITAS, G. K & PIVELLO, V. R. 2005. Ameaça das gramíneas exóticas à biodiversidade. In: PIVELLO, V. R. & VARANDA, E. M. (orgs.) **O Cerrado Pé-de-Gigante, Parque Estadual de Vassununga: ecologia & conservação**. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, pp. 283-296.

GARCIA, P. O., 2007. **Estrutura e Composição do Estrato Arbóreo em Diferentes Trechos da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, Juiz de Fora-MG**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora, MG.

GARWOOD, N. C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M. A.; PARKER, J. I.; SIMPSON, R. L. (eds.). **Ecology of soil seed bank**. San Diego, Academic Press. pp. 149-209.

GASPARINO, D.; MALAVASI, U. C.; MALAVASI, M. M. & SOUZA, I. 2006. Quantificação do banco de sementes sob diferentes usos do solo em área de domínio ciliar. **Revista Árvore**. 30(1): 1-9.

GUEVARA SADA, S. & GÓMEZ-POMPA, A. 1972. Seed from surface soil in a tropical region of Veracruz, Mexico. **Journal of the Arnold Arboretum**, 53: 312-335.

GORCHOV, D. L; CORNEJO, F.; ASCORRA, C. & JARANILLO, M. 1993. The role of seed dispersal in the regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. **Plant Ecology**. 107: 339-349.

- HALL, J. B. & SWAINE, M. D. 1980. Seed stocks in Ghanaian forest soils. **Biotropica**. 12(4): 256-263.
- HARPER, J. L. 1977. **Population biology of plants**. Academic Press. New York, USA. 892 pp
- HOWE, H. F. & SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**. 13: 201-228.
- IBGE. 1992. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. IBGE. Rio de Janeiro, RJ. Série: Manuais Técnicos em Geociências, número 1.
- IKEDA, F. S.; MITJA, D.; VILELA, L. & CARMONA, R. 2007. Banco de sementes no solo em sistemas de cultivo lavoura-pastagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. 42(11): 1545-1551.
- ISAAC, R.A. & GUIMARÃES, S. C. 2008. Banco de sementes e flora emergente de plantas daninhas. **Planta Daninha**. 26(3): 521-530.
- KISSMANN, K. G. & GROTH, D. 1995. **Plantas infestantes e nocivas**. São Paulo. BASF Brasileira S.A. Tomo II e III.
- LEAL FILHO, N. 1992. **Caracterização do banco de sementes de três estádios de uma sucessão vegetal na Zona da Mata de Minas Gerais**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- LEITÃO FILHO, H. F.; ARANHA, C. & BACCHI, O. 1972. **Plantas invasoras de culturas no Estado de São Paulo**. v.1. São Paulo, HUCITEC. 291 pp.
- LORENZI, H. 2008. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 4ª edição. Instituto Plantarum, Nova Odessa, SP.
- MARTINS, C. R. 2006. **Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura) uma espécie invasora do Cerrado**. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- MONQUERO, P. A & CHRISTOFFOLETI, P. J. 2005. Banco de sementes de plantas daninhas e fator de seleção. **Fitotecnia**. 64(2): 203-209.
- NETO, J. P. B.; REIS, M. G. F.; REIS, G.G.; SILVA, A. F. & CACAU, F. V. 2007. Banco de sementes do solo de uma Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, Minas Gerais. **Ciência Florestal**, 17(4): 311-320.
- PINTO-COELHO, R. M. 2000. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre, RS. Artmed. 256 pp.
- PUTZ, F. E. & APPANAH, S. 1987. Buried seeds, newly dispersed seeds, and the dynamics of a lowland forest in Malaysia. **Biotropica**. 19(4): 326-333.

REIS, A; BECHARA, F. C., ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K. & SOUZA, L. L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**. 1(1): 28-36.

RICHARDS, P. W. **The tropical rain forest**. Cambridge University Press. Cambridge. 2^a Edition, 1996. 575 pp.

SCHUPP, E. W.; HOWE, H. F.; AUGSPURGER, C. K. & DOUGLAS, J.L. 1989. Arrival and survival in tropical treefall gaps. **Ecology**. 70(3): 562-564.

SILVA, D. S. M. & DIAS-FILHO, M. B. 2001. Banco de sementes de plantas daninhas em solo cultivado com pastagens de *Brachiaria brizantha* e *Brachiaria humidicola* de diferentes idades. **Planta Daninha** 2: 179-185.

SILVA, D. N. L., 2007. **Densidade do Banco de Sementes em Ambientes de Interior e Borda de Floresta Estacional Semidecidual Reserva Biológica Municipal Santa Cândida em Juiz de Fora, Minas Gerais**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG.

SOARES, S. M. P., 2007. **Caracterização da Chuva de Sementes na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida na Zona da Mata de Minas Gerais**. Monografia de conclusão do Bacharelado em Ciências Biológicas. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG.

STAICO, J. 1976. **A bacia do Rio Paraibuna: a natureza**. Juiz de Fora, MG. Editora UFJF. 246 p.

ZAR, J. H. 1999. **Biostatistical Analysis**. Prentice Hall, New Jersey, USA. 4^a. ed. 663 pp.

CAPÍTULO 2

CHUVA DE SEMENTES EM UMA CLAREIRA DOMINADA POR *Melinis minutiflora* (POACEAE) P. BEAUV. LOCALIZADA NA RESERVA BIOLÓGICA MUNICIPAL SANTA CÂNDIDA, MG.

2.1 – INTRODUÇÃO

Os ecossistemas naturais estão em constante mudança, que podem ser de curto, médio e longo prazo. Além disso, eles podem sofrer distúrbios naturais ou antrópicos, que provocam mudanças em maior ou menor grau. Nos ambientes florestais o distúrbio pode ser caracterizado pela abertura no dossel (ENGEL & PARROTA, 2003).

Nas clareiras há condições microclimáticas diferentes da mata fechada, como maior incidência de luz, o que aumenta a temperatura e diminui a umidade (BROKAW, 1982; SCHUPP *et al.*, 1989). Essas características proporcionam condições favoráveis para o estabelecimento de alguns grupos de plantas, como é o caso das pioneiras (BROKAW, 1982; TABARELLI & MANTOVANI, 1999).

Além das diferenças estruturais e microclimáticas entre clareira e dossel, o padrão de dispersão dentro das clareiras também ocorre de forma diferenciada do padrão de dispersão dentro da floresta, uma vez que, as condições existentes em cada um desses ambientes podem dificultar ou facilitar a ação de agentes dispersores (SCHUPP *et al.*, 1989).

Em um trabalho de dispersão de sementes realizado na Amazônia Peruana, GORCHOV *et al.* (1993) verificaram que à medida que se afasta da borda da floresta para o interior da clareira a densidade de sementes dispersas diminui, e que no interior da floresta a densidade de sementes dispersas é maior do que dentro da clareira.

Da mesma forma, CUBIÑA & MITCHELL AIDE (2001) verificaram que quanto mais afastado da borda da floresta menos sementes chegaram a um pasto abandonado. Por outro lado, HOLL (1999) não encontrou essa diferença de densidade de sementes dispersas entre clareira e dossel.

O fato de existirem ou não árvores remanescentes em uma clareira influencia na dispersão das sementes zoocóricas, uma vez que a maioria das árvores e arbustos em florestas tropicais é dispersa por animais. Essas árvores podem servir como poleiros para aves dispersoras (HOWE & SMALLWOOD, 1982).

Em áreas com grandes perturbações, quanto maior a clareira mais comprometida estará sua regeneração, uma vez que a falta de dispersão de sementes é um fator limitante para regeneração da comunidade vegetal (HOLL, 1999). Segundo CUBIÑA & MITCHELL AIDE (2001), em pastos abandonados a ausência da chuva de sementes é um dos maiores fatores limitantes da regeneração natural.

Investigações sobre a chuva de sementes podem fornecer informações úteis sobre abundância, distribuição espacial, densidade e riqueza de espécies (GROMBONE-GUARATINI & RODRIGUES, 2002), assim como dados sobre a importância relativa da diferença dos agentes dispersores na comunidade vegetal (MEDELLING & GAONA, 1999).

O objetivo do presente trabalho foi caracterizar a chuva de sementes em uma clareira dominada por *Melinis minutiflora* P. Beauv. (Poaceae), situada no interior de uma reserva florestal, buscando responder as seguintes perguntas: (1) O entorno florestal dessa grande clareira favorece uma chuva de sementes diversificada para o interior da clareira? (2) Apesar da dominância de *M. minutiflora* na clareira, ocorre chegada de diásporos de espécies zoocóricas arbustivo-arbóreas vindas do entorno florestal?

2.2 - MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 – Área de estudos

O trabalho foi desenvolvido em uma clareira antrópica de aproximadamente 1 hectare, dominada por *M. minutiflora* (capim-gordura), localizada em uma encosta no interior da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida (RBMSC), Juiz de Fora – MG. A RBMSC está localizada em uma região com relevo bastante dissecado, de colinas côncavo-convexas e vales, em altitudes entre 467m e 1.104m. O clima predominante é do tipo Cwa (classificação de Köppen), mesotérmico, com verão chuvoso e quente (CENTRO DE PESQUISAS SOCIAIS-UFJF, 2007) e apresenta uma vegetação natural classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 1992).

Na área onde hoje é a RBMSC eram realizadas atividades de cultivo e criação de gado (GARCIA, 2007; SOARES, 2007). Ela foi criada em 1983 para atender ao programa de uso e ocupação do solo municipal, o qual inclui a criação de áreas verdes pelo poder público (GARCIA, 2007).

Apesar de estar protegida por lei, por se localizar em área urbana a RBMSC sofre grande pressão antrópica, principalmente junto às áreas de borda, que são locais de fácil acesso, onde se observam evidências de corte de árvores, rituais religiosos e lixo (GARCIA, 2007; SOARES, 2007). Incêndios também têm sido frequentes em trechos de borda da reserva, cuja regeneração já foi alvo de estudos (GARCIA *et al.* em preparo). A reincidência de incêndios justifica a necessidade da continuidade dos monitoramentos, assim como da proposição de atividades que visem sua conservação.

2.2.2 - Chuva de sementes

Para caracterizar a chuva de sementes na clareira, foram utilizados 10 coletores confeccionados com base de madeira (Figura 2.1), com dimensões de 1 x 1 x 0,5 m e cobertos por um tecido TNT (tecido não tecido). Os coletores foram instalados na clareira após a remoção do capim-gordura através da capina. O conteúdo depositado nos coletores foi retirado mensalmente, durante 1 ano (janeiro a dezembro de 2008), com o auxílio de um recipiente plástico e colocado em sacos plásticos devidamente etiquetados com os números dos respectivos coletores.



Figura 2.1 – Coletor de sementes instalado em uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, localizada na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida.

A triagem do material foi realizada em laboratório, com o auxílio de microscópio estereoscópico e pinça. Os diásporos obtidos na triagem foram quantificados e armazenados em sacos plásticos de acordo com os tipos morfológicos, para posterior identificação. Foram considerados como diásporos as sementes e os frutos viáveis (com a semente desenvolvida e sem sinal de dano físico, seja por predação ou decomposição). Os frutos com mais de uma semente foram abertos e essas contadas. Diásporos muito pequenos e extremamente numerosos tiveram sua quantidade estimada através de sua massa.

Após a triagem, o material restante foi colocado em caixas do tipo Gerbox, sobre papel de filtro umedecido e mantido em Germinador FANEM, à temperatura constante de 30°C e fotoperíodo de 12 horas (luz fluorescente branca e luz do dia) para detectar a presença de diásporos muito pequenos. Esses foram quantificados e identificados após a germinação e crescimento das plântulas. No

entanto, não foi possível a identificação de todas as plântulas, uma vez que muitas morreram antes da identificação e outras não cresceram o suficiente para serem identificadas. As não identificadas foram contadas e mantidas na categoria “plântulas”.

Os diásporos foram identificados por comparação com o material obtido em outro trabalho realizado com a chuva de sementes na RBMSC (SOARES, 2007), com material coletado na área de estudo, durante o desenvolvimento deste trabalho, com o uso de literatura especializada (BARROSO *et al*, 1999) e pela comparação com fotos apresentadas por LORENZI (1992 a, b). O sistema de classificação adotado foi o APG II (SOUZA & LORENZI, 2008).

2.2.3 - Análise dos dados

Os frutos e as sementes foram classificados quanto à síndrome de dispersão, considerando três categorias: “autocóricos”, “anemocóricos” e “zoocóricos”, de acordo com VAN DER PIJL (1982). Os diásporos também foram categorizados em classes de tamanho, de acordo com o comprimento do maior eixo, sendo que para os diásporos das espécies da família Asteraceae o aquênio foi medido desconsiderando o pappus.

A densidade da chuva de sementes foi comparada entre a estação seca e chuvosa, através do teste *t* (ZAR, 1999). Também foi calculada a frequência absoluta, para as espécies mais abundantes, através da fórmula:

$$FA(i) = \frac{pi}{P} \times 100$$

Onde: FA(i), frequência absoluta da espécie *i* (%), *pi* = número de coletores em que ocorre a espécie *i*, P = número total de coletores.

Para a análise qualitativa dos dados foram calculados os índices de diversidade Simpson (D) (PINTO-COELHO, 2000) e de Shannon (H'), assim como a Equidade de Pielou (DURIGAN, 2004), pelas fórmulas:

$$D = 1 - \sum (p_i)^2 \quad H' = - \sum_{i=1}^s (p_i) \times (\ln p_i) \quad j = \frac{H'}{H'_{\max.}} \quad H'_{\max.} = \ln s$$

Onde: p_i = proporção entre o número de indivíduos registrados da espécie i e o número total de indivíduos da amostra, \ln = logaritmo natural, s = número total de espécies, j = equidade de Pielou, $H'_{\max.}$ = diversidade de espécies sob condições de máxima equidade.

2.3 - RESULTADOS

Durante o período de 1 ano, foram quantificados 140.701 diásporos, sendo que 131.163 (93%) pertencem a uma única espécie, *Melinis minutiflora*. A chuva de sementes foi mais abundante nos meses de julho e agosto (Figura 2.2 a), com 69.398 e 45.244, respectivamente, devido à presença dos diásporos do capim-gordura. Contudo, se excluirmos essa espécie da análise, os meses mais abundantes passam a ser outubro (3.102) e novembro (3.048), sendo *Vernonia polyanthes* (Asteraceae) a espécie mais representativa, em ambos os meses (Figura 2.2 b). Abril foi o mês que apresentou a menor dispersão de diásporos, com a exclusão ou não do capim-gordura.

Não houve diferença significativa na quantidade de sementes dispersas entre a estação chuvosa e a seca ($p = 0,68$). Isso ocorreu por causa da grande variação da abundância de sementes entre os meses, apesar dos dados brutos mostrarem a tendência de uma maior dispersão nos meses de menor precipitação (Figura 2.3 a, b).

