



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia
Programa de Pós-graduação em Ecologia

**Seleção de gramíneas nativas do Cerrado para
uso no manejo de *Melinis minutiflora*: competição
entre *Melinis minutiflora* e *Paspalum stellatum***

Stefano Salvo Aires

Brasília, 2013



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia
Programa de Pós-graduação em Ecologia

**Seleção de gramíneas nativas do Cerrado para
uso no manejo de *Melinis minutiflora*:
competição entre *Melinis minutiflora* e
*Paspalum stellatum***

Stefano Salvo Aires

Orientadora: Profa. Heloisa Sinatora Miranda

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, como requisito parcial a obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Brasília, junho de 2013.



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Tese de Doutorado

STEFANO SALVO AIRES

Título:

"Seleção de gramíneas nativas do Cerrado para uso no manejo de *Melinis minutiflora*: competição entre *Melinis Minutiflora* e *Paspalum stellatum*".

Banca Examinadora:

Prof. Dra. Heloisa Sinatora Miranda
Presidente / Orientadora
ECL/UnB

Prof. Dra. Vânia Regina Pivello
Membro Titular
USP

Prof. Dra. Cássia Beatriz Rodrigues Munhoz
Membro Titular
BOT/UnB

Prof. Dr. Carlos Romero Martins
Membro Titular
IBAMA

Prof. Dra. Isabel Belloni Schmidt
Membro Titular
ECL/UnB

Prof. Dr. Raimundo Paulo B. Henriques
Suplente
ECL/UnB

Brasília, 17 de junho de 2013.

"Após eliminar o impossível, aquilo que resta, mesmo que improvável, deve ser a verdade."

- Arthur Conan Doyle

Agradecimentos

Agradeço a todas as pessoas que tornaram este trabalho possível, seja com bom dia, um sorriso, um papo amigo ou com ajudas diretas em campo e na elaboração da Tese. Agradeço aos pequenos e grandes gestos, aos elogios e as broncas.

Agradeço à minha família, por todos os sacrifícios, por todo apoio. Aos meus pais queridos, por toda a compreensão, carinho e paciência nestes quatro anos. Por todo cuidado, amor e oportunidades que me deram e que me possibilitaram estar aqui hoje. Ao meu irmão que mesmo longe, se faz presente. A todos os demais familiares que me acompanham desde pequeno. Agradeço muito.

À minha linda namorada. Florence, obrigado por todo apoio nas horas difíceis e pelas risadas nas horas necessárias. Obrigado por ser a força na hora que eu precisava, pelo carinho, amizade companheirismo e amor. Por tudo isso, muito mais e pela pessoa que você é, muito obrigado.

À minha orientadora querida, Professora Heloísa. Pela ajuda e conselhos fundamentais para a realização deste trabalho, pelos ensinamentos e pelas conversas de humanidades às sextas feiras. E por último e não menos importante, muito obrigado por ser a orientadora e professora fantástica que você é.

Aos meus inseparáveis amigos “feras”, Giovanni, Gela, Paulo e Alcides. Obrigado pela compreensão e pela paciência no período que estive afastado. Obrigado pelo apoio incondicional e pela força, mesmo que via mensagens e e-mails! Izzzo!

Aos amigos do peito: Saulo, Totas, Jesine e Erico, sempre prestimosos e compreensivos. Mesmo quando o “mirim” não podia sair. Obrigado de verdade por estarem comigo durante essa jornada.

À Naomi, pelas incontáveis respostas as minhas perguntas (que não necessariamente faziam sentido). Obrigado pela amizade, companheirismo e por toda a ajuda.

Ao Marcelo, colega de risadas e sofrimentos, alegria e suor. O caminho foi longo, mas sempre tem um fim.

Ao Thalles, que se foi, mas que permanece em todas as lembranças e tem seu sorriso e esforço em cada página desta tese. Obrigado por todo suor, pelas risadas e pela alegria que você trouxe. Sei que esteja onde estiver essas palavras te alcançarão. Muito obrigado.

Aos amigos da Biologia, pelas festas, risadas e descontração! Pelas cervejas, pela música, pela amizade e pela alegria! Valeu!

À Capes pela bolsa no último ano da tese. A Universidade de Brasília, ao Instituto de Biologia e ao Departamento de ecologia pela oportunidade de fazer parte de um programa de pós-graduação de tamanha qualidade. A Vanessa, pela rápida resolução dos problemas burocráticos e pelo excelente trabalho junto a secretaria do programa de pós-graduação em ecologia.

À Reserva Ecológica do IBGE e toda a sua equipe por conceder a oportunidade de realizar este trabalho.

À PETROBRAS, pela bolsa e fomento ao projeto de pesquisa no qual parte deste trabalho estava inserido.

Agradeço novamente a todos que fizeram parte da minha vida nestes quatro anos! Agradeço a todos vocês!

Muito obrigado!

Resumo - Trabalhos que elucidem o processo de competição entre espécies nativas e invasoras são necessários para estabelecer relações de resistência em ecossistemas invadidos, a fim de determinar formas de manejo e/ou controle em áreas naturais. O objetivo deste trabalho foi de caracterizar a germinação, a biologia de sementes, viabilidade das sementes após armazenamento, estabelecimento de plântulas e alocação inicial de recursos para 18 espécies de gramíneas nativas do Cerrado, com a finalidade de selecionar espécies com alto potencial competitivo para uso em áreas invadidas, ou alteradas, e avaliar seu desempenho em relação à exótica *Melinis minutiflora*. Para isto, foram realizados dois experimentos, um com diferentes gradientes de densidade de plântulas nativa/invasora e outro com restrição de competição aérea e radicular entre indivíduos adultos de *M. minutiflora* e plântulas da espécie nativa. A percentagem de sementes férteis variou de 6,0% a 94,2%, e a taxa de germinação de 11.0% para 98.8%. O armazenamento por um ano reduziu a taxa de germinação de uma espécie; não afetou a germinação de três e aumentou, de duas a dez vezes, a germinação das espécies nativas restantes. Após dois anos de armazenamento, seis espécies apresentaram reduções nas taxas de germinação. Foram observados três padrões de alocação de recursos, indicando diferentes estratégias de estabelecimento para as espécies. Com os dados de germinação e estabelecimento inicial, foi selecionada a espécie nativa *Paspalum stellatum* para os experimentos de competição. De forma geral, tanto a espécie nativa quanto a exótica apresentaram melhor desempenho quando associadas, indicando que a competição intra-específica apresenta maior impacto no estabelecimento/desenvolvimento de ambas do que a competição interespecífica. As espécies apresentaram características arquiteturais distintas, com *M. minutiflora* atingindo os maiores valores de área basal e número de folhas, e *Paspalum stellatum* os maiores comprimentos e número de perfilhos. Ao final do experimento, a mortalidade foi maior para a espécie exótica (91%) do que para a espécie nativa (75%). Os experimentos de restrição da competição mostraram que a competição radicular é mais intensa e desempenha um papel maior no desenvolvimento e estabelecimento dos indivíduos jovens de *P. stellatum*, independente da distância que se encontravam da planta adulta. Com seis meses de estudos, a área experimental foi afetada por um incêndio que removeu completamente a cobertura vegetal. A passagem do fogo pode ter afetado a mortalidade natural das espécies e alterou o tamanho amostral, podendo ter ocasionado algum viés estatístico nos experimentos de campo. No entanto, os resultados, quando analisados em conjunto, apresentam tendências claras de que espécies nativas de gramíneas são escolhas viáveis para uso em trabalhos que visem manejo de invasoras/recuperação de áreas degradadas. As gramíneas nativas apresentam alto potencial de produção de sementes, boas características competitivas e estratégias de estabelecimento e desenvolvimento variadas, que permitem a escolha de espécies mais adequadas para tipos específicos de condições de alteração/invasão de uma área.