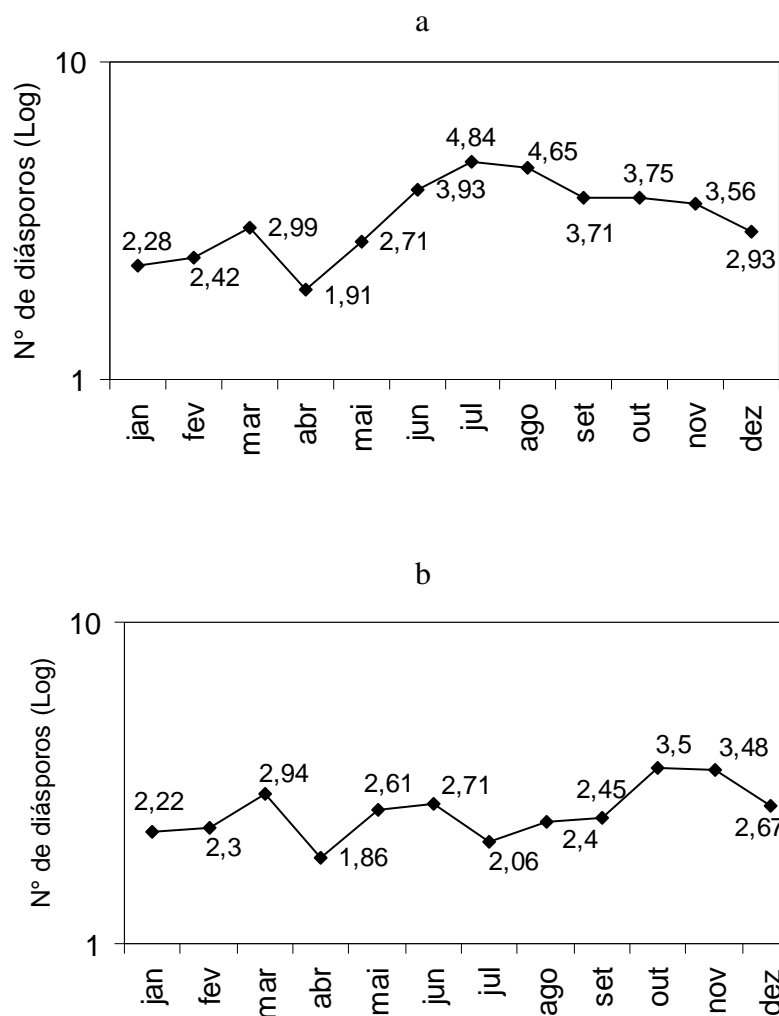


Figura 2.2 – Abundância da chuva de sementes em uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, Juiz de Fora, MG, no ano de 2008. Os resultados foram transformados em logaritmos na base 10 para facilitar a escala de visualização. **a**: todas as espécies, **b**: com a exclusão de *M. minutiflora*

Os diásporos anemocóricos foram predominantes na chuva de sementes, sendo dispersos durante todo o ano, com maior abundância nos meses de julho e agosto, por causa do capim-gordura, sendo que nos meses de outubro, novembro e dezembro (Figura 2.3 b), também houve uma considerável dispersão de sementes de espécies da família Asteraceae (Tabela 2.1).

Depois dos diásporos anemocóricos, os zoocóricos foram os que tiveram um maior número de representantes (725 sementes). Suas sementes apresentaram maior

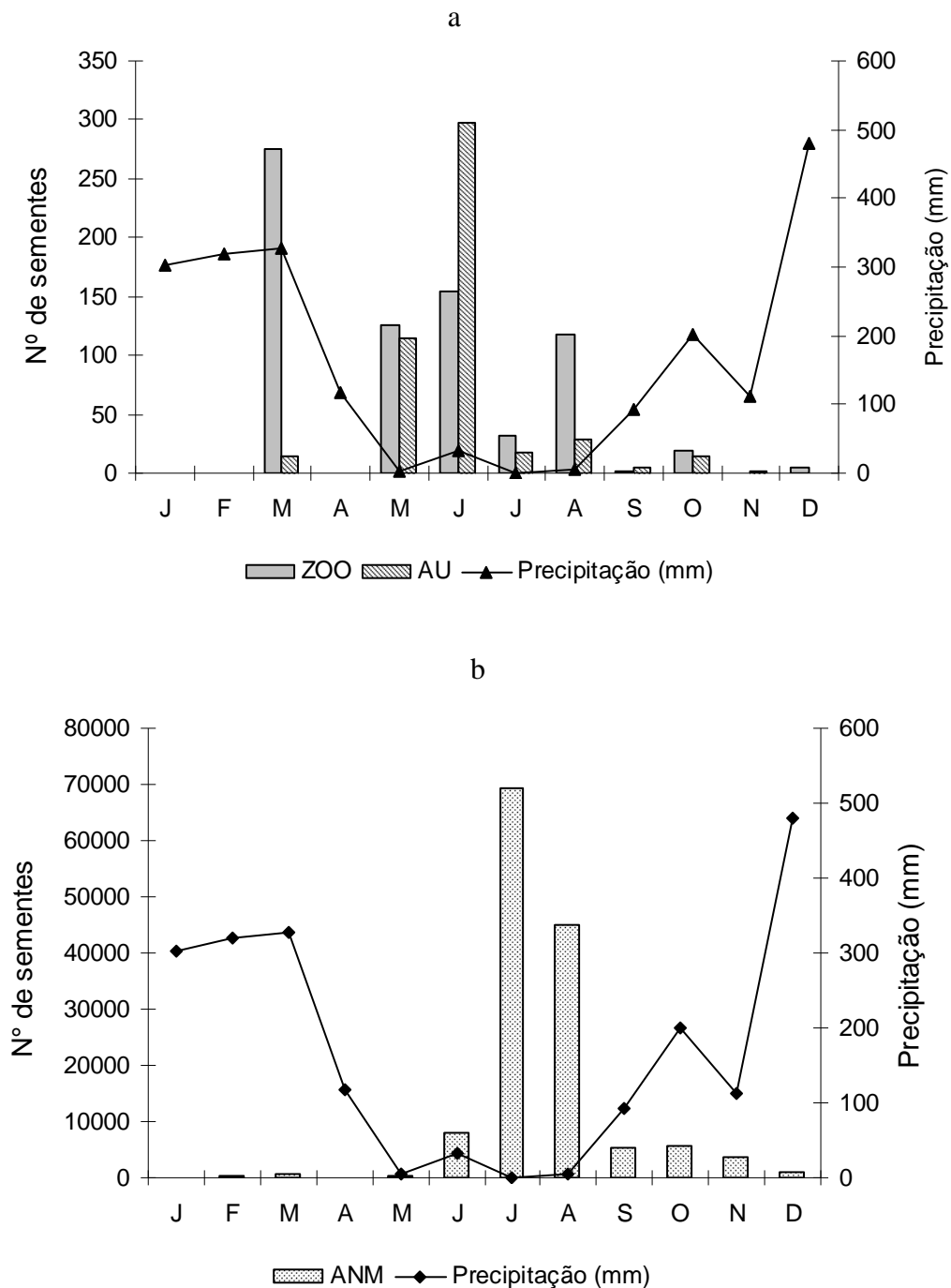


Figura 2.3 – Precipitação (mm) e abundância de sementes, de acordo com a síndrome de dispersão, amostradas na chuva de sementes em uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, localizada na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, no período de janeiro a dezembro de 2008. **a**: diásporos zoocóricos e autocóricos, **b**: diásporos anemocóricos; ZOO: zoocoria; AU: autocoria; ANM: anemocoria. Dados de precipitação obtidos junto ao Laboratório de Climatologia e Análise Ambiental da UFJF, coletados no campus da UFJF.

abundância no final da estação chuvosa e na seca, que compreendem os meses entre março a junho e o mês de agosto, sendo que *Cenchrus cf. echinatu* (Poaceae) foi a espécie mais abundante (Tabela 2.1). As sementes autocóricas foram as menos abundantes (492 sementes), mas também apresentaram maior dispersão na estação seca, sendo que maio e junho foram os meses com maior número de sementes (Figura 2.3 a).

Foram reconhecidos 39 morfotipos, 16 identificados ao nível de espécie, 10 ao nível de gênero, 7 apenas ao nível de família (Tabela 2.1 e Figura 2.4). Os 6 morfotipos restantes não foram incluídos em nenhuma categoria taxonômica, sendo considerados como “indeterminados”. O índice de diversidade de Simpson foi 0,13 e o de Shannon foi 0,26. A equidade foi igual a 0,19, o que mostra que poucas espécies foram responsáveis pela maior proporção de sementes dispersas.

Além de *M. minutiflora*, as espécies mais abundantes foram *Vernonia polyanthes* (6.020 diásporos, Asteraceae), *Cenchrus cf. echinatus* (686, Poaceae) *Erechtites* spp. (371, Asteraceae), *Chromolaena cf. maximiliani* (365, Asteraceae) e *Borreria alata* (342, Rubiaceae). Com isso, Poaceae foi a família mais representativa (132.241 indivíduos), seguida de Asteraceae, com 7.674 indivíduos.

As espécies mais frequentes, amostradas em todos os coletores, foram *M. minutiflora*, *Chromolaena cf. maximiliani*, *Vernonia polyanthes* e Asteraceae sp. 3, seguidas de *Pennisetum purpureum*, *Austrocritonia velutina*, *Erechtites* spp. e Asteraceae sp. 2, com 80% de frequência.

A família de maior riqueza foi Asteraceae, com 11 espécies, seguida de Poaceae, com 5 e Fabaceae e Rubiaceae, ambas com 4 espécies. As demais famílias estão representadas por apenas 2 espécies ou 1, como pode ser observado na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 – Relação, abundância e caracterização ecológica das espécies amostradas na chuva de sementes em uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, localizada na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, no período de janeiro a dezembro de 2008. D: síndrome de dispersão; H: hábito; A: abundância de sementes; AN: anemocoria; AU: autocoria; Z: zoocoria; AR: arbóreo; B: arbustivo; HE: herbáceo; L: liana.

Família	Espécie	D	H	A
Asteraceae	<i>Austrocritonia velutina</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	AN	AR	133
	<i>Baccharis serrulata</i> Pers.	AN	AR	44
	<i>Chromolaena</i> cf. <i>maximiliani</i> (Schard.) R. M. King & H. Rob.	AN	B	365
	<i>Erechtites</i> spp.	AN	HE	371
	<i>Pterocaulon balansae</i> Chotad	AN	HE	201
	<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	AN	AR	6.020
	Asteraceae sp 1	AN	-	40
	Asteraceae sp 2	AN	-	195
	Asteraceae sp 3	AN	-	267
	Asteraceae sp 4	AN	-	32
Asteraceae sp 5	AN	-	6	
Euphorbiaceae	<i>Croton lundianus</i> (Didr.) Müll. Arg.	AU	HE	26
Fabaceae	<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	AU	HE	60
	<i>Crotalaria</i> spp	AU	HE	14
	<i>Piptadenia laxa</i> Benth.	AU	AR	6
	<i>Trifolium</i> sp	AU	HE	3
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis</i> sp	AN	L	1
Malvaceae	<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	AU	HE	21
Melastomataceae	Melastomataceae spp	-	-	38
Moraceae	<i>Ficus</i> sp. 1	Z	-	4
	<i>Ficus</i> sp. 2	Z	-	24
Poaceae	<i>Andropogon</i> sp	AN	HE	251
	<i>Cenchrus</i> cf. <i>echinatus</i> L.	Z	HE	686
	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	AN	HE	131.163
	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	AN	HE	138
	Poaceae sp 1	AN	HE	3
Rhamnaceae	<i>Colubrina</i> sp	AU	AR	13
Rubiaceae	<i>Borreria alata</i> (Aubl.) DC.	AU	HE	342
	<i>Psychotria pleiocephala</i> Müll. Arg.	Z	AR	1
	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	AU	HE	11
	<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.	AU	HE	9
Sapindaceae	<i>Cupania</i> sp	Z	AR	1
	<i>Serjania</i> sp	AN	L	1

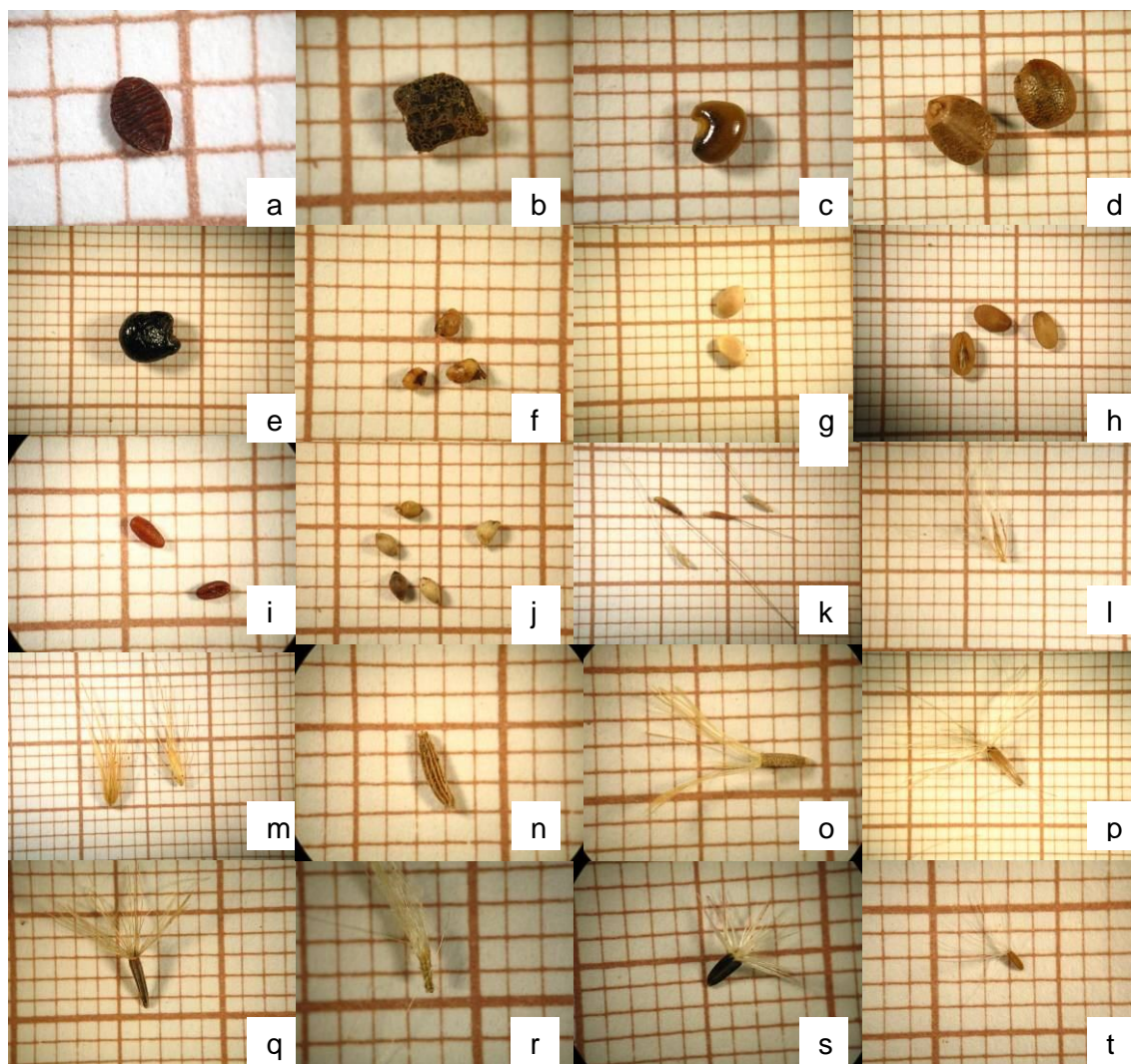


Figura 2.4 – Exemplos de algumas espécies amostradas na chuva de sementes em uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, localizada na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, no período de janeiro a dezembro de 2008. **a:** *Trifolium* sp, **b:** *Chamaecrista nictitans*, **c:** *Crotalaria* sp, **d:** *Croton lundianus*, **e:** *Colubrina* sp, **f:** *Ficus* sp 2, **g:** *Ficus* sp 1, **h:** *Borreria alata*, **i:** *Spermacoce latifolia*, **j:** *Cenchrus* cf. *echinatus*, **k:** *Melinis minutiflora*, **l:** *Andropogon* sp, **m:** *Pennisetum purpureum*, **n:** *Erechtites* sp, **o:** *Vernonia polyanthes*, **p:** Asteraceae sp 3, **q:** *Chromolaena* cf. *maximiliani*, **r:** *Pterocaulon balansae*, **s:** *Austrocritonia velutina*, **t:** Asteraceae sp 4.

Em relação ao tamanho, a grande maioria das espécies possui diásporos menores que 2 mm (Figura 2.5). Houve a predominância de espécies herbáceas, com 15 espécies, seguida das arbóreas, com 8 espécies, sendo que apenas 2 espécies são lianas e 1 arbustiva (Tabela 2.1).

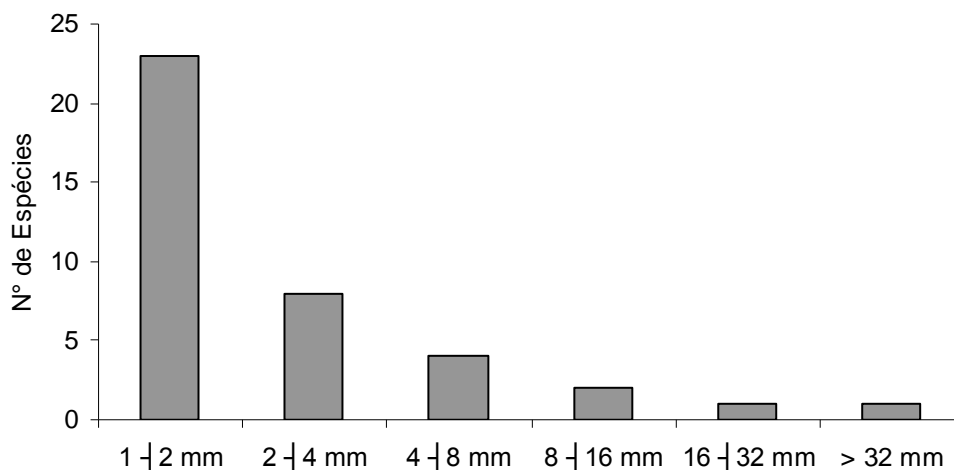


Figura 2.5 – Distribuição do número das espécies em classes de tamanho dos diásporos, obtidos na chuva em sementes de uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, localizada na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, no período de janeiro a dezembro de 2008.

2.4 – DISCUSSÃO

De acordo com os resultados de GORCHOV *et al.* (1993) e CUBIÑA & MITCHELL AIDE (2001), os ambientes de clareira recebem menor deposição de sementes do que os ambientes florestais. Porém, se compararmos o atual trabalho, onde foram amostradas 14.070,1 sementes/m², com o trabalho de SOARES (2007), que amostrou 3.991,6 sementes/m², em um trabalho de chuva de sementes realizado em trechos da floresta da RBMSC, nota-se um resultado contrário ao daqueles autores.

Esses diferentes padrões podem ser explicados pelas características das clareiras onde foram realizados os estudos da chuva de sementes, ou pelo método empregado. No trabalho de GORCHOV *et al.* (1993), eles abriram a clareira em meio a um fragmento florestal através do corte de árvores, onde não havia a presença de gramíneas ou espécies ruderais. CUBIÑA & MITCHELL AIDE (2001), apesar de terem realizado o estudo da dispersão de sementes em um pasto, quantificaram apenas as sementes de espécies arbóreas. Já no presente estudo, assim como no de SOARES (2007), foram quantificadas todas as sementes, independente da forma de vida.

Outro fator que contribuiu de forma significativa para a elevada densidade de sementes amostradas na clareira foi a presença de sementes de *M. minutiflora*, que corresponderam 93%. Essa é uma espécie que possui uma produção intensa de sementes (FILGUEIRAS, 1990; MARTINS, 2006), estimada entre 200 a 280 Kg de sementes por hectare (MARTINS, 2006) e se encontra distribuída em toda a clareira.

Segundo LEAL FILHO *et al.* (2007), as gramíneas apresentam um potencial elevado de dispersão de sementes dentro de clareiras, provavelmente devido à redução da competição por espaço e recursos com outros grupos, que pode ser explicado pela rapidez com que essas plantas ocupam clareiras recém formadas, produzindo e dispersando grandes quantidades de sementes internamente.

A predominância dos diásporos do capim-gordura e de outras espécies com muitos diásporos resultou em uma baixa equidade (0,21). SOARES (2007) também obteve baixa equidade no ambiente de borda da floresta da RBMSC (0,24). A predominância de poucas espécies com muitos diásporos também foi amostrada por SILVA (2008) em ambientes perturbados de clareira e área queimada, em trechos de Mata Atlântica.

A predominância de diásporos anemocóricos, dispersos ao longo de todo o ano, seguiu o padrão de dispersão proposto por SCHUPP *et al.* (1989). Segundo esses autores, nas clareiras ocorre maior chegada de sementes anemocóricas porque os animais dispersores de sementes evitam ir nelas, pois são locais que possuem poucos recursos para os frugívoros. Além disso, apresentam perigo para certos animais dispersores de sementes. A predominância de sementes anemocóricas também foi amostrada por SANTOS (2005), em um trabalho realizado em clareiras de diferentes

tamanhos, e no estudo de LEAL FILHO *et al.* (2007), onde ocorreu um reduzido número de propágulos introduzidos nas clareiras via dispersão zoocórica.

Ainda comparando os resultados encontrados por SOARES (2007), com os do presente trabalho, foi possível perceber a diferença da dispersão entre os diásporos zoocóricos sob o dossel e na clareira. Na área de mata fechada, a autora identificou 25 espécies zoocóricas, enquanto que na clareira foram reconhecidas apenas 5 espécies.

Grande parte das sementes da família Asteraceae amostrada na chuva de sementes pertence às espécies com indivíduos já estabelecidos na clareira como *Austrocritonia velutina*, *Baccharis serrulata*, *Chromolaena cf. maximiliani* e *Vernonia polyanthes*.

Com a exclusão de *M. minutiflora*, os meses de maior dispersão foram outubro e novembro, assim como no trabalho de SOARES (2007), sendo que, em ambos os trabalhos, as espécies mais abundantes nesses meses pertencem à família Asteraceae, *Vernonia polyanthes* e *Vernonanthura diffusa* (Less.) H. Rob., respectivamente.

Segundo JANZEN (1967 *apud* MORELLATO & LEITÃO-FILHO, 1992), o período entre o final da estação seca e o início da chuvosa pode oferecer boas condições para a germinação das sementes, como maior umidade e maior probabilidade de receber luz, o que favorece também o desenvolvimento das plântulas. Entretanto, não houve diferença estatística na quantidade de diásporos dispersos entre a estação chuvosa e a seca.

A predominância de espécies ruderais em clareiras também foi amostrada por SANTOS (2005). Dependendo das espécies ruderais, que são tidas como pioneiras, a sua grande abundância pode ser positiva, uma vez que o seu estabelecimento permite que o processo da sucessão ecológica ocorra de forma gradual, com a substituição das

espécies ao longo do tempo, até que se forme uma floresta madura, se for uma matriz florestal. Porém esse não é o caso do capim-gordura, que impede o estabelecimento das outras espécies.

Segundo MONQUERO & CHRISTOFFOLETI (2005), EGLEY (1983) afirmou que as sementes de várias espécies de plantas ruderais são ortodoxas e, portanto, podem ser quiescentes se alguns dos fatores ambientais limitarem a germinação ou podem estar em estado de dormência. Essas sementes passam, então, a formar o banco de sementes, um potencial de regeneração da comunidade vegetal (HARPER, 1977).

De acordo com RICHARDS (1996) as sementes de espécies pioneiras tendem a ser pequenas, o que corrobora com os resultados obtidos nesse estudo, onde a grande maioria das espécies amostradas possuem menos de 2 mm e pertencem a espécies ruderais, tidas como pioneiras. Produzir sementes pequenas possibilitou o sucesso dessas plantas, uma vez que produzir sementes pequenas possibilita a produção de grande quantidade, assegurando que a dispersão tenha mais êxito (FENNER, 1985).

2.5 – CONCLUSÃO

A chegada de sementes do entorno da clareira foi baixa, uma vez que a maioria das sementes amostradas pertence a espécies presentes na clareira, sendo *M. nimutiflora* a mais representativa, seguida de *V. polyanthes*. Isso mostra a necessidade de utilizar técnicas que promovam a chegada de sementes da área do entorno da clareira, principalmente técnicas de atração de frugívoros, facilitando a chegada de espécies zoocóricas.

2.6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARROSO, G. M. MORIM, M. P.; PEIXOTO, A. L. & ICHASO, C. L. F 1999. **Frutos e sementes: morfologia aplicada á sistemática de dicotiledôneas**. Editora UFV. Viçosa, MG. 443 pp.
- BROKAW, N. V. L. 1982. The definition of treefall gap and its effects on measures of forest dynamics. **Biotropica**, 11: 158-160
- CENTRO DE PESQUISAS SOCIAIS-UFJF 2007. **Anuário Estatístico de Juiz de Fora 2007: base de dados 2006**. Editora UFJF, Juiz de Fora, MG.
- CUBIÑA, A. & MITCHELL AIDE, T. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica**. 33(2): 260–267.
- DURIGAN, G. 2004. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN Jr, L.; RUDAN, R. & VALLADARES-PADUA, C. (orgs.). **Métodos de estudo em prol da conservação e manejo da vida silvestre**. pp .455-479.
- ENGEL, V. L. & PARROTA, J. A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. *et al.* (org.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. FEPAF. Botucatu, SP. pp. 01-26.
- FENNER, M. 1985. **Seed ecology**. Chapman and Hall. New York, USA. 151 pp.
- FILGUEIRAS, T. S. 1990. Africanas no Brasil: gramíneas introduzidas da África. **Cadernos de Geociências**, 5: 57-63.
- GARCIA, P. O., 2007. **Estrutura e Composição do Estrato Arbóreo em Diferentes Trechos da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, Juiz de Fora-MG**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora, MG.
- GORCHOV, D.L.; CORNEJO, F.; ASCORRA, C. & JARANILLO, M. 1993. The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain Forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. **Plant Ecology**, 107: 339-349.
- GROMBONE-GUARATINI, M. T. & RODRIGUES, R. R. 2002. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduos forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 18: 759-774.
- HARPER, J. L. 1977. **Population biology of plants**. Academic Press. New York, USA. 892 pp.
- HOLL, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, 31(2): 229-242.

- HOWE, H. F. & SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**. 13: 201-228.
- IBGE. 1992. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. IBGE. Rio de Janeiro, RJ. Série: Manuais Técnicos em Geociências, número 1.
- LEAL FILHO, N.; SILVA, C. L. O. & SENA, J. S. 2007. Efeito do Desbaste em Clareiras de Floresta Secundária sobre o Estabelecimento de Plântulas e Chuva de Sementes. **Revista Brasileira de Biociências**, 5(1): 210-212.
- LORENZI, H. 1992. a **Árvores brasileiras**. Nova Odessa, SP. Editora Plantarum Ltda.. Vol. 1.
- LORENZI, H. 1992. b **Árvores brasileiras**. Nova Odessa, SP. Editora Plantarum Ltda. Vol. 2.
- MARTINS, C. R. 2006. **Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura): uma espécie invasora no Cerrado**. Tese de doutorado. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- MEDELLING, R. A. & GAONA, O. 1999. Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, Mexico. **Biotropica**, 31: 478-485.
- MONQUERO, P. A & CHRISTOFFOLETI, P. J. 2005. Banco de sementes de plantas daninhas e fator de seleção. **Fitotecnia**. 64(2): 203-209.
- JMORELATO, L. P. C. & LEITÃO-FILHO, H. F. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELATO, L. P. C (org). **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil**. Editora Unicamp. Campinas, SP. pp 112-141.
- PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre, RS. Artmed. 256 pp.
- RICHARDS, P. W. 1996. **The tropical rain forest**. Cambridge University Press. Cambridge. 2^a Edition,. 575 pp.
- SANTOS, S. L. 2005. **Dinâmica de clareiras: comportamento de espécies pioneiras e fatores que afetam sua colonização**. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP.
- SCHUPP, E. W.; HOWE, H. F.; AUGSPURGER, C. K. & DOUGLAS, J.L. 1989. Arrival and survival in tropical treefall gaps. **Ecology**, 70(3): 562-564.
- SILVA, J. T. R. 2008. **Chuva de sementes em ambientes perturbados e não-perturbados na floresta de Mata Atlântica no sul da Bahia, Brasil**. Dissertação de mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiros. Piracicaba, SP.
- SOARES, S. M. P., 2007. **Caracterização da Chuva de Sementes na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida na Zona da Mata de Minas Gerais**. Monografia

de conclusão do Bacharelado em Ciências Biológicas. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG.

SOUZA, V. & LORENZI, H. 2008. Botânica sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira em APG II. 2ª.ed. Nova Odessa, SP. Instituto Plantarum, 640 pp.

TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica montana. **Revista Brasileira de Biologia**, 59(2): 251-261.

VAN DER PIJL, L. 1982. **Principles of dispersal in higher plants**. 2ª ed. Berlim, Springer-Verlag.

ZAR, J. H. 1999. **Biostatistical Analysis**. 4ª. ed. New Jersey, USA. Prentice Hall. 663 pp.

CAPÍTULO 3

REGENERAÇÃO NATURAL, TRANSPOSIÇÃO DO BANCO DE SEMENTES E PLANTIO DE MUDAS, INSTALADOS EM PEQUENOS NÚCLEOS, EM UMA CLAREIRA DOMINADA POR *Melinis minutiflora* P. BEAUV. NA RESERVA BIOLÓGICA MUNICIPAL SANTA CÂNDIDA, MG.

3.1 - INTRODUÇÃO

As espécies exóticas invasoras têm sido objeto de grande preocupação, pois causam alterações nos ambientes nos quais invadiram, chegando a causar a extinção de espécies nativas, em todo o mundo (CORADIN, 2006). Na Reserva Biológica Municipal Santa Cândida (RBMSC), Juiz de Fora-MG, há a ocorrência de algumas espécies exóticas, sendo *Melinis minutiflora* (capim-gordura) uma delas, que é considerada uma invasora (FILGUEIRAS, 1990).

M. minutiflora domina uma área de clareira antrópica no interior da RBMSC e, provavelmente, vem impedindo a regeneração da vegetação nessa área. Essa é uma espécie extremamente agressiva, que produz uma elevada quantidade de sementes com alto potencial de germinação, é resistente ao fogo (FILGUEIRAS, 1990) e se propaga através de rizomas (SILVA & HARIDASAN, 2007).