Palavras-chave: Capim-gordura, plântulas, restauração, sementes

Abstract – Studies to elucidate the process of competition between native and invasive species are important to establish relationships of resistance in invaded ecosystems in order to identify ways of management and control in natural areas. The objective of this study was to characterize the germination, seed biology, seed viability after storage, seedling establishment and initial allocation of resources for 18 native Cerrado grass species. The purpose was to select species with high competitive potential for use in invaded or degraded areas, and evaluate their performance in relation to the exotic species *Melinis minutiflora*. For this, two experiments were conducted: one with different density gradients of native/invasive seedlings and other with restricted root and shoot competition between adults of *M. minutiflora* and seedlings of native species. The percentage of fertile seeds ranged from 6.0% to 94.2% and the germination rate of 11.0% to 98.8%. The storage for one year reduced the germination rate of one species, had no effect on germination of three species and increased from two to ten times the germination of the others native species. After two years of storage, six species showed reductions in germination. We observed three patterns of resource allocation, indicating different strategies for establishing species. With data from germination and initial establishment, the native species *Paspalum stellatum* was selected for competition experiments. Both, the native and the exotic species, performed better when combined, indicating that intraspecific competition has a higher impact on the establishment / development than interspecific competition. The studied species have distinct architectural features, with *M. minutiflora* reaching the highest basal area and number of leaves, and *P. stellatum* the greatest lengths and number of tillers. At the end of the experiment, mortality was higher for the exotic species (91%) than for native species (75%). The restriction of competition experiments showed that root competition is more intense and plays a major role in the development and establishment of the seedlings of *P. stellatum*, regardless of the distance from the adult plant. With six months of study, the experimental area was affected by a fire that completely removed the cover. The fire may have affected the mortality of the species and changed the sample size, which may have caused some statistical bias in the field experiments. However, the results, when taken together, show clear trends that native grass species are viable choices for use in studies aiming management of invasive species. The native grasses have a high potential for seed production and varied competitive and establishment strategies. These characteristics allow choosing the most appropriate species for specific types of alteration/invasion of an area.

Keywords: Molasses grass, seedlings, restoration

Sumário

Agradecimentos	iv
Resumo	vi
Abstract	vii
Lista de Tabelas	ix
Lista de Figuras	x
1. Introdução	1
2. Justificativa	8
3. Objetivos	9
4. Material e Métodos	10
4.1. Visão Geral.....	10
4.2. Área de coleta e estudo.....	10
4.3. A espécie exótica <i>Melinis minutiflora</i>	11
4.4. Caracterização das sementes.....	12
4.5. Germinação e armazenamento.....	13
4.6. Alocação inicial de biomassa.....	14
4.7. Experimentos de competição.....	15
4.7.1. Gradiente de densidade.....	15
4.7.2. Competição aérea e radicular.....	16
4.8. Interferência do fogo.....	19
4.9. Análise estatística.....	20
5. Resultados e Discussão	22
5.1. Caracterização das sementes, germinação e armazenamento.....	22
5.2. Alocação inicial de Biomassa.....	33
5.3. Gradiente de densidade.....	36
5.4. Competição aérea e radicular.....	53
6. Considerações Finais	70
7. Referências	72

Lista de Tabelas

Tabela 1. Porcentagem média (\pm desvio padrão) de sementes férteis e número de sementes férteis por grama de espécies de gramíneas nativas do cerrado e da invasora <i>Melinis minutiflora</i>	23
Tabela 2. Massa de 100 sementes férteis e estéreis e massa média (\pm desvio padrão) em espécies de gramíneas nativas do Cerrado e na invasora <i>Melinis minutiflora</i>	24
Tabela 3. Germinabilidade média e tempo médio de germinação (\pm desvio padrão) para sementes de espécies de gramíneas nativas do Cerrado e para a invasora <i>Melinis minutiflora</i>	25
Tabela 4. Número médio de sementes cheias, germinabilidade e sementes potencialmente germináveis de espécies de gramíneas nativas do Cerrado e da invasora <i>Melinis minutiflora</i>	28
Tabela 5. Germinabilidade média e tempo médio de germinação (\pm desvio padrão) para sementes de gramíneas nativas do Cerrado. Experimentos realizados logo após a coleta/ beneficiamento e após um e dois anos de armazenamento.....	30
Tabela 6- Valores de p para as comparações de área basal de plântulas de <i>Paspalum stellatum</i> plantadas em conjunto com <i>Melinis minutiflora</i> em diferentes densidades: P33%= quatro indivíduos de <i>Paspalum stellatum</i> e oito de <i>Melinis minutiflora</i> , P50%= seis indivíduos de cada espécie, P66% = oito indivíduos de <i>Paspalum stellatum</i> e quatro de <i>Melinis minutiflora</i> , P100%= 12 indivíduos de <i>Paspalum stellatum</i> . Total de três sub-parcelas por tratamento com 12 indivíduos em cada. Análise por meio de Anova e Tukey <i>a posteriori</i> ($\alpha=0,05$).....	39
Tabela 7- Valores de p para as comparações de número médio de folhas de plântulas de <i>Melinis minutiflora</i> plantadas em conjunto com <i>Paspalum stellatum</i> em diferentes densidades: P33%= quatro indivíduos de <i>P. stellatum</i> e oito de <i>M. minutiflora</i> , P50%= seis indivíduos de cada espécie, P66% = oito indivíduos de <i>P. stellatum</i> e quatro de <i>M. minutiflora</i> , P100%= 12 indivíduos de <i>P. stellatum</i> . Total de três sub-parcelas por tratamento com 12 indivíduos em cada. Análise por meio de Anova e Tukey <i>a posteriori</i> ($\alpha=0,05$).....	44