O manejo do capim-gordura e o uso de técnicas utilizadas na restauração ecológica podem ser essenciais para auxiliar a regeneração natural nessa clareira, facilitando o recrutamento de novos indivíduos na comunidade.

A ecologia da restauração, por se tratar de uma ciência recente e de caráter multidisciplinar, vem sendo delineada e redefinida constantemente (ENGEL & PARROTA, 2003). Suas práticas têm mostrado um grande avanço nos últimos anos. Atualmente, modelos de plantio mais eficientes do que os utilizados nos primeiros

projetos de restauração vêm sendo propostos e, ainda, estão sendo testados outros modelos visando à diminuição dos seus custos, além de se obter mais sucesso na reconstrução de uma floresta que se torne auto-sustentável (KAGEYAMA & GANDARA, 2004).

Segundo RODRIGUES & GANDOLFI (2001) apenas o plantio de espécies nativas não garante a sobrevivência destas mudas, nem a reconstrução da floresta. As florestas são resultantes de um processo de sucessão ecológica, no qual ocorre um gradual aumento e substituição de espécies ao longo do tempo, assim como um aumento da complexidade do ecossistema (MATTHES & MARTINS, 1997).

Com isso, hoje as pesquisas estão voltadas para modelos de restauração que utilizem os potenciais da regeneração natural das áreas degradadas, que possam restabelecer interações ecológicas e outros processos ecológicos (RODRIGUES & GANDOLFI, 2001; BARBOSA & BABOSA, 2007). Além dos conhecimentos ecológicos dos ecossistemas florestais já acumulados, são necessários mais estudos sobre a dinâmica das florestas tropicais, assim como o envolvimento das pesquisas no desenvolvimento de tecnologias que possam ser mais baratas e acessíveis (KAGEYAMA & GANDARA, 2004).

Atualmente, podemos citar algumas técnicas que utilizam a regeneração natural e que estão sendo recomendadas como a semeadura direta, a instalação de poleiros, a transposição do banco de sementes, dentre outras (RODRIGUES & GANDOLFI, 2001; REIS *et al.*, 2003; MARTINS, 2007).

Apesar do aproveitamento da camada superficial do solo de áreas que serão desmatadas para o objetivo de recuperar áreas degradadas ser uma prática utilizada há bastante tempo por empresas mineradoras, o seu uso com o objetivo de aproveitar as sementes armazenadas no solo (banco de sementes), foi pouco estudado

(PEDERSON & VAN DER VALK, 1989). Recentemente, alguns trabalhos têm mostrado a viabilidade da transposição do banco de sementes para restauração de uma área degradada, cobrindo-a toda ou em parte, em diferentes condições (NAVE, 2005; JAKOVAC, 2007).

Além da utilização do banco de sementes de áreas que serão desmatadas, alguns autores recomendam que pequenas porções de solos de áreas preservadas sejam utilizadas na restauração de áreas degradadas, de forma que não comprometa a regeneração das áreas doadoras. Essas porções seriam alocadas em pequenos núcleos, ao longo da área degradada, com o intuito de acelerar o processo da sucessão ecológica e aumentar a biodiversidade local (RODRIGUES & GANDOLFI, 2001; REIS, *et al.*, 2003, SAMPAIO, 2006).

A formação de pequenos núcleos, através de diferentes técnicas de restauração, pode aumentar a riqueza de espécies e pode, também, proporcionar interações ecológicas que garantam um maior sucesso para a restauração. Isso ocorre porque as técnicas de nucleação imitam a sucessão ecológica, onde espécies pioneiras melhoram o ambiente permitindo o estabelecimento de novas espécies, tendendo cobrir toda a área com o passar do tempo (REIS *et al.*, 2003).

SAMPAIO (2006), em um trabalho de restauração realizado em pastagens abandonadas em florestas estacionais decíduais, constatou que a utilização das técnicas como semeadura, transposição de serapilheira e plantio de mudas em núcleos foi positiva para o aumento da riqueza de espécies na regeneração da área.

Apesar dos avanços nas pesquisas sobre restauração ecológica, sua continuidade é necessária para que todos os tipos de formações vegetais possam ter modelos de restauração eficientes, e que abranjam as particularidades de cada um dos ecossistemas, como a diversidade, os processos ecológicos e os fatores de degradação.

Atualmente, os ecossistemas mais estudados no Brasil, no âmbito da restauração ecológica são os de matas ciliares, enquanto os outros ecossistemas ainda possuem grandes lacunas para serem preenchidas (BARBOSA, 2001).

Com isso, este trabalho teve como objetivos, (1) avaliar o potencial de regeneração do banco de sementes de uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, após a remoção de indivíduos dessa espécie invasora, (2) avaliar o processo de sucessão após a transposição do solo oriundo de trechos de floresta adjacentes à clareira e (3) avaliar o desenvolvimento de mudas de *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae), *Schinus therebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae) e *Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb. (Myristicaceae) plantadas em pequenos núcleos na clareira, como formas de promover a restauração de áreas dominadas pelo capim gordura, especialmente em pequenas propriedades.

3.2 - MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 - Área de estudo

A Reserva Biológica Municipal Santa Cândida (RBMSC; 21°45'43.78'' S e 43°23'32.42'' W) está situada na região urbana do município de Juiz de Fora, na Zona da Mata de Minas Gerais. Essa é uma região com relevo bastante dissecado, apresentando colinas côncavo-convexas e vales, com altitudes entre 467 e 1.104m. O clima é do tipo Cwa (classificação de Köppen), mesotérmico, com verão chuvoso e quente (CENTRO DE PESQUISAS SOCIAIS-UFJF, 2007) e a vegetação natural é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 1992). Segundo STAICO (1976), em Juiz de Fora há a predominância de solos do tipo latossolo vermelho-amarelado, podendo ocorrer, também, o solo do tipo podzólico vermelho-amarelado.

A RBMSC é um fragmento florestal urbano com 113,3 hectares e possui, em seu interior uma clareira antrópica de aproximadamente 1 hectare, onde foi realizado o presente trabalho. Essa clareira é dominada por *Melinis minutiflora* e com a presença de indivíduos arbustivo-arbóreos esparsos, principalmente de *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macbr (Fabaceae). A clareira está situada na face oeste de uma das vertentes dos morros que compõem a reserva. Análise de solo indicou que o solo da clareira é distrófico, e apresenta uma textura muito argilosa na região mais alta do terreno e textura de argila para a mais baixa, sendo que ambas as regiões possuem baixas concentrações de fósforo, potássio, magnésio e outros elementos (Quadro 1).

3.2.2 - Implantação dos núcleos de restauração

Antes da implantação dos núcleos foi realizada a capina da espécie *M. minutiflora* em 10 transectos de 2,5 x 15m, para a instalação de parcelas de 1x1m, com os seguintes tratamentos: (1) regeneração natural a partir do banco de sementes da área (autóctone); (2) transposição do banco de sementes; (3) plantio de mudas e (4) parcelas controle, nas quais a capina foi realizada apenas no seu entorno (transecto). Os transectos foram instalados em áreas com duas categorias de declividade: 5 em trechos com 0 a 20° e 5 com 21 a 30° (Figura 4).

Cada transecto recebeu ao menos uma repetição de cada tratamento, sendo a ordem da disposição realizada através de sorteio. O experimento foi montado no mês de novembro de 2007, logo após o início das chuvas, uma vez que não se pretendia proporcionar a rega aos tratamentos.

O controle de formigas cortadeiras foi realizado com a aplicação de formicida em isca granulada, à base de sulfluramida. Quatro meses após a instalação dos experimentos, em março de 2008, foi feita uma limpeza nas faixas, através da

capina, para facilitar o acesso às parcelas, assim como a limpeza nas parcelas do plantio de mudas, para impedir que o capim-gordura abafasse as mudas.

A identificação das plantas foi realizada a partir de coleta de amostras dos indivíduos dentro das parcelas ou em suas imediações, através da comparação com material depositado no Herbário CESJ da Universidade Federal de Juiz de Fora, com a literatura especializada (LEITÃO FILHO *et al.*, 1972; ARANHA *et al.*, 1972; BACCHI *et al.*, 1972; KISSMANN & GROTH, 1995; LORENZI, 2008) e por especialistas, adotando-se o APG II (Angiosperm Phylogeny Group) como sistema de classificação (SOUZA & LORENZI, 2008). As amostras de material fértil foram depositadas no Herbário CESJ/UFJF.

3.2.2.1 - Controle

Parcelas controle foram implantadas em cada transecto, pela manutenção de trechos com capim-gordura que não foram capinados, a fim de se avaliar a colonização das mesmas por novas espécies.

3.2.2.2 - Regeneração natural autóctone

O monitoramento do processo de regeneração natural da vegetação da área da clareira, após a retirada do capim-gordura, foi realizado em parcelas de 1 x 1m, delimitada por estacas e barbantes, em cada transecto.

A germinação das sementes presentes no banco autóctone foi acompanhada mensalmente, no período de dezembro de 2007 a novembro de 2008, através da quantificação e identificação das plantas estabelecidas e o seu conjunto analisado através da estimativa visual da cobertura vegetal das parcelas, em porcentagem (0-100%).

3.2.2.3 – Transposição do banco de sementes

Amostras de solo, incluindo a serapilheira, foram coletadas em parcelas de 1 x 0,5 x 0,1m (RODRIGUES & GANDOLFI, 2001), definidas aleatoriamente nas áreas de mata no entorno da clareira. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos e transportado para os transectos. Cada amostra foi depositada sobre parcelas de 1 x 1m, previamente capinadas e após a remoção de uma camada superficial do solo (3cm), formando, então, uma parcela de 1m² com uma camada de 5cm de solo transposto.

A avaliação da regeneração foi realizada mensalmente, no período de dezembro de 2007 a novembro de 2008, através da quantificação da germinação, do estabelecimento e do reconhecimento de novas plantas. Foi realizada, também, a estimativa visual da área de cobertura vegetal das parcelas, em porcentagem (0-100%).

3.2.2.4. – Plantio de mudas

Foram alocadas 35 parcelas de 1m², para a realização do plantio de mudas, distribuídas nos transectos e no entorno desses (Figura 4). As covas foram abertas com dimensões de 40 x 40 x 40 cm, e receberam uma proporção de 3:1 de terra e esterco de boi, além de aproximadamente 20g de NPK na proporção de 4-14-8.

As espécies utilizadas no plantio foram *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae), *Schinus therebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae) e *Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb. (Myristicaceae). O tamanho médio inicial das mudas de *T. micrantha*, *S. therebinthifolius* e *Virola bicuhyba* era 48,64 cm (\pm 5,8 cm), 49,3 (\pm 10, 8 cm) e 43,3 cm (\pm 8,6 cm), respectivamente.

Essas espécies foram escolhidas por serem nativas da região e produzirem frutos que são consumidos pela fauna. *T. micrantha* é considerada pioneira, ocorrendo em todos os tipos de ambientes, exceto nos muito úmidos, produzindo grande

quantidade de sementes anualmente. *S. therebinthifolius*, também é considerada pioneira, além de ser comum em ambientes úmidos, como beira de rios e várzeas úmidas, ocorre também em terrenos secos e pobres. Já *V. bicuhyba* é considerada uma espécie clímax exigente de luz, porém, pode ser encontrada em capoeiras e clareiras abertas na mata, e produz semente anualmente (LORENZI, 1992). Além disso, GARCIA (2007) encontrou *S. therebinthifolius* e *V. bicuhyba* ocorrendo em trechos de interior da RBMSC.

Os tratamentos (Figura 3.1) de plantio consistiram nas seguintes composições:

- P1 – parcelas com apenas uma planta, com 5 repetições para cada espécie (15 parcelas no total);
- P2 – parcelas com 3 plantas da mesma espécie, sendo 5 repetições para cada espécie (15 parcelas no total);
- P3 – parcelas com 3 plantas, sendo uma de cada espécie, com 5 repetições (5 parcelas no total).

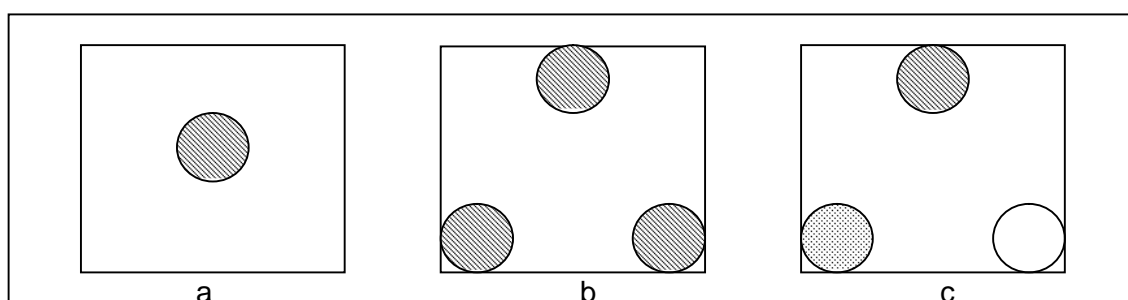


Figura 3.1 – Representação das parcelas de 1x1m, ilustrando a composição dos plantios de mudas. **a:** parcela com uma muda; **b:** parcela com 3 mudas da mesma espécie; **c:** parcela com 3 mudas de espécies diferentes.

Para avaliar o desenvolvimento das mudas foram mensurados o diâmetro do caule (mm), aferido na altura do solo com um paquímetro, e a altura total da muda (cm), medida com um metro de madeira. O crescimento em altura foi calculado a partir

da diferença entre a altura final e a inicial para cada muda. As medidas foram tomadas mensalmente no período de dezembro de 2007 a novembro de 2008.

3.2.7 – Análise dos dados

A semelhança florística, observada entre os tratamentos regeneração natural autóctone e banco de sementes transposto, foi analisada pelo índice de similaridade de Jaccard (DURIGAN, 2004), considerando:

$$C_j = \frac{c}{(a+b-c)}$$

Onde: a = n° total de espécies presentes em uma das áreas, b = n° total de espécies presentes na outra área, c = n° de espécies comuns a ambas as amostras.

Foi calculada, também, a frequência absoluta de ocorrência para as espécies mais abundantes, através da fórmula:

$$FA(i) = \frac{p_i}{P} \times 100$$

Onde: FA(i), frequência absoluta da espécie i (%), p_i = número de coletores em que ocorre a espécie i, P = número total de coletores.

O teste *t* (ZAR, 1999) foi utilizado para comparar a cobertura média entre as 5 parcelas alocadas na área de menor declividade (0 a 20°) com as 5 parcelas da área mais íngreme (21 a 30°) da regeneração autóctone. Para a comparação da cobertura vegetal nas parcelas após a transposição do banco de sementes entre as parcelas das diferentes declividades e para comparar a cobertura entre a regeneração natural autóctone e a transposição do solo, foi utilizado o teste não-paramétrico de Mann-Whitney (ZAR, 1999).

O crescimento das mudas entre os 3 tratamentos de plantios, foi comparado pelo teste estatístico ANOVA, juntamente com o teste de Tukey (ZAR,

1999), considerando a taxa de crescimento em altura e a taxa de crescimento do diâmetro, exceto para taxa de crescimento do diâmetro de *T. micrantha*, no qual foi utilizado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (ZAR, 1999), uma vez que as variâncias das amostras eram desiguais.

3.3 – RESULTADOS

Após a implantação dos experimentos observou-se a ocorrência de 5 meses bastante chuvosos, seguidos do mês de abril/2008 já com menos chuva, e de 4 meses bastante secos (Figura 3.2). O total pluviométrico de 2008 foi 1993,7 mm e, com a inclusão dos meses de novembro e dezembro de 2009 o total chegou a 2460,7mm.

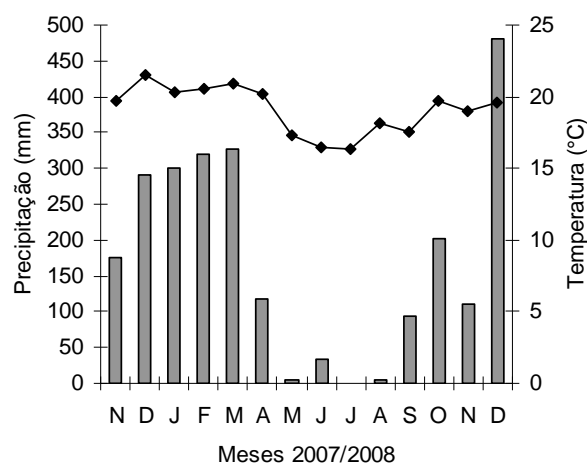


Figura 3.2. Precipitação e médias mensais de temperatura para o município de Juiz de Fora, no período de novembro de 2007 a dezembro de 2008. Dados obtidos junto ao Laboratório de Climatologia e Análise Ambiental da UFJF, coletados no campus da UFJF.

3.3.1 – Controle

A ocorrência de novos indivíduos ($5 \pm 3,4$ plantas/m²) nas parcelas controle, ou seja, nas que não sofreram capina, só foi observada na borda das parcelas. Isso indica que, as plantas germinaram a partir da retirada do capim-gordura em volta das parcelas (Figura 3.3), o que proporcionou maior iluminação e espaços abertos.

Sendo assim, é possível notar que *M. minutiflora* realmente impediu a germinação e o estabelecimento de outras plantas. Dentre as espécies que germinaram nessas parcelas podemos citar *Borreria alata*, *Pterocaulon balansae*, *Crotalaria pterocaula* e *Ipomoea aristolochiifolia*.



Figura 3.3 – Detalhe de uma das parcelas controle, mostrando as plantas que germinaram na borda da parcela.

3.3.2 - Regeneração natural autóctone

Com exceção dos indivíduos de *M. minutiflora*, que foram quantificados através da cobertura, a densidade média do número de plantas no primeiro mês de monitoramento (dezembro de 2007) foi o de $78,8 \pm 42,8$ plantas/m². Houve uma redução na densidade de plantas ao longo dos meses, que variou devido ao predomínio da mortalidade em relação à entrada de novas plantas ao longo do tempo. Com o início da estação chuvosa, a densidade média nos dois últimos meses, outubro ($48,9 \pm 37,5$ plantas/m²) e novembro ($57,2 \pm 52,4$ plantas/m²) de 2008, aumentou em relação aos meses anteriores, porém foi menor que a do primeiro mês.

Após a capina, as parcelas que foram destinadas à análise da regeneração natural autóctone mostraram um rápido aumento da cobertura vegetal (Figura 3.4 a). As principais espécies responsáveis pela cobertura vegetal foram *Borreria alata*, *Acanthospermum australe*, *Crotalaria pterocaula* e *Cenchrus* cf. *echinatus*, que juntamente com o capim-gordura alternaram a dominância em algumas parcelas. Entre os meses de junho a setembro, ocorreu uma redução na cobertura, como decorrência da morte de boa parte dos indivíduos de *B. alata*, *A. australe*, *C. pterocaula* e *C. cf.*

echinatus, que são espécies anuais (Figura 3.4 a e 3.5). A cobertura média voltou a aumentar no mês de outubro, com a entrada de novos indivíduos nas parcelas.

Em relação à declividade do terreno, houve diferença significativa na cobertura vegetal ($p = 0,01$), entre as parcelas da região mais plana e as da região mais íngreme. As parcelas da região mais plana apresentaram porcentagem média de cobertura maior ($74,4 \pm 22,6 \%$) do que as parcelas da região de maior declividade ($49,8 \pm 20,6 \%$), sendo que, o capim-gordura foi mais abundante nas parcelas mais planas.

As parcelas dominadas pelo capim-gordura apresentaram menor abundância de indivíduos do que as parcelas que tiveram as espécies *B. alata*, *A. australe* e *C. pterocaula* como dominantes. As espécies *B. alata*, *A. australe* foram dominantes nas parcelas de maior declividade, enquanto que *C. pterocaula* foi dominante em apenas uma parcela, localizada na região plana.

Como resultado da regeneração natural, foram reconhecidos 41 morfotipos, sendo 21 identificados ao nível de espécie, 4 ao nível de gênero, 6 ao nível de família e 10 permaneceram como “indeterminadas” (Tabela 3.1). As espécies mais representativas foram *M. minutiflora*, *C. pterocaula*, *B. alata* e *Sida glaziovii*, sendo que *M. minutiflora*, *C. pterocaula* e *S. glaziovii* foram amostradas durante todos os meses, e *B. alata* esteve ausente entre os meses de junho a setembro, reaparecendo em outubro.

Essas espécies também foram as mais frequentes, sendo que *M. minutiflora* e *S. glaziovii* tiveram 100% de frequência, *B. alata* 90%, *C. pterocaula* 80%, seguidas de *Erechtites hieracifolius* com 70%. Embora *B. alata* tenha apresentado menos indivíduos nos meses entre fevereiro e maio, foi nesses meses que ela apresentou maior cobertura vegetal, pois é uma espécie que cresce de forma prostrada, ocupando uma área maior do que as plantas eretas. Das espécies que foram

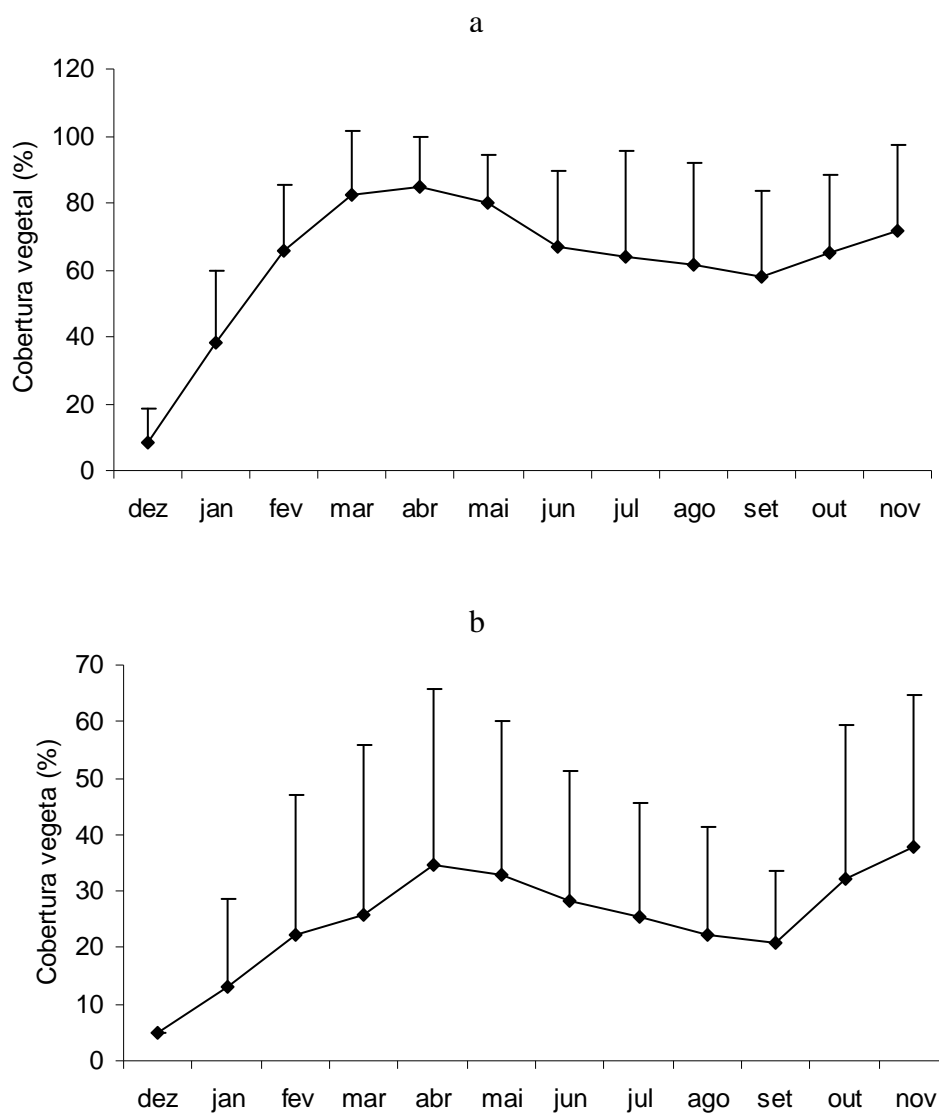


Figura 3.4 – Cobertura vegetal de parcelas submetidas à capina de *M. minutiflora*, seguidas da regeneração autóctone (a) e da transposição de solo (b), em uma clareira localizada no interior da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, Juiz de Fora, MG. Os valores indicam a média e o desvio padrão.

possíveis identificar e determinar o hábito de vida, a grande maioria é herbácea (86,6%), 2 são arbustivas e 1 é liana.

A espécie que apresentou recrutamento de novos indivíduos ao longo dos meses, mesmo na estação seca, foi *S. glaziovii*, enquanto que, para a maioria das espécies o recrutamento das plantas ocorreu durante as chuvas.

Tabela 3.1 – Relação, ocorrência e hábito das espécies amostradas em parcelas submetidas a diferentes tratamentos após a capina de *Melinis minutiflora*, uma invasora dominante em uma clareira localizada no interior da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida. TS: Transposição de solo; RN: regeneração natural, H: hábito; L: liana; HE: herbáceo; AR: arbóreo; B: arbustivo.

Família	Espécies	Tratamentos		H
		TS	RN	
Apocynaceae	<i>Oxypetalum appendiculatum</i> Mart.	x	-	L
Asteraceae	<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	x	x	HE
	<i>Ageratum fastigiatum</i> (Gardner) R.M. King & H. Rob.	x	-	B
	<i>Ambrosia scabra</i> Hook. & Arn.	-	x	HE
	<i>Blainvillea biaristata</i> DC.	x	-	HE
	<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. Ex DC.	x	x	HE
	<i>Erechtites valerianifolius</i> (Linkn. Spreng.) DC.	x	-	HE
	<i>Eupatorium dimorpholepis</i> Baker	-	x	HE
	Asteraceae sp 1	-	x	HE
	Asteraceae sp 2	-	x	HE
	Asteraceae sp 3	x	x	HE
	Asteraceae sp 5	-	x	HE
	Asteraceae sp 6	x	x	HE
	Asteraceae sp 7	x	-	HE
Asteraceae sp 8	x	-	HE	
Asteraceae sp 9	x	-	HE	
Asteraceae sp 10	x	-	HE	
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	x	-	AR
Convolvulaceae	Convolvulaceae sp 1	x	-	L
	<i>Ipomoea aristolochiifolia</i> G. Don	x	-	L
	<i>Ipomoea cf. purpurea</i> (L.) Roth	-	x	L
Euphorbiaceae	<i>Alchornea</i> sp	x	-	
	<i>Croton lundianus</i> (Didr.) Müll. Arg.	x	x	HE
	<i>Croton</i> sp	x	-	AR
	<i>Croton urucurana</i> Baill.	x	-	AR
	<i>Euphorbia</i> sp 1	x	x	HE
	<i>Euphorbia</i> sp 2	-	x	HE
	<i>Manihot cf. hemitrichandra</i> Müll. Arg.	x	-	HE
	Euphorbiaceae sp 1	x	x	HE
Fabaceae	<i>Apuleia leiocarpa</i> Vogel	x	-	AR
	<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	x	x	HE
	<i>Crotalaria pallida</i> Aiton	x	x	HE
	<i>Crotalaria pterocaula</i> Desv.	x	x	HE
	<i>Indigofera suffruticosa</i> Mill.	-	x	B

Tabela 3.1 – continuação ...

Família	Espécies	Tratamentos		H
		TS	RN	
Fabaceae	<i>Mimosa pudica</i> L.	x	-	HE
	<i>Mimosa sensitiva</i> L.	x	-	HE
	<i>Trifolium</i> sp	-	x	HE
	<i>Zornia reticulata</i> Sm.	x	-	HE
	Fabaceae sp 1	x	-	-
Lamiaceae	<i>Marsypianthes chamaedrys</i> (Vahl) Kuntze	-	x	HE
	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	x	-	B
Malvaceae	<i>Sida carpinifolia</i> L.	x	-	HE
	<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	x	x	HE
	<i>Sida urens</i> L.	x	x	HE
	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	x	-	HE
Phyllantaceae	<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	x	x	HE
Poaceae	<i>Cenchrus</i> cf. <i>echinatus</i> L.	x	x	HE
	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	x	x	HE
	Poaceae sp 1	x	-	HE
Rubiaceae	<i>Borreria alata</i> (Aubl.) DC.	x	x	HE
	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	x	x	HE
	<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.	x	-	HE
	<i>Spermacoce palustris</i> (Cham. & Schltdl.) Delprete	x	x	HE
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltdl.	x	x	B
	<i>Solanum</i> sp 1	-	x	-
	<i>Solanum</i> sp 2	x	-	-
Sterculiaceae	<i>Waltheria indica</i> L.	-	x	HE
Urticaceae	<i>Cecropia</i> sp	x	-	AR
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	x	-	HE



Figura 3.5 – Fotos de uma das parcelas da regeneração natural, de uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, localizada no interior da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, em diferentes meses. **a:** dezembro de 2007; **b:** abril de 2008; **c:** junho de 2008; **d:** novembro de 2008.

3.3.3 – Transposição do banco de sementes

No primeiro mês de monitoramento após a transposição do banco de sementes foi observada uma densidade média de $37 \pm 55,4$ plantas/m², sem incluímos os indivíduos de *M. minutiflora*. Com a morte de alguns indivíduos, essa média diminuiu ao longo dos meses que se seguiram, uma vez que a taxa de entrada de novos indivíduos nas parcelas foi menor que a taxa de mortalidade. No início da estação chuvosa de 2008 (outubro e novembro), ocorreu um leve aumento no número médio de plantas.