Lista de figuras

Figura 1. Esquema ilustrativo do experimento com diferentes gradientes de densidades de indivíduos da espécie nativa e da espécie exótica, <i>Melinis minutiflora</i>	16
Figura 2. Reprodução esquemática do experimento de competição aérea e radicular. Os círculos grandes representam indivíduos adultos de <i>Melinis minutiflora</i> e os pequenos, mudas da espécie nativa plantadas nas distâncias de 0, 10 e 20 cm das touceiras adultas. Cada conjunto representa um dos quatro tratamentos e foi realizado com três repetições.....	19
Figura 3. Análise de componentes principais. Dados calculados a partir das variáveis: Germinação, Tempo médio de germinação, massa média de 100 sementes cheias e número de sementes cheias por grama por espécie. As letras correspondem as iniciais das espécies. AL = <i>Andropogon leucostachyus</i> , AB = <i>Axonopus barbigerus</i> , ABr = <i>Axonopus brasiliensis</i> , AR= <i>Aristida recurvata</i> , Ari = <i>Aristida riparia</i> , AS= <i>Aristida setifolia</i> , AT = <i>Aristida torta</i> , EI = <i>Echinolaena inflexa</i> , GS= <i>Gymnopogon spicatus</i> , MM = <i>Melinis minutiflora</i> , PC = <i>Paspalum carinatum</i> , PG = <i>Paspalum gardinerianum</i> , PS = <i>Paspalum stellatum</i> , PT = <i>Paspalum trachycoleum</i> , SS = <i>Schizachirium microstachyum</i> , TG = <i>Thrazia glasiouvii</i> , TL = <i>Tristachya leiostachya</i>	26
Figura 4. Razão raiz/parte aérea ao longo de 90 dias, para 12 espécies gramíneas nativas do Cerrado.....	34
Figura 5. Razão raiz/parte aérea de <i>Melinis minutiflora</i> ao longo de 90 dias.....	35
Figura 6. Número médio de perfilhos (A), número médio de folhas (B), comprimento médio (C), área basal média (D) em plântulas de <i>Paspalum stellatum</i> e precipitação total (E) ao longo de dezesseis observações mensais. As diferentes curvas correspondem aos quatro tratamentos: P33%= quatro indivíduos de <i>Paspalum stellatum</i> e oito de <i>Melinis minutiflora</i> , P50%= seis indivíduos de cada espécie, P66% = oito indivíduos de <i>Paspalum stellatum</i> e quatro de <i>Melinis minutiflora</i> , P100%= 12 indivíduos de <i>Paspalum stellatum</i> . Total de três sub-parcelas por tratamento com 12 indivíduos em cada. A observação de agosto de 2011 corresponde a última observação antes da passagem do fogo em setembro de 2011. As observações (7ª em diante) foram retomadas em fevereiro de 2012 e prosseguiram até novembro.....	38

Figura 7. Mortalidade média (\pm ep) da parte aérea de plântulas de *Paspalum stellatum* em associação com plântulas de *Melinis minutiflora* com tramentos distintos: P33%= quatro indivíduos de *Paspalum stellatum* e oito de *Melinis minutiflora*, P50%= seis indivíduos de cada espécie, P66% = oito indivíduos de *Paspalum stellatum* e quatro de *Melinis minutiflora*, P100%= 12 indivíduos de *Paspalum stellatum*, P100%= 12 indivíduos de *Paspalum stellatum*. Total de três sub-parcelas por tratamento com 12 indivíduos em cada. Observações em agosto de 2011, antes do fogo de setembro de 2011 (mortalidade da parte aérea), e em novembro de 2012 (mortalidade do indivíduo)..... 41

Figura 8. Porcentagem média (\pm ep) de indivíduos de *Paspalum stellatum* floridos nos diferentes tratamentos de associação com plântulas de *Melinis minutiflora*. P33%= quatro indivíduos de *Paspalum stellatum* e oito de *Melinis minutiflora*, P50%= seis indivíduos de cada espécie, P66% = oito indivíduos de *Paspalum stellatum* e quatro de *Melinis minutiflora*, P100%= 12 indivíduos de *Paspalum stellatum*. Total de três sub-parcelas por tratamento com 12 indivíduos em cada..... 43

Figura 9. Número médio de perfilhos (A), número médio de folhas (B), comprimento (C), medida da área basal (D) em plântulas de *Melinis minutiflora* e precipitação média (E) ao longo de dezesseis observações mensais. As diferentes curvas correspondem aos quatro tramentos distintos: P33%= quatro indivíduos de *Paspalum stellatum* e oito de *Melinis minutiflora*, P50%= seis indivíduos de cada espécie, P66% = oito indivíduos de *Paspalum stellatum* e quatro de *Melinis minutiflora*, G100%= 12 indivíduos de *Melinis minutiflora*. Total de três sub-parcelas por tratamento com 12 indivíduos em cada. A observação de agosto de 2011 corresponde a última observação antes da passagem do fogo em setembro de 2011. As observações (7ª em diante) foram retomadas em fevereiro de 2012 e prosseguiram até novembro..... 46

Figura 10. Mortalidade média (\pm ep) da parte aérea de plântulas de *Melinis minutiflora* em associação com plântulas de *Paspalum stellatum* em tramentos distintos: P33%= quatro indivíduos de *Paspalum stellatum* e oito de *M. minutiflora*, P50%= seis indivíduos de cada espécie, P66% = oito indivíduos de *P. stellatum* e quatro de *M. minutiflora*, G100%= 12 indivíduos de *M. minutiflora*. Total de três sub-parcelas por tratamento com 12 indivíduos em

cada. Observações em agosto de 2011 (mortalidade da parte aérea) antes do fogo, em setembro de 2011, e em novembro de 2012 (mortalidade dos indivíduos)..... 48