A cobertura vegetal (Figura 3.4 b e 3.6) das parcelas que receberam a transposição do solo aumentou ao longo do tempo, em função do crescimento das plantas, principalmente daquelas com o crescimento prostrado, como de algumas lianas,

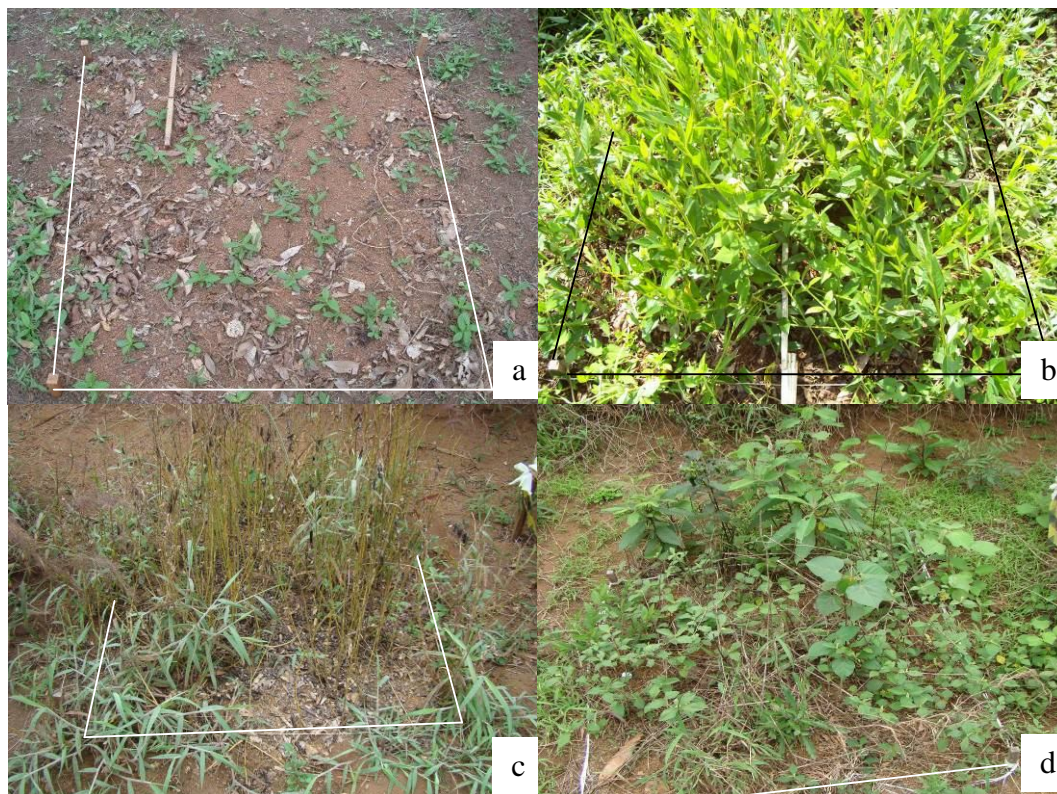


Figura 3.6 - Fotos de uma parcela, contendo o banco de sementes transposto, em diferentes meses. **a**: dezembro de 2007; **b**: fevereiro de 2008; **c**: julho de 2008; **d**: novembro de 2008.

gramíneas e herbáceas (Tabela 3.1). Porém, a partir de maio a cobertura média começou a diminuir, por causa da morte dos indivíduos já estabelecidos, principalmente de *B. alata*. Assim como o número de indivíduos, a cobertura teve um novo aumento nos meses de outubro e novembro de 2008, com o início da estação chuvosa.

Parcelas localizadas nas regiões mais planas apresentaram uma cobertura média de $65 \pm 25,8$ %, que foi significativamente maior ($p < 0,001$) do que a cobertura média das parcelas das áreas mais íngreme, que tiveram uma cobertura média de $11,1 \pm 4$ %.

Foram amostrados 66 morfotipos, sendo 32 reconhecidos ao nível de espécie, 5 ao nível de gênero, 10 ao nível de família e 19 permaneceram como “indeterminadas”. A família de maior riqueza foi Asteraceae, com 11 espécies, seguida

de Fabaceae, com 8, e Euphorbiaceae, com 7 (Tabela 3.1). As espécies mais abundantes e com 100% de frequência foram *S. glaziovii*, *B. alata* e *M. minutiflora*.

Apesar de o solo transposto ter sido retirado de trechos de mata no entorno da clareira para o qual se esperava o predomínio de pioneiras arbóreas, houve a dominância de espécies herbáceas. Dentre as espécies amostradas, apenas 9 possuem hábito arbustivo-arbóreo, sendo elas *Acnistus arborescens*, *Aegiphila sellowiana*, *Ageratum fastigiatum*, *Alchornea* sp, *Apuleia leiocarpa*, *Croton* sp, *Cecropia* sp, *Croton urucurana*, e *Trema micrantha*.

3.3.5 – Plantio de mudas

Ao final de 12 meses, não houve diferença significativa no crescimento em altura das mudas de *S. therebinthifolius* entre as 3 formas de plantio ($p = 0,12$), provavelmente em função da grande variação de crescimento entre as mudas, observada devido à retomada do crescimento após danos por predação, detectados principalmente em plantas do tratamento P3 (3 mudas diferentes) (Figura 3.7a e 3.8).

Apesar de não ter ocorrido diferença estatística no crescimento em altura das mudas nos três tratamentos, elas apresentaram uma tendência de crescerem melhor em P2 e de menor crescimento em P3, provavelmente por causa da competição interespecífica (Figura 3.8).

Na taxa de aumento do diâmetro (Figura 3.7 b), P2 e P3 diferiram estatisticamente ($p = 0,03$), sendo que, as mudas da mesma espécie plantadas juntas (P2) apresentaram maior crescimento em diâmetro do que as mudas plantadas com as outras espécies (P3). Já as mudas plantadas sozinhas (P1) não apresentaram diferença significativa na taxa de crescimento de diâmetro com as mudas de P2 e P3. Nenhuma muda de *S. therebinthifolius* morreu, durante o período de um ano.

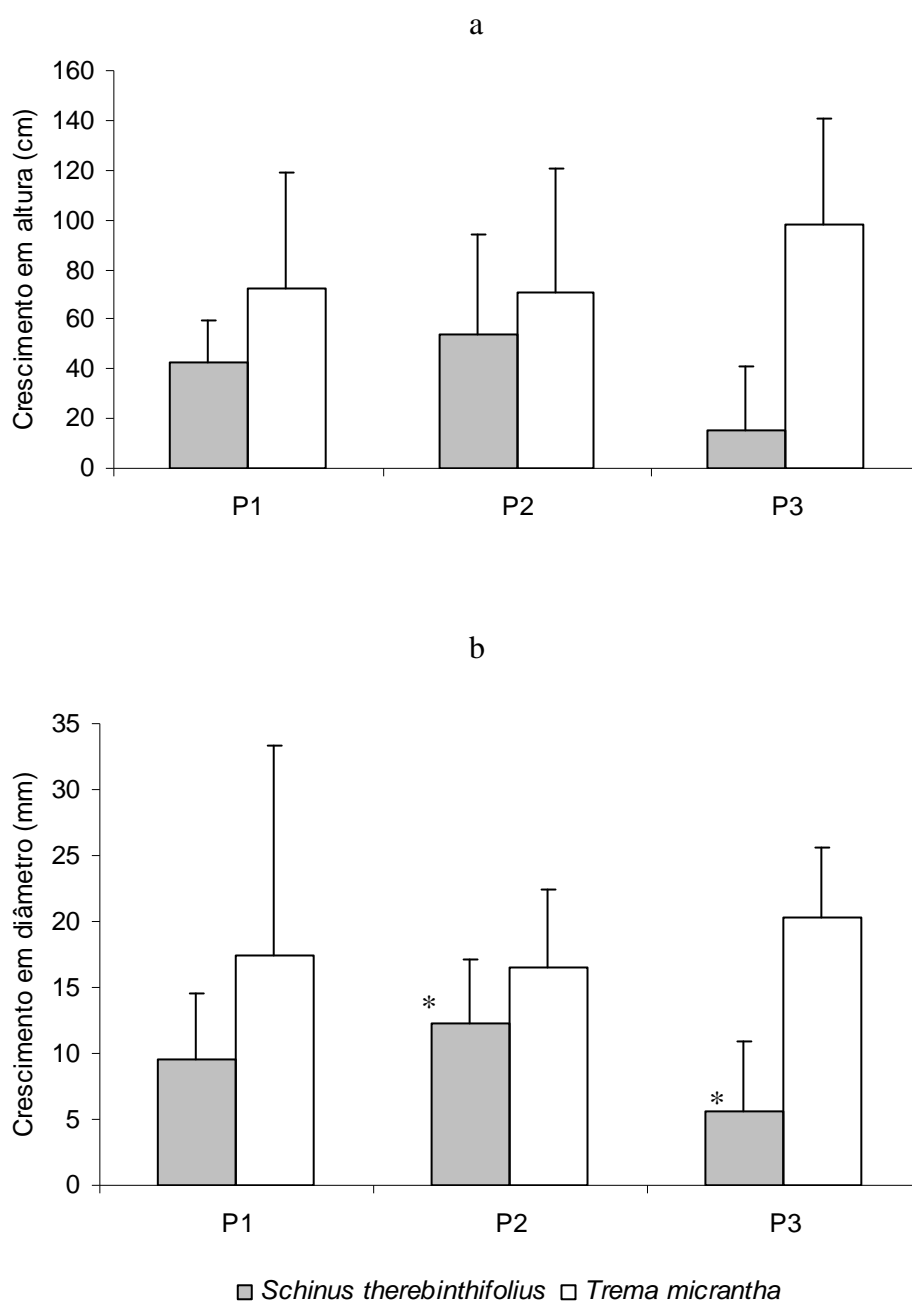


Figura 3.7 - Médias da taxa de crescimento em altura (**a**) e diâmetro (**b**) das mudas de *Schinus therebinthifolius* e *Trema micrantha*, plantadas em diferentes densidades, em uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, localizada no interior da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, MG. P1: plantio com apenas uma muda; P2: plantio com três mudas da mesma espécie; P3: plantio com três mudas de espécies diferentes. A terceira espécie foi *Virola bicuhyba* que apresentou alta mortalidade. Os valores indicam a média mais o desvio padrão. * Médias diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Da mesma forma que *S. therebinthifolius*, as mudas de *T. micrantha* não apresentaram diferença significativa no crescimento em altura entre os plantios ($p = 0,58$), porém apresentaram uma tendência de maior crescimento em condição de competição interespecífica (P3) (Figura 3.7a e 3.8). Apesar de não apresentarem diferenças no aumento de diâmetro ($p = 0,75$) (Figura 3.7 b), as mudas tiveram uma taxa de 20% de mortalidade, concentradas especialmente em P2.

Além do bom desenvolvimento das mudas de *S. therebinthifolius* um indivíduo floresceu seis meses após o plantio (maio) (Figura 3.9 a). As mudas de *T. micrantha* também apresentaram um bom crescimento, sendo que uma frutificou no mês de dezembro (Figura 3.9 b), o que corresponde a 13 meses após o plantio.

Virola bicuhyba apresentou a maior taxa de mortalidade, sendo que das 25 mudas que foram plantadas, apenas 3 sobreviveram, representando uma mortalidade de 88%. Das mudas sobreviventes, 2 foram plantadas em P1 e 1 em P3. Elas apresentaram taxas de crescimento em altura de 27 cm, 6 cm e -38 cm, respectivamente.

3.4 – DISCUSSÃO

3.3.1 – Regeneração natural autóctone e transposição do banco de sementes

As características microclimáticas de áreas dominadas por gramíneas podem impedir o desenvolvimento das sementes que chegam nessa área, como a temperatura mais elevada, o déficit hídrico que ocorre na época do inverno, a alta taxa de predação por formigas, entre outros. Além dessas características, o capim-gordura impede que grande parte das sementes alcance o solo, e as que chegam até ele, possivelmente, não encontram condições propícias para a germinação (LEAL FILHO, 1992).

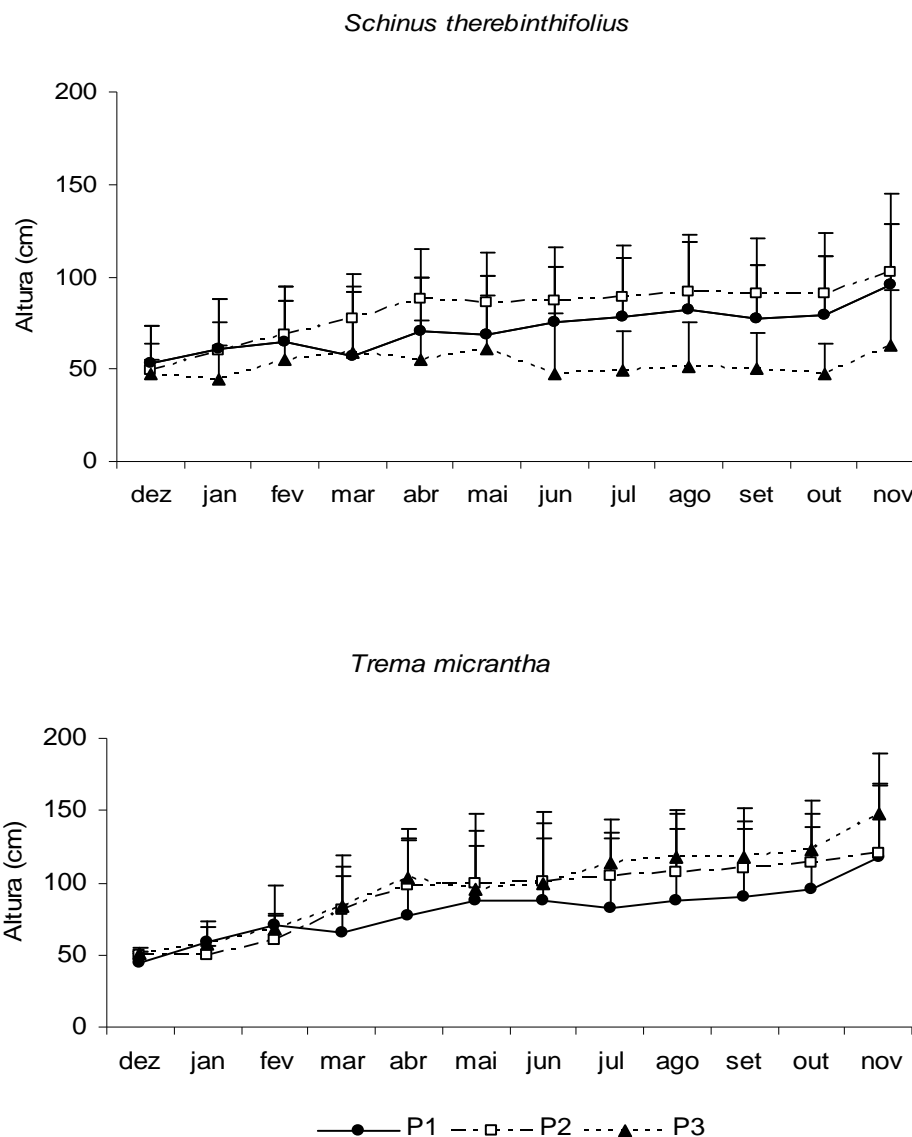


Figura 3.8 – Curvas de crescimento em altura de mudas de *Schinus therebinthifolius* e *Trema micrantha* plantadas em diferentes densidades, em uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, localizada no interior da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, MG. P1: plantio com apenas uma muda; P2: plantio com três mudas da mesma espécie; P3: plantio com três mudas de espécies diferentes. A terceira espécie foi *Virola bicuhyba* que apresentou alta mortalidade. Os valores indicam a média mais o desvio padrão. Ano de 2007 e 2008.



Figura 3.9 – Detalhe de duas mudas plantadas em uma clareira dominada por *Melinis minutiflora*, localizada no interior da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, MG. **a:** *Schinus therebinthifolius* com inflorescência; **b:** *Trema micrantha* com dois frutos, destacados por círculos.

Observando os resultados registrados nas parcelas de controle, foi possível notar o impedimento que o capim-gordura causa no estabelecimento de outras espécies. Houve o estabelecimento de outras plantas somente na borda dessas parcelas, onde ocorreu maior entrada de luz e o capim-gordura estava mais baixo, devido a capina no entorno.

A alta taxa de germinação em dezembro de 2007 e nos meses de outubro e novembro de 2008, tanto no banco de sementes autóctone como no alóctone, ocorreu na estação chuvosa. PEREIRA & VELINI (2003), avaliando os efeitos de sistemas de cultivo no cerrado sobre a dinâmica de populações de plantas daninhas, constataram que a maior abundância de espécies daninhas ocorre devido às primeiras chuvas do ano agrícola. BLANCO *et al.* (1994), analisando a distribuição mensal de emergência dessas plantas, também observaram que, em média, 70% da emergência das plântulas resultaram do primeiro fluxo de germinação das sementes, em consequência das primeiras chuvas.

Segundo CERDÁ & GARCÍA-FAYOS (1997), em áreas de talude, o deslocamento de solo e o escoamento superficial de água são fatores que dificultam e podem até impedir a colonização da vegetação, principalmente por causa da perda de

sementes. COSTALONGA (2006), estudando o banco de sementes de uma floresta madura e de pasto adjacente a esta, localizados em uma encosta, encontrou uma maior densidade de sementes na porção inferior do talude, em ambos os ambientes.

Isso mostra que a menor taxa de cobertura na transposição do banco de sementes nas áreas mais altas possivelmente ocorreu devido à perda das sementes, juntamente com a parte da camada de solo. Já a regeneração natural autóctone, a maior cobertura na região mais plana, provavelmente foi por causa da grande concentração de sementes nessas áreas.

Como a perda de solo em taludes pode prejudicar a regeneração natural, a utilização da técnica de transposição de solo em taludes é mais eficiente se utilizar métodos para a contenção do solo (JAKOVAC, 2007), assim como a contenção de sementes e nutrientes, possibilitando que a regeneração tenha maior sucesso, ocorrendo de forma mais rápida.

A abundância das plantas herbáceas na regeneração natural autóctone e no banco de sementes transposto pode ser um fator positivo, pois essas espécies podem ser fundamentais no processo de sucessão, atuando como pioneiras no ambiente perturbado (ARAUJO *et al.*, 2004; LORENZI, 2008). Segundo CHRISTOFFOLETI & CAETANO (1998), essas espécies se proliferam rapidamente em locais abertos e estão aptas a suportar condições climáticas adversas, tolerar elevadas e baixas temperaturas, ambientes úmidos e secos e variações no suprimento de oxigênio, apresentando grande capacidade de produzir sementes.

Segundo PUTZ & APPANAH (1987), o banco de sementes das florestas tropicais é constituído, basicamente, por espécies pioneiras herbáceas e arbustivo-arbóreas de ciclo de vida curto. Porém, grande parte das espécies herbáceas não é componente das florestas tropicais. No entanto, aparecem em grande número no banco

de sementes, pois, geralmente apresentam dormência facultativa, além de possuírem mecanismos eficientes de dispersão (VÁSQUEZ-YANES & OROZCO-SEGOVIA, 1987).

Em um trabalho com o banco de sementes em uma Floresta Estacional Decídua ripária, ARAUJO *et al.* (2004) verificaram que mais de 80% das espécies amostradas no banco de sementes eram herbáceas. Eles também encontraram espécies dos gêneros *Borreria*, *Sida* e *Ipomoea*. BAIDER *et al.* (2001) também amostraram no banco de sementes de uma floresta Atlântica Montana uma maior abundância de plantas herbáceas, assim como MARTINS *et al.* (2002), em um estudo de regeneração após fogo em uma Floresta Estacional Semidecidual.

A riqueza de espécies da família Asteraceae, tanto na regeneração natural autóctone como no banco de sementes alóctone, pode ser positivo. Segundo BECHARA (2005), as asteráceas exercem funções fundamentais, como intensa atração de insetos polinizadores e servem de alimentação para herbívoros. Mas o seu principal potencial ecológico é a alta produtividade, dando grande contribuição para a formação de serapilheira e acumulação de matéria orgânica no solo, principalmente aquelas anuais ou bi-anuais. Além disso, com os aglomerados herbáceo-arbustivos que formam, as asteráceas proporcionam um equilíbrio dinâmico entre a vegetação e o solo.

Crotalaria pterocaula é uma espécie que merece destaque, pois apresentou um rápido crescimento, atingindo altura de aproximadamente 1 m, mostrando ser uma espécie com potencial para ser utilizada no controle do capim-gordura. Além disso, as espécies do gênero *Crotalaria* são utilizadas na adubação verde e cobertura do solo por serem plantas pouco exigentes e com grande potencial de fixação biológica de nitrogênio (NEVES, 2009). MESCHÉDE *et al.* (2007), em um trabalho de supressão de plantas daninhas no Cerrado, concluíram que a crotalária

demonstrou ter boa capacidade na supressão de plantas invasoras, por causa da grande capacidade de cobertura do solo.

Comparando a composição florística entre a regeneração natural da clareira e a da transposição do banco de sementes, observou-se que, a transposição do solo foi efetiva na introdução de novas espécies para a área perturbada, inclusive de espécies arbustivas, como *Apuleia leiocarpa*, *Croton urucurana* e *Trema micrantha*, o que não ocorreu na regeneração natural autóctone. Além disso, a germinação do capim-gordura foi menor nas parcelas contendo o solo alóctone do que no banco de sementes autóctone.

Segundo BASSO *et al.* (2007), a transposição do banco de sementes pode ter um resultado satisfatório na introdução de uma grande quantidade de espécies na área degradada, mas torna-se mais eficiente na introdução de espécies que formam o banco de sementes permanente e apresentam um comportamento agrupado na natureza, como as pioneiras *C. urucurana* e *T. micrantha*.

Além disso, na transposição do solo, além de sementes, são levados juntamente com o solo, seres vivos (microrganismos decompositores, fungos micorrízicos, bactérias nitrificantes, minhocas, etc) responsáveis pela ciclagem de nutrientes, pela reestruturação e fertilização do solo, e materiais minerais e orgânicos, o que auxilia na recuperação das propriedades físico-químicas do solo degradado e por consequência na revegetação da área (REIS *et al.*, 2003).

Outro ponto importante, tanto da regeneração natural como do banco alóctone, foi a interação planta-animal proporcionada a partir do estabelecimento das plantas nesses pequenos núcleos formados. De acordo com KAGEYAMA & GANDARA (2004), quando se visa à restauração de um ecossistema, não se pode pensar somente na reintrodução de plantas na área degradada. Segundo esses autores,

BAWA (1985) afirmou que a interação entre plantas e animais nas florestas tropicais é muito intensa, pois são relações fundamentais como a polinização, dispersão de sementes e herbivoria/predação.

Além disso, as plantas que morrem são incorporadas ao solo, permitindo a disponibilização do nitrogênio fixado e de outros nutrientes retidos, melhorando a qualidade do solo e dando continuidade aos ciclos de alguns dos elementos da natureza (ODUM, 1988). A partir desses processos, pode ser possível atingir o princípio fundamental da restauração ecológica que, segundo TRES (2006) é: “promover uma nova dinâmica de sucessão ecológica, onde ocorram níveis intensos de interação entre produtores, consumidores e de decompositores, num ciclo contínuo de mortes e nascimentos”.

3.4.2 – Plantio de mudas

As mudas de *S. therebinthifolius* apresentaram um bom desenvolvimento em todas as três formas de plantios, num período de um ano, diferindo somente no aumento do diâmetro entre P1 e P2, além disso, não apresentaram nenhuma mortalidade. De acordo com BAGGIO (1988), essa é uma espécie que apresenta uma grande plasticidade ecológica e se distribui desde o Nordeste do Brasil, passando pelo Estado do Rio Grande do Sul, Argentina e Paraguai.

OLIVEIRA (2004), em um trabalho de avaliação das alterações morfo-fisiológicas de *S. therebinthifolius* crescendo em solo contaminado e não contaminado por petróleo, concluiu que ela é uma espécie que pode ser utilizada em solos contaminados por petróleo, uma vez que apresentou um crescimento aceitável, mostrando ser uma espécie tolerante a esse tipo de contaminação.

Em um projeto de revegetação na Reserva Poço das Antas, RJ, MORAES & PEREIRA (2007) verificaram que as mudas de *S. therebinthifolius* apresentaram altura média (2,49 m, área 1 e 2,10 m, área 2) e diâmetro médio (4,94 cm, área 1 e 4,15 cm, área 2) maiores do que os do presente trabalho. Essa diferença pode ser devido à forma de plantio, assim como a diferença das características ambientais, uma vez que o tipo de formação vegetal da Reserva de Poço das Antas é de Floresta Ombrófila Densa Submontana.

A floração de uma das mudas de *S. therebinthifolius* pode ter tido um papel importante para o processo ecológico de interação planta-animal. Segundo LENZI *et al.* (2003), CARVALHO (1994) afirmou que essa é uma espécie que possui flores melíferas e atraentes para diversos visitantes florais. Além disso, a ocorrência de alguns insetos nas mudas dessa espécie pode ser uma indicação de que ela é uma boa formadora de núcleo para a promoção da sucessão ecológica.

As mudas de *T. micrantha*, também, apresentaram um bom desenvolvimento, não diferindo a taxa de crescimento em um ano, entre os 3 tratamentos. Segundo CARVALHO (1994 *apud* LENZI *et al.* 2003), essa é uma das primeiras espécies arbóreas a ocorrer em áreas abandonadas, e apresenta uma boa adaptação a solos de baixa fertilidade e em terrenos desnudos. Porém, a baixa concentração de N limita o crescimento em altura das plantas dessa espécie, e o aumento do diâmetro é limitado pela falta de N, P e B (VENTURIN *et al.* 1999).

Assim como *S. therebinthifolius*, *T. micrantha* se mostrou uma boa formadora de núcleo, pois proporcionou alimento para algumas espécies de insetos e os frutos que começaram a ser produzidos poderão atrair animais dispersores de sementes, possibilitando a chegada de sementes de outras espécies na área degradada, dando continuidade ao processo de regeneração.

De acordo com BECHARA (2005), somente o desenvolvimento em altura não é um bom parâmetro para avaliar a restauração ecológica, pois acarreta uma visão reducionista dos aspectos ecológicos. As áreas em restauração são compostas por sistemas e subsistemas complexos e dinâmicos. Nesse sentido, seria importante avaliar se as plantas estão se reproduzindo, recrutando descendentes, isto é, se está ocorrendo fluxo gênico, e quais as interações interespecíficas (dispersão de sementes, polinização e herbivoria) e funções ecológicas (cobertura e inibição de gramíneas invasoras, capacidade facilitadora de regeneração natural, potencial nucleador) que as mudas estão possibilitando.

A alta taxa de mortalidade de *V. bicuhyba* pode ter ocorrido por causa da grande exposição ao sol, uma vez que ela é tida como uma espécie clímax exigente de luz (LORENZI, 1992). STANO *et al.* (2007), em um estudo sobre a estrutura de populações de espécies arbóreas em uma Floresta Ombrófila Densa Submontana, amostraram o maior número de indivíduos de *V. bicuhyba* na menor classe de tamanho, o que mostra que ela germina normalmente no interior da floresta, não necessitando de luz. Segundo os autores, o recrutamento para classe seguinte necessita, possivelmente, de condições de luminosidade e outros meios e recursos, que pode estar ligado às aberturas criadas no dossel, proporcionando assim, um crescimento rápido.

STANO *et al.* (2007) também verificaram que as plantas de *V. bicuhyba* apresentam crescimento lento em diâmetro em relação ao crescimento em altura, onde demonstraram ser mais altas que espessas, indicando que seus caules, apesar de flexíveis e com pouco diâmetro, são suficientemente resistentes para suportar a copa, possibilitando ir ao encontro da luz no dossel.

Esses resultados mostram que o plantio de *V. bicuhyba* para a restauração de áreas degradadas deve ser realizado após o plantio de outras espécies de crescimento

rápido e boa capacidade de sombreamento, como forma de enriquecimento da diversidade na área. Pois assim, as mudas dessa espécie terão maiores chances de sobreviverem.

Outra possibilidade, a ser testada, para a utilização de *V. bicuhyba* seria o seu plantio em grupos adensados com um maior número de mudas, onde suas mudas ficariam no centro do grupo, cercadas por espécies pioneiras, onde essas mudas das laterais formariam uma bordadura beneficiando a muda central.

3.5 – CONCLUSÃO

Os resultados mostraram que o capim-gordura tem dificultado a regeneração natural da clareira, sendo necessário o seu manejo. Porém, somente a sua retirada não é suficiente. É necessária a implantação de técnicas que introduzam espécies capazes de competir com o capim-gordura, além da manutenção da área.

A transposição do banco em áreas de encosta deve ser realizada juntamente com técnicas de contenção do solo, para evitar sua perda. Em áreas dominadas por *M. minutiflora*, a implantação de pequenos núcleos (1m²) com a transposição de solo não tem um efeito satisfatório, se não houver um constante monitoramento da área.

O resultado do plantio de mudas se mostrou bem satisfatório. As mudas utilizadas, com exceção das de *V. bicuhyba*, apresentaram rápido crescimento, tendo condições de competir com o capim-gordura.

Devido à alta taxa de mortalidade das mudas de *V. bicuhyba* talvez fosse conveniente sua utilização no enriquecimento de plantios, quando já houver uma cobertura vegetal que proporcione sombreamento para essa espécie clímax.

3.6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARANHA, C.; BACCHI, O. & LEITÃO FILHO, H. F. 1972. **Plantas invasoras de culturas no Estado de São Paulo**. v.2. São Paulo, HUCITEC. 291 pp.
- ARAÚJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BARROS, P. L. C. & BRENA, D. A. 2004. Caracterização da chuva, banco de sementes do solo e banco de plântulas em Floresta Estacional Decídua Ripária Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**. 66:128-141.
- BACCHI, O.; LEITÃO FILHO, H. F. & ARANHA, C. 1972. **Plantas invasoras de culturas no Estado de São Paulo**. v.3. São Paulo, HUCITEC. 291 pp
- BAGGIO, B. J. 1988. Aroeira como potencial para usos múltiplos na propriedade rural. **Boletim de Pesquisa Florestal**. 17: 25-32.
- BAIDER, C.; TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 2001. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, 61(1):35-44.
- BARBOSA, L. M. 2001. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R. & LEITÃO-FILHO, H. F. (orgs). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. EDUSP: FAPESP. São Paulo. pp. 289-312.
- BARBOSA, L. M. & BARBOSA, K. C. 2007. Restauração de matas ciliares –“base técnico-científicas como subsídios para políticas públicas sobre restauração de matas ciliares”. In: BARBOSA, L. M. & SANTOS JUNIOR, N. A. (orgs) **A botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais**. 58º Congresso Nacional de Botânica, São Paulo, Sociedade Botânica do Brasil. pp. 619-629.
- BASSO, S.; LANGA, R.; RIBAS JR, U.; TRES, D. R.; SCARIOT, E. C. & REIS, A. 2007. Introdução de *Mimosa scabrella* Bentham em áreas ciliares através da transposição de amostras de solo. **Revista Brasileira de Biociências**. 5(1): 684-686.
- BECHARA, F. C. 2006. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP.
- BLANCO, H. G.; ARÉVALO, R. A.; BLANCO, F. M. G. 1994. Distribuição mensal da emergência de seis ervas daninhas em solos com e sem cultivos. **Planta Daninha**, 12(2): 78-83.
- CENTRO DE PESQUISAS SOCIAIS-UFJF 2007. **Anuário Estatístico de Juiz de Fora 2007: base de dados 2006**. Editora UFJF, Juiz de Fora, MG.
- CERDÁ, A & GRACÍA-FAYOS, P. 1997. The influence of slope angle of sediment, water and seed losses on badland landscapes. **Geomorphology**. 18: 77-90.