Figura 11. Porcentagem média (\pm ep) de indivíduos de *Melinis minutiflora* floridos nos diferentes tratamentos nos diferentes tratamentos de associação com plântulas de *Paspalum stellatum*. P33%= quatro indivíduos de *Paspalum stellatum* e oito de *Melinis minutiflora*, P50%= seis indivíduos de cada espécie, P66% = oito indivíduos de *Paspalum stellatum* e quatro de *Melinis minutiflora*, G100%= 12 indivíduos de *Melinis minutiflora*. Total de três sub-parcelas por tratamento com 12 indivíduos em cada..... 49

Figura 12. Número médio de perfilhos (A) e de folhas (B), comprimento médio (C), área basal média (D) de indivíduos de *Paspalum stellatum* ao longo de seis meses. Os indivíduos foram plantados em diferentes regimes de competição com plantas adultas de *Melinis minutiflora*: Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, sem interferência da parte aérea (SIA), sem interferência radicular (SIR) e sem interferência aérea e radicular (SI) com a espécie invasora.. 54

Figura 13. Número médio de perfilhos (A) e de folhas (B), comprimento médio (C), área basal média (D) de indivíduos de *Paspalum stellatum* e precipitação total (E) ao longo de dezesseis observações. Os indivíduos foram plantados em diferentes regimes de competição com plantas adultas de *M. minutiflora*: Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, sem interferência da parte aérea (SIA), sem interferência radicular (SIR) e sem interferência aérea e radicular (SI) da espécie invasora. Em agosto de 2011 houve uma interrupção nas observações devido a um incêndio que afetou as áreas experimentais e as observações foram retomadas em fevereiro de 2012..... 55

Figura 14. Mortalidade média da parte aérea de plântulas de *Paspalum stellatum*. Observações em agosto de 2011, antes do fogo de setembro de 2011 (mortalidade da parte aérea) e em novembro de 2012 (mortalidade do indivíduo). Os indivíduos foram plantados em diferentes regimes de competição com plantas adultas de *Melinis minutiflora*: Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, sem interferência da parte aérea (SIA), sem interferência radicular (SIR) e sem ambas as interferências (SI). Letras iguais não apresentam diferenças significativas entre os tratamentos. Comparações realizadas na mesma observação (agosto ou novembro). Valores médios (\pm ep)..... 59

Figura 15. Plântulas de *Paspalum stellatum* floridas nos diferentes tratamentos de competição com indivíduos adultos de *Melinis minutiflora*. Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, sem interferência da parte aérea (SIA), sem interferência radicular (SIR) e sem ambas as interferências (SI)..... 60

Figura 16. Número médio de perfilhos em indivíduos de *Paspalum stellatum* em diferentes distâncias (0 cm, 10 cm e 20 cm) e regimes de competição com plantas adultas de *Melinis minutiflora*: A- Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, B - sem interferência da parte aérea (SIA), C -sem interferência radicular (SIR) e D- sem ambas as interferências (SI). A figura E representa a precipitação total nos meses de observação. As observações foram realizadas mensalmente ao longo de dezesseis meses. Em agosto de 2011 houve uma interrupção nas observações devido a um incêndio que afetou as áreas experimentais. As observações foram retomadas em fevereiro de 2012..... 62

Figura 17. Número médio de folhas em indivíduos *Paspalum stellatum* em diferentes distâncias (0 cm, 10 cm e 20 cm) e regimes de competição com plantas adultas de *Melinis minutiflora*: A- Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, B - sem interferência da parte aérea (SIA), C -sem interferência radicular (SIR) e D- sem ambas as interferências (SI). A figura E representa a precipitação total nos meses de observação. As observações foram realizadas mensalmente ao longo de dezesseis meses. Em agosto de 2011 houve uma interrupção nas observações devido a um incêndio que afetou as áreas experimentais. As observações foram retomadas em fevereiro de 2012..... 63

Figura 18. Comprimento médio em indivíduos de *Paspalum stellatum* em diferentes distâncias (0 cm, 10 cm e 20 cm) e regimes de competição com plantas adultas de *Melinis minutiflora*: A- Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, B - sem interferência da parte aérea (SIA), C -sem interferência radicular (SIR) e D- sem ambas as interferências (SI). A figura E representa a precipitação total nos meses de observação. As observações foram realizadas mensalmente ao longo de dezesseis meses. Em agosto de 2011 houve uma interrupção nas observações devido a um incêndio que afetou as áreas experimentais. As observações foram retomadas em fevereiro de 2012..... 64

Figura 19. Área basal média em indivíduos de *Paspalum stellatum* em diferentes distâncias (0 cm, 10 cm e 20 cm) e regimes de competição com plantas adultas de

Melinis minutiflora: A- Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, B - sem interferência da parte aérea (SIA), C -sem interferência radicular (SIR) e D- sem ambas as interferências (SI). A figura E representa a precipitação total nos meses de observação. As observações foram realizadas mensalmente ao longo de dezesseis meses. Em agosto de 2011 houve uma interrupção nas observações devido a um incêndio que afetou as áreas experimentais. As observações foram retomadas em fevereiro de 2012..... 65

Figura 20. Mortalidade da parte aérea de plântulas de *Paspalum stellatum*. Observações em agosto de 2011, antes do fogo de setembro de 2011 (mortalidade da parte aérea) e em novembro de 2012 (mortalidade do indivíduo). Os indivíduos foram plantados em diferentes distâncias (0 cm, 10 cm e 20 cm) e regimes de competição com plantas adultas de *Melinis minutiflora*: A- Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, B - sem interferência da parte aérea (SIA), C -sem interferência radicular (SIR) e D- sem ambas as interferências (SI). As observações foram realizadas mensalmente ao longo de dezesseis meses. Em agosto de 2011 houve uma interrupção nas observações devido a um incêndio que afetou as áreas experimentais. As observações foram retomadas em fevereiro de 2012. As comparações estatísticas foram realizadas dentro do mesmo ano e tratamento entre as diferentes distâncias de plantio (Teste de Kruskal – Wallis, $\alpha=0,05$). Valores médios (\pm ep)..... 68

Figura 21. Plântulas de *Paspalum stellatum* floridas nos diferentes tratamentos de competição com indivíduos adultos de *Melinis minutiflora*. Os indivíduos foram plantados em diferentes distâncias (0 cm, 10 cm e 20 cm) e regimes de competição com plantas adultas de *Melinis minutiflora*: A- Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, B - sem interferência da parte aérea (SIA), C -sem interferência radicular (SIR) e D- sem ambas as interferências (SI). Valores médios (\pm ep)..... 69

1. Introdução

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro cobrindo cerca de dois milhões de km² e apresenta variadas fitofisionomias, que vão desde ambientes campestres até florestais. As fitofisionomias de campo limpo e campo sujo são ocupadas majoritariamente por gramíneas e diferem entre si quanto à presença de espécies lenhosas e arbustivas (Ribeiro e Walter 1998). Nas últimas décadas, o Cerrado, vem sofrendo fragmentação de habitats, redução da biodiversidade, invasão por espécies exóticas, alterações nos regimes de queimadas e desequilíbrio no ciclo do carbono, como consequência de atividades silvo-agropastoris (Ratter *et al.* 1997; Klink e Machado 2005). Assim, o desenvolvimento de técnicas de manejo que possam ser facilmente utilizadas na restauração de ecossistemas degradados é importante para sua conservação (Murphy e Lovett-Doust 2004). Dentre as técnicas utilizadas, a propagação vegetativa tem recebido bastante atenção na recuperação de áreas degradadas (Davies *et al.* 1995; Page e Bork 2005; Neves *et al.* 2006; Zahawi e Holl 2009). No entanto, esta é uma técnica de alto custo, alta incidência de doenças e pragas e de difícil-aplicação em grandes áreas. Desta forma, sempre que possível, é recomendada a semeadura direta (Carmona *et al.* 1999; Atkinson 2009).

O uso de sementes tem se mostrado efetivo na recuperação do estrato rasteiro, como forma de restaurar a composição de espécies e grupos funcionais, aumentar a abundância e diversidade de espécies e diminuir a presença de espécies exóticas (Moraes e Williams 1992; Martins e Leite 1997; Carmona *et al.* 1998; Ambrose e Wilsson 2003; Prober *et al.* 2005; Foster *et al.* 2007). Assim, a caracterização e a investigação dos atributos das sementes são de fundamental importância para a obtenção de sementes de qualidade, quer seja para fins de manejo da biodiversidade, de recuperação de áreas degradadas ou de produção de mudas (Teixeira e Fonseca 1992; Carmona *et al.* 1998; Prober *et al.* 2005; Foster *et al.* 2007).

As gramíneas (Poaceae) representam uma das maiores famílias de angiospermas e talvez, sejam o grupo de maior importância econômica e ecológica. Ocorrem praticamente em todos os habitats existentes e predominam na vegetação terrestre, cobrindo aproximadamente 30% da superfície emersa da Terra. Algumas características morfológicas, de hábito e de ciclos reprodutivos contribuem para o sucesso da família, por exemplo: os meristemas intercalares, bainhas protetoras nas folhas e colmos conferem uma grande tolerância a herbivoria, fogo e alagamento. A grande distribuição espacial, ciclos reprodutivos relativamente curtos, produção massiva de sementes e investimento em reprodução assexuada também são fatores preponderantes para o estabelecimento deste grupo (Watson 1990). Devido à sua importância, elas vêm sendo utilizadas pelo homem desde a antiguidade e, além de grande interesse econômico, o grupo possui alta relevância ecológica em comunidades naturais, atuando tanto na fixação e estruturação dos solos quanto nas interações com a fauna silvestre (Silva 2000).

Mesmo existindo cerca de 500 espécies de gramíneas nativas na região do Cerrado (Mendonça *et al.* 2008) e sabendo que o estrato rasteiro representa entre 60% e 80% das 12000 espécies nativas catalogadas, de forma geral, apenas espécies lenhosas ou gramíneas exóticas são utilizadas para a recuperação de áreas degradadas do Cerrado (Martins e Leite 1997; Martins *et al.* 2001; Silva e Correa 2008). Isto porque são poucas as informações sobre a fenologia reprodutiva (Almeida 1995; Martins e Leite 1997; Munhoz e Felfili 2005, 2006), características das sementes (Carmona *et al.* 1999), germinação (Carmona *et al.* 1998; Zaidan e Carreira 2008) e estabelecimento (Klink 1996) das espécies nativas, além de suas respostas a fatores que podem influenciar o seu estabelecimento (fertilidade do solo, precipitação, fogo, competição e herbivoria) como discutido por Cole *et al.* (2005) e Lindsay e Cunningham (2011). A falta deste

conhecimento é um dos principais fatores que favorecem o uso de gramíneas exóticas, como *Melinis minutiflora* Beauv. e *Urochloa* spp (*Brachiaria*), para a recuperação de áreas degradadas, uma vez que suas características são amplamente conhecidas por serem comumente utilizadas como pastagem (Carneiro *et al.* 2001; Silva *et al.* 2006).

Com a retirada da vegetação nativa para produção de grãos e implantação de pastagens exóticas, a diversidade de gramíneas no Cerrado se encontra ameaçada (Martins *et al.* 1997; Pivello *et al.* 1999a). As fitofisionomias de campo limpo e campo sujo são as que aparentemente mais sofrem com os problemas de invasões biológicas, pois são naturalmente mais abertas, recebendo maior insolação, o que permite uma rápida colonização e competição pelas gramíneas exóticas oportunistas (Freitas e Pivello 2005; Pivello *et al.* 1999a). Estas espécies invasoras, geralmente de origem africana, foram trazidas ao Brasil principalmente para fins forrageiros e espalharam-se em larga escala, estando presentes em praticamente todos os fragmentos de Cerrado (Pivello *et al.* 1999ab). Suas características, tais como: grande capacidade de reprodução vegetativa, produção massiva de sementes, ciclo reprodutivo rápido e grande eficiência fotossintética permitem a utilização dos recursos do Cerrado com maior eficácia do que as gramíneas nativas, aumentando sua capacidade de competição e estabelecimento (Freitas e Pivello 2005).

As comunidades naturais se mantêm em equilíbrio dinâmico, graças aos processos intra e interespecíficos que determinam o nicho de cada espécie. De acordo com Baruch *et al.* (1989), para que uma nova espécie invada uma comunidade estabelecida é necessário que: ocorra uma abertura na comunidade, permitindo a entrada da espécie invasora; que a espécie invasora possua uma pré-adaptação às condições do ambiente invadido e que, uma vez estabelecida, consiga se expandir, alterando as comunidades e populações locais. A associação entre o distúrbio de uma área e o

aumento de espécies invasoras é praticamente automática, se levado em consideração que, *a priori*, distúrbios causariam uma alteração e possível redução na riqueza/diversidade local.

Rejmánek (1989) relata que, embora existam dados sobre invasões em comunidades não perturbadas, estes são poucos em relação ao grau de invasão em áreas com distúrbios frequentes. O autor sugere que o grau de invasão e o sucesso das espécies exóticas está intimamente relacionado com a frequência e extensão do distúrbio e, conseqüentemente, com os danos e redução da resistência biótica da comunidade. No entanto, espécies nativas podem estar adaptadas aos regimes de distúrbios e poucos estudos sugerem que espécies exóticas seriam capazes de deslocar nativas após esses eventos (Lockwood *et al.* 2007). São exemplos de distúrbio o fogo freqüente, a herbívora e enchentes. De acordo com Rejmánek (1989) e Lockwood *et al.* (2007) as situações em que espécies invasoras tendem a ser bem sucedidas geralmente estão relacionadas a perturbações diferentes das constantes nos históricos evolutivos das comunidades nativas, tais como: uso extensivo de terras para agricultura, urbanização e alteração drástica do ambiente (terremotos, erupções, furacões); em outros casos as espécies invasoras podem atuar como modificadoras do regime de distúrbio. D'Antonio e Vitousek (1992) relatam que *Melinis minutiflora* Beauv., gramínea invasora em savanas neotropicais, produz secreções inflamáveis e grande quantidade de biomassa aumentando a intensidade do fogo. Esta alteração supera a adaptação prévia das espécies locais ao fogo podendo retardar ou impedir sua rebrota, proporcionando desta forma a janela necessária para o estabelecimento e expansão da espécie invasora.

Grande parte dos estudos de resistência em comunidades vegetais mantém o foco nas interações competitivas entre espécies invasoras e nativas, isso remete a hipótese diversidade-resistência/disponibilidade de recursos e competidores

competentes (Levine 2000; Levine *et al.* 2003; Levine *et al.* 2004). A competição pode ser definida como redução do desempenho de um dado indivíduo, ou espécie, devido ao uso compartilhado de um recurso. Outras definições enfatizam o mecanismo específico de exploração dos recursos como, por exemplo, competição por recursos do solo ou radicular. A competição pode ser mensurada de várias maneiras, cada qual revelando aspectos importantes das interações competitivas (Gurevich *et al.* 2002). A hipótese mais discutida sobre resistência a invasões, proposta inicialmente por Elton (2000) diz que regiões mais diversas apresentam maior resistência a invasões biológicas e regiões com menor diversidade seriam mais susceptíveis. Isso pode ser explicado tanto pela disponibilidade de nichos em regiões pobres quanto pela existência de competidores eficientes em regiões mais diversas (Levine *et al.* 2003; Stachowicz e Tilman 2005). Outros fatores pontuais tais como as características das espécies invasoras, natureza dos propágulos, perturbação ambiental, composição da comunidade, interações bióticas e abióticas também podem alterar o nível de resistência de uma comunidade tornando a mesma mais ou menos vulnerável a invasões (Levine 2000; Levine *et al.* 2004; Lockwood *et al.* 2007).

Maior diversidade na comunidade, além de aumentar a eficiência no uso dos recursos (complementaridade de nichos), diminuindo a sua disponibilidade, melhora o funcionamento dos processos ecossistêmicos como um todo, tais como a produtividade, a ciclagem de nutrientes e a estabilidade (Stachowicz e Tilman, 2005). A ideia de que uma comunidade mais diversa é mais resistente agrega força a teoria de que comunidades mais diversas são mais estáveis (Tilman 1996). Neste contexto, espécies invasoras mais eficientes seriam aquelas que possuem requerimentos de nicho distintos dos presentes na comunidade invadida, com pouca ou nenhuma sobreposição. O modelo neutro, que antagoniza a hipótese de sobreposição de nichos e uso de recursos, defende

que a composição comunitária se dá ao acaso pela abundância dos propágulos presentes na região, sem levar em conta as características destes ou das espécies já estabelecidas (Fargione *et al.* 2003). Estes modelos assumem processos distintos na composição e montagem da comunidade, o primeiro implica em alta inibição de espécies invasoras de grupos funcionais semelhantes aos presentes na comunidade, enquanto o segundo assume o acaso como fator preponderante (Fargione *et al.* 2003). Hector *et al.* (2001) encontraram uma relação direta entre diversidade de espécies e inibição de invasões para uma comunidade de gramínea na Inglaterra. Fargione *et al.* (2003), em estudo similar, mostram que em comunidades vegetais de pradaria o padrão encontrado é amplamente dependente da utilização dos recursos e *trade-offs* temporais e espaciais de recursos entre os grupos funcionais, descartando totalmente a reunião e composição aleatória das espécies.

Segundo Levine *et al.* (2004) não existem evidências concretas de que interações biológicas sejam capazes de repelir invasões por completo, no entanto possuem um papel importante na contenção e controle da abundância de espécies exóticas reduzindo danos ecológicos causados. De forma geral, a competição atua como um regulador do tamanho populacional ou determina a distribuição espacial de diferentes populações conforme a disponibilidade e eficiência no uso dos recursos (Wilson e Shay 1990; Pivello *et al.* 1999a; Ricklefs 2003; Silva e Haridassan 2007). A competição provocada pelas espécies invasoras acarreta em diversas mudanças ambientais em curto e longo prazo em escalas locais, regionais e globais (D'antonio e Vitousek 1992; Baruch e Gomes 1996). As alterações nos ecossistemas locais podem ocorrer de várias formas, seja através do deslocamento de espécies nativas por competição ou alterando características do local como o regime hídrico, microclima, condições do solo, disponibilidade de nutrientes, etc. (Davis e Mooney 1985; D'Antonio e Vitousek 1992;

Williams e Baruch 2000; Lockwood *et al.* 2007). Estas espécies podem também limitar o desenvolvimento de espécies nativas promovendo interferência direta na captação de radiação solar incidente e nutrientes do solo. Silva e Castro (1989) demonstraram que o sombreamento promovido por *Andropogon semiberbis* afeta o acúmulo de biomassa em plântulas de gramíneas nativas da Venezuela.

A persistência das espécies e manutenção da biodiversidade em savanas estacionais depende do recrutamento, sobrevivência de plântulas e estão intimamente relacionadas com a história de vida das espécies. O esforço reprodutivo, proporção total de recursos de um organismo que é alocado para a reprodução, pode ser determinante para o sucesso de um grupo podendo garantir a manutenção de uma população (Veenendaal *et al.* 1996a; Gurevitch *et al.* 2002; Shulze *et al.* 2005). Fatores abióticos tais como quantidade de precipitação, vento e temperatura influenciam os ciclos fenológicos de forma semelhante em ambientes savânicos e as espécies parecem adequar seu ciclo as variações sazonais mesmo com alterações dos regimes hídricos em diferentes anos (Almeida 1995; Veenendaal *et al.* 1996ab; Munhoz e Felfilli 2005). A sincronização com os eventos estacionais é vital para as espécies do Cerrado e a maior parte das gramíneas nativas possui dispersão anemocórica que ocorre justamente no fim das secas (Oliveira 1998) quando ocorrem as maiores velocidades do vento sugerindo uma estratégia que favorece a melhor exploração do espaço (Almeida 1995).

2. Justificativa

Muitas espécies de gramíneas coexistem em diversos tipos de savanas. O estudo das estratégias de sobrevivência e de reprodução destas espécies é fundamental tanto para compreender as respostas e comportamento mediante as condições ambientais quanto para fins de conservação e manejo (Almeida 1995).

Estudos abordando a relação entre espécies nativas e invasoras geralmente reportam o impacto do processo de invasão. No entanto, poucos explicam os mecanismos pelos quais o impacto se deu (Levine *et al.* 2003). Trabalhos que elucidem o processo de competição entre espécies nativas e exóticas são necessários para estabelecer relações de resistência em ecossistemas invadidos a fim de determinar formas de manejo que visem o controle em áreas naturais. As informações, tais como a utilização de recurso, capacidade de dispersão, ciclos reprodutivos e história de vida são necessárias para a maior compreensão dos mecanismos de resistência e invasão. Estudos que visem elucidar as interações sinérgicas entre diferentes composições de comunidades vegetais poderiam prover uma ideia geral de quais fatores interligados ocasionariam uma resistência alta. Para o Cerrado faltam informações básicas que dificultam estudos mais profundos nessa área, tornando este um campo promissor e de extrema importância para a manutenção da diversidade e funcionalidade das comunidades locais.

3. Objetivos

- Caracterizar a germinação, estabelecimento, alocação inicial de recursos e a taxa de crescimento de 18 espécies de gramíneas nativas a fim de selecionar espécies capazes de competir com *Melinis minutiflora*.
- Avaliar processo de competição entre *Melinis minutiflora* e *Paspalum stellatum* em diferentes gradientes de densidades das duas espécies em experimentos de campo.
- Avaliar os efeitos da competição aérea e radicular de indivíduos adultos de *Melinis minutiflora* em plântulas da espécie nativa *Paspalum stellatum*, selecionada nos ensaios de germinação e desenvolvimento inicial.

4. Material e Métodos

4.1. Visão geral

O uso de sementes tem se mostrado efetivo na recuperação do estrato rasteiro como forma de restaurar a composição e abundância de espécies nativas e diminuir a abundância de espécies exóticas (Martins e Leite 1997; Ambrose e Wilsson 2003; Prober *et al.* 2005). Assim, a caracterização e a investigação dos atributos das sementes e processos de estabelecimento e competição entre plântulas são de fundamental importância para fins de produção de mudas, manejo da biodiversidade ou de recuperação de áreas degradadas (Teixeira e Fonseca 1992; Carmona *et al.* 1998; Foster *et al.* 2007). Para tentar compreender estes processos, foi realizada a caracterização e germinação das sementes de 18 espécies de gramíneas nativas e uma exótica. Também foram realizados experimentos de competição em campo entre as nativas e a exótica *Melinis minutiflora*.

4.2. Área de coleta e estudo

A coleta das sementes e ambos os experimentos de campo foram realizados na Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (RECOR). A RECOR apresenta aproximadamente 1829 espécies de plantas vasculares, entre elas 137 espécies de gramíneas nativas e 59 gramíneas exóticas, incluindo *Melinis minutiflora* (capim-gordura) (IBGE 2004). O capim-gordura é encontrado em várias áreas da reserva, incluindo bordas de matas, margens de estradas (Hoffmann *et al.* 2004) e áreas de campo sujo, próximo a aceiros e em áreas alteradas por queimadas (Castro-Neves 2000).

A RECOR ocupa uma área de 1300 ha e está localizada cerca 35 km do centro de Brasília (15°56' S e 47°52' W). O clima é tipicamente sazonal com duas estações

bem definidas: seca (de maio a setembro) e chuvosa (de outubro a abril). A precipitação média anual é de 1453 mm com 75% da precipitação ocorrendo de novembro a março. A temperatura média anual é de 22°C, com médias das temperaturas máximas de 27°C e de 15°C para as mínimas. Os Latossolos são os tipos edáficos predominantes, sendo profundos, bem drenados, distróficos, ácidos e predominantemente argilosos (IBGE 2004).

4.3. A espécie exótica *Melinis minutiflora*

A espécie *Melinis minutiflora* é uma gramínea de origem africana, perene, de metabolismo C₄, e reproduz-se tanto por sementes como vegetativamente, podendo ser considerada atualmente como uma espécie invasora. Espécies invasoras estabelecem populações auto-sustentáveis sem a assistência do ser humano, e têm sido a causa ou têm contribuído para a extinção de muitas espécies nativas (Sax *et al.* 2007). O capim-gordura pode formar densas touceiras que excluem espécies herbáceas e dificultam o estabelecimento de espécies lenhosas (Morosini e Klink 1997; Hoffmann e Haridasan 2008), portanto, áreas invadidas têm uma riqueza e diversidade de espécies menor (Williams e Baruch 2000).

O capim-gordura é uma das gramíneas invasoras que tem causado grande impacto na biodiversidade nas regiões de Cerrado. Esta espécie se tornou um problema na maioria das unidades de conservação (Pivello *et al.* 1999a), é extremamente agressiva e compete com sucesso com a flora nativa, invadindo áreas naturais e descaracterizando a vegetação original (Filgueiras 1990). Os padrões reprodutivos do capim-gordura auxiliam a sua alta capacidade de invasão. As sementes apresentam alta germinação e quase nenhuma dormência. Possui sementes pequenas, variando de 1,5 a

2,5 mm de comprimento e as produz uma grande quantidade (200-280 kg/ha). Um quilograma contém aproximadamente de 13 a 15 milhões de sementes (Martins 2006).

4.4. Caracterização das sementes

Foi feita a caracterização das sementes de 18 espécies de gramíneas nativas que apresentam ampla distribuição e são de ocorrência comum no Cerrado (Clayton *et al.* 2006) e também da exótica *Melinis minutiflora* Beauv. As espécies nativas estudadas foram *Andropogon leucostachyus* Kunth, *Aristida riparia* Trin., *Aristida recurvata* Kunth, *Aristida setifolia* Kunth, *Aristida torta* (Nees) Kunth, *Axonopus barbigerus* (Kunth) Hitch., *Axonopus brasiliensis* Kuhl., *Ctenium chapadense* (Trin.) Doell, *Echinolaena inflexa* (Poir.) Chase, *Gymnopogon spicatus* (Spreng.) Kuntze, *Paspalum carinatum* Humb., *Paspalum gardnerianum* Nees, *Paspalum reduncum* Nees, *Paspalum stellatum* Humb. e Bonpl. ex Flügge, *Paspalum trachycoleon* Steud., *Schizachyrium microstachyum* (Ham.) Roseng, *Thrasya glaziouvi* AG Burman e *Tristachya leiostachya* Nees.

As sementes de todas as espécies foram coletadas entre os meses de abril e agosto de 2008, 2009 e 2010 de acordo com a época de floração e disponibilidade de sementes de cada espécie (Almeida 1995). As panículas foram coletadas manualmente, após a dispersão de pelo menos 1/3 das sementes. Este procedimento foi adotado para reduzir a heterogeneidade dos lotes, diminuindo a ocorrência de diferentes graus de maturação nas sementes (Carmona *et al.* 1999; Scheffer-Basso *et al.* 2007). Após a coleta, as sementes foram separadas manualmente das panículas e armazenadas em sacos de papel permeável até sua utilização.

Para calcular a porcentagem de sementes cheias (com cariopse) e vazias foram selecionados, dentre o lote original de sementes, cinco lotes de 100 sementes para cada

espécie. Estas sementes foram testadas manualmente, por meio de pressão com pinça, para verificar a existência ou não da cariopse. As sementes cheias e vazias foram então, pesadas para estimar a quantidade de sementes por grama, a massa de 100 sementes cheias e vazias, a massa média de 100 sementes (cheias + vazias) e a quantidade de sementes em 1g (Brasil 2009).

4.5. Germinação e armazenamento

Para os ensaios de germinação e dormência foram utilizadas 400 sementes cheias (fêrteis) por espécie. As sementes foram acondicionadas em placas de petri (100 sementes por placa) forradas com papel filtro e umedecidas com água destilada. As 100 sementes cheias utilizadas em cada repetição foram obtidas por meio de uma estimativa com base na massa e porcentagem de sementes cheias avaliadas anteriormente. As placas foram mantidas em laboratório, a temperatura ambiente (25°C), em prateleiras com foto período de 12 h. A contagem das sementes germinadas foi realizada a cada 24 h, quando, se necessário, foi completado o conteúdo de água das placas (Borghetti e Ferreira 2004). O critério utilizado para contabilizar a germinação foi a emergência e curvatura geotrópica da radícula (Labouriau 1983). Os experimentos foram mantidos enquanto havia sementes germinando. As sementes não receberam nenhum tratamento prévio para quebra de dormência.

Um e dois anos após a realização dos experimentos iniciais os procedimentos foram repetidos com sementes do mesmo lote e, utilizando-se o mesmo delineamento experimental, foi avaliado o efeito do armazenamento na germinação. As sementes foram armazenadas em temperatura ambiente (25°C) em sacos de papel permeável até a sua utilização.

Os ensaios de germinação e o beneficiamento das sementes foram realizados no Laboratório de Ecologia do Fogo na Universidade de Brasília.

4.6. Alocação inicial de biomassa

Cinco dias após a germinação das sementes, as plântulas foram transferidas para vasos plásticos, de aproximadamente 30 centímetros de altura por 15 de diâmetro, contendo uma mistura de 2/3 solo e 1/3 areia. Os vasos foram mantidos em condições de laboratório durante um mês e, após esse período, foram acondicionados em casa de vegetação na Estação Experimental do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília. O crescimento foi acompanhado por um período de 90 dias.

Nos primeiros dois meses do estudo, a cada 15 dias, de três a cinco plântulas por espécie foram coletadas ao acaso para medidas de comprimento e massa radicular e da parte aérea. Nos meses subsequentes as plântulas foram coletadas a cada 30 dias conforme sugerido por Moreira e Klink 2000.

As plântulas foram removidas dos vasos e as raízes foram lavadas cuidadosamente de forma a remover todas as partículas de solo. As partes aéreas e radiculares foram separadas e tiveram seu comprimento medido. Após medidas, as plântulas foram colocadas em estufa a 70°C por 48 h e depois pesadas para a obtenção da massa seca. Foi realizada uma análise da proporção de biomassa alocada nas raízes e partes aéreas (root/shoot ratio) para identificar o padrão de alocação de biomassa nos componentes subterrâneos e aéreos das espécies em estudo (Moreira e Klink 2000). Apenas 13 espécies incluindo a exótica *Melinis minutiflora* tiveram seu desenvolvimento inicial acompanhado ao longo de 90 dias. Para as demais espécies não houve plântulas suficientes para a realização das medidas.

4.7. Experimentos de Competição

Com base nos dados obtidos através da caracterização das sementes, dos ensaios de germinação em laboratório e do acompanhamento do desenvolvimento inicial em casa de vegetação foram selecionadas três espécies nativas para o uso nos experimentos de competição em campo: *Axonopus barbigerus*, *Paspalum stellatum* e *Schizachyrium microstachyum*. Procurou-se selecionar espécies com alta germinabilidade, grande quantidade de sementes férteis, rápido crescimento e cuja primeira floração acontecesse em um intervalo de até um ano de forma promover uma semeadura natural. Das espécies escolhidas *P. stellatum* foi a única para a qual foi possível a obtenção de plântulas suficientes para a realização dos experimentos de campo.

4.7.1. Gradiente de densidade

Para avaliar o efeito da presença de *Melinis minutiflora*, em diferentes densidades, no desenvolvimento, estabelecimento e sobrevivência de uma espécie nativa, plântulas obtidas em laboratório foram utilizadas. As plântulas, com 30 dias de idade e aproximadamente 10 cm de comprimento, foram transplantadas em uma parcela experimental