CHRISTOFFOLETI, P. J. & CAETANO, R. S. X. 1998. Soil seed banks. **Scientia Agrícola**. 55: 74-78.

CORADIN, L. (org.). 2006. **Espécies exóticas invasoras: situação brasileira**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 24 p. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/invasoras/capa/publicacoes.htm>>. Acesso em: 19 set. de 2008.

COSTALONGA, S. R. 2006. **Banco de sementes em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta natural, em Paula Cândido, MG**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG.

DURIGAN, G. 2004. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN Jr, L.; RUDAN, R. & VALLADARES-PADUA, C. (orgs.). **Métodos de estudo em prol da conservação e manejo da vida silvestre**. pp .455-479.

ENGEL, V. L. & PARROTA, J. A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D; ENGEL, V. L. & GANDARA, F. B. (orgs.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. FEPAF. Botucatu, SP. pp. 01-26.

FILGUEIRAS, T. S. 1990. Africanas no Brasil: gramíneas introduzidas da África. **Cadernos de Geociências**, 5:57-63.

GARCIA, P. O., 2007. **Estrutura e Composição do Estrato Arbóreo em Diferentes Trechos da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, Juiz de Fora-MG**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora, MG.

IBGE. 1992. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. IBGE. Rio de Janeiro, RJ. Série: Manuais Técnicos em Geociências, número 1.

JAKOVAC, A. C. C. 2007. **O uso do banco de sementes contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP.

KAGEYAMA, P.Y. & GANDARA, F. B. 2004. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN Jr., L., RUDRAN, R. & VALLADARES-PADUA, C. (org.) **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. Editora UFPR. Curitiba, Paraná. pp. 383-394.

KISSMANN, K. G. & GROTH, D. 1995. **Plantas infestantes e nocivas**. São Paulo. BASF Brasileira S.A. Tomo II e III.

LEAL FILHO, N. 1992. **Caracterização do banco de sementes de três estádios de uma sucessão vegetal na Zona da Mata de Minas Gerais**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

LEITÃO FILHO, H. F.; ARANHA, C. & BACCHI, O. 1972. **Plantas invasoras de culturas no Estado de São Paulo**. v.1. São Paulo, HUCITEC. 291 pp.

LENZI, M.; ORTH, A. I. & LAROCA, S. 2003. Associação de abelhas silvestres (Hym., Apoidea) visitantes das flores de *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae), na ilha de Santa Catarina (sul do Brasil). **Acta Biológica Paranaense**. 32: 107-127.

LORENZI, H. 1992. **Árvores brasileiras**. Editora Plantarum Ltda. Nova Odessa, SP. Vol. 1

LORENZI, H. 2008. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 4ª edição. Instituto Plantarum, Nova Odessa, SP.

MARTINS, S. V. 2007. **Recuperação de matas ciliares**. Aprenda Fácil Editora. Viçosa, MG. 2ª edição, 255 pp.

MARTINS, S. V.; RIBEIRO, G. A.; SILVA JUNIOR, W. M & NAPO, M. E. 2002. Regeneração pós fogo em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa, MG. *Ciência Florestal*. 12(1): 11-19.

MATTHES, L. A. F. & MARTINS, F. R. 1997. Conceitos em sucessão ecológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**. 2: 19-32.

MESCHEDE, D. K., FERREIRA, A. B. & RIBEIRO JR, C. C. 2007. Avaliação de diferentes coberturas na supressão de plantas daninhas no Cerrado. **Planta Daninha**. 25(3): 465-471.

MORAES, L. F. D. & PEREIRA, T. S. 2007. Revegetação visando a restauração ecológica na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ – da investigação à prática nas ações de conservação. In: PEREIRA, T. S.; COSTA, M. L. M. N. & JACKSON, P. W. (orgs.) **Recuperando o verde para as cidades: a experiência dos jardins botânicos brasileiros**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro; BGCI. pp. 73-84.

NAVE, A. G. 2005. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP**. Tese de doutorado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba, SP.

NEVES, M. C. P. 2009. **Crotalária**. Disponível em: <<http://www.cnpab.embrapa.br/publicacoes/leguminosas/crotalaria.html>> Acesso em: 27 de fev. de 2009.

ODUM, E. P. 1988. **Ecologia**. Rio de Janeiro, Guanabara. 434 pp.

OLIVEIRA, L. S. 2004. **Influência do solo contaminado com petróleo na morfologia e fisiologia de *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae)**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, PR.

PEDERSON, R. L. & VAN DER VALK, A. G. 1989. Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. In: LECK, M. A.; PAKER, J. I.; SIMPSON, R. L. (eds). **Ecology of soil seed bank**. Academic Press, San Diego. pp. 329-346.

- PEREIRA, F. A. R.; VELINI, E. D. 2003. Sistemas de cultivo no cerrado e dinâmica de populações de plantas daninhas. **Planta Daninha**, 21(3): 355-363.
- PUTZ, F. E. & APPANAH, S. 1987. Buried seeds, newly dispersed seeds, and the dynamics of a lowland forest in Malaysia. **Biotropica**. 19(4): 326-333.
- REIS, A; BECHARA, F. C., ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K. & SOUZA, L. L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**. 1(1): 28-36.
- RODRIGUES, R. R & GANDOLFI, S. 2001. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R & LEITÃO-FILHO, H. F. (orgs). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. EDUSP: FAPESP. São Paulo. pp. 235-247.
- SAMPAIO, A. B. 2006. **Restauração de Florestas Estacionais Deciduais de Terrenos Planos no Norte do Vão do Rio Paraná, GO**. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília. Brasília. Brasília, DF.
- SILVA, J. S. O. & HARIDASAN, M. 2007. Acúmulo de biomassa aérea e concentração de nutrientes em *Melinis minutiflora* P. Beauv. e gramíneas nativas do cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, 30(2):337-344.
- SOUZA, V. & LORENZI, H. 2008. Botânica sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira em APG II. 2ª.ed. Nova Odessa, SP. Instituto Plantarum, 640 pp.
- STAICO, J. 1976. **A bacia do Rio Paraibuna: a natureza**. Juiz de Fora, Editora UFJF. 246 p.
- STANO, F.; SEVEGNANI L. & GHODDOSI, S. M. 2007. Estrutura de populações de espécies arbóreas no Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau-SC. **Revista Brasileira de Biociências**, 5(1): 693-695.
- TRES, D. R. 2006. Tendências da restauração ecológica baseada na nucleação. In: MARIATH, J. E. A & SANTOS, R. P (orgs.). Os avanços da botânica no início do século XXI: morfologia, fisiologia, taxonomia, ecologia e genética. **Conferências Plenárias e Simpósios do 57º Congresso Nacional de Botânica**. Sociedade Botânica do Brasil. pp. 404-408.
- VÁSQUEZ-YANES, C. & OROZCO-SEGOVIA, A. 1987. Fisiologia ecológica de semillas em la Estacion de Biología Tropical “Los Tuxilas”, Veracruz, México. **Revista de Biología Tropical**. 35(1): 85-89.
- VENTURIN, N.; SOUZA, P. A.; VENTURIN, R. P & MACEDO, R. L. G. 1999. Avaliação nutricional da candiúva (*Trema micrantha* L. Blumes) em casa de vegetação. **Floresta**. 29(1/2): 15-26.
- ZAR, J. H. 1999. **Biostatistical Analysis**. Prentice Hall, New Jersey, USA. 4ª. ed. 663 pp.

5 - DISCUSSÃO GERAL

As fontes de regeneração natural (banco e chuva de sementes e regeneração autóctone) da clareira dominada por *Melinis minutiflora*, estudadas no presente trabalho, assim como a transposição do banco de sementes da mata do entorno da clareira, apresentaram resultados semelhantes.

Em todos esses tratamentos houve a predominância de espécies herbáceas, principalmente do capim-gordura. Até mesmo na chuva de sementes foram amostradas poucas sementes de espécies arbóreas. Outra característica comum entre os experimentos foi a baixa diversidade.

HALL & SWAINE (1980) e PUTZ & APPANAH (1987) afirmaram que em florestas maduras há predominância de sementes de espécies arbóreas estocadas no solo, enquanto as florestas jovens ou em regeneração e os campos agricultáveis são dominados por ervas e arbustos pioneiros. A presença de poucas espécies zoocóricas e muitas espécies de hábito herbáceo, em banco de sementes de pastagens, também foi observada por GASPARINO *et al.* (2006) e NETO *et al.* (2007). A predominância de espécies ruderais na chuva de sementes também foi verificada por LEAL FILHO (1992) e SANTOS (2005).

A alta produção de sementes do capim-gordura (FILGUEIRAS, 1990) refletiu nos resultados do banco de sementes e da chuva de sementes, sendo dominante em ambos. Das espécies identificadas, *Borreria alata*, *Croton lundianus* e *Sida glaziovii* foram comuns em ambos os monitoramentos, sendo mais abundantes no banco do que na chuva de sementes. Na regeneração natural, *M. minutiflora* também foi abundante.

Além dos indivíduos já estabelecidos na clareira, as plantas anuais oriundas da regeneração natural também refletiram na chuva de sementes, como: *Trifolium* sp., *Borreria alata*, *Crotalaria* spp., *Sida glaziovii* e *Richardia brasiliensis*.

As espécies *B. alata*, *C. lundianus*, *Sida glaziovii*, *Phyllanthus tenellus*, *Spermacoce palustris* e algumas espécies da família Asteraceae foram comuns no banco de sementes e na regeneração natural. Grande parte das espécies amostrada no banco de sementes não germinou na regeneração natural, provavelmente por causa da área amostral.

De acordo com PICKET (1976) os habitats das espécies pioneiras possuem diversidade limitada por causa das condições severas do ambiente. As clareiras possuem condições ambientais como maior incidência de luz, o que aumenta a temperatura e diminui a umidade, características que proporcionam condições para o estabelecimento de espécies pioneiras (BROKAW, 1987; SCHUPP *et al.*, 1989).

O fato de a clareira do presente estudo estar em uma encosta voltada para a face oeste, ocorre uma elevada incidência solar. Segundo RIBEIRO *et al.* (2008), no hemisfério sul, os raios solares incidem mais diretamente sobre as faces voltadas para o norte, e depois para as faces voltadas para o oeste. Essas faces recebem maior quantidade de calor do que as faces leste e sul. Essa alta incidência solar favorece o crescimento de *M. minutiflora*.

Diante da grande quantidade de espécies ruderais que germinaram na regeneração natural foi possível concluir que somente a retirada do capim-gordura não se mostrou satisfatória para dar continuidade à regeneração da área. O plantio de mudas e até mesmo a transposição do banco de sementes contribuíram para a entrada de indivíduos arbóreos, mesmo que em baixa densidade na transposição do solo.

Além da retirada do capim-gordura e da implantação de técnicas que visem à restauração ecológica é necessária a manutenção da área para garantir o estabelecimento de novos indivíduos na comunidade, e que esses possam sombrear o

capim-gordura. Segundo FILGUEIRAS (1990), *M. minutiflora* é uma espécie que não tolera sombreamento.

6 - CONCLUSÕES GERAIS

- Com a retirada de *Melinis minutiflora* novos indivíduos foram recrutados na comunidade. Porém, só a retirada do capim-gordura não é suficiente para acelerar a regeneração natural. Essa espécie produz grande quantidade de sementes e após a retirada dos indivíduos adultos, novos indivíduos germinam e crescem rapidamente, sendo difícil para as outras espécies competirem com ela. Para permitir que espécies perenes se estabeleçam é necessária a manutenção da área por um período maior que um ano.

- O plantio de mudas se mostrou satisfatório e as mudas de *Trema micrantha* e *Schinus therebinthifolius* apresentaram um bom desenvolvimento, podendo ser utilizadas em áreas florestais dominadas por *M. minutiflora*.

- É recomendável que a transposição do banco de sementes seja feita de forma a cobrir toda ou grande parte da área a ser restaurada. Para áreas de talude deve ser feita a contenção do solo para evitar a sua perda, conseqüentemente evitar a perda de sementes. A utilização da transposição do banco de sementes em pequenos núcleos deve apresentar resultados mais interessantes do que o do presente trabalho se for utilizado como forma de enriquecimento da área a ser restaurada, quando já houver um maior número de indivíduos arbóreos ou arbustivos cobrindo a área.

7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BROKAW, N. V. L. 1987. Gap-phase regeneration of three pioneer tree species in a tropical forest. **The Journal of Ecology**. 75: 9-19.

- FILGUEIRAS, T. S. 1990. Africanas no Brasil: gramíneas introduzidas da África. **Cadernos de Geociências**, 5:57-63.
- GASPARINO, D.; MALAVASI, U. C.; MALAVASI, M. M. & SOUZA, I. 2006. Quantificação do banco de sementes sob diferentes usos do solo em área de domínio ciliar. **Revista Árvore**. 30(1): 1-9.
- HALL, J. B. & SWAINE, M. D. 1980. Seed stocks in Ghanaian forest soils. **Biotropica**. 12(4): 256-263.
- LEAL FILHO, N. 1992. **Caracterização do banco de sementes de três estádios de uma sucessão vegetal na Zona da Mata de Minas Gerais**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- NETO, J. P. B.; REIS, M. G. F.; REIS, G.G.; SILVA, A. F. & CACAU, F. V. 2007. Banco de sementes do solo de uma Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, Minas Gerais. **Ciência Florestal**, 17(4): 311-320.
- PICKET, S. T. A. 1976. Succession: na evolutionary interpretation. **The American Naturalist**. 110(971): 107-119.
- PUTZ, F. E. & APPANAH, S. 1987. Buried seeds, newly dispersed seeds, and the dynamics of a lowland forest in Malaysia. **Biotropica**. 19(4): 326-333.
- RIBEIRO, L.; KOPROSKI, L. P.; STOLLE, L.; LINGNAU, C.; SOARES, R. V. & BATISTA, A. C. Zoneamento de riscos de incêndio florestais para a fazenda experimental Canguiri, Pinhais (PR). **Floresta**, 38 (3): 561-572.
- SANTOS, S. L. 2005. **Dinâmica de clareiras: comportamento de espécies pioneiras e fatores que afetam sua colonização**. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP.
- SCHUPP, E. W.; HOWE, H. F.; AUGSPURGER, C. K. & DOUGLAS, J.L. 1989. Arrival and survival in tropical treefall gaps. **Ecology**, 70(3): 562-564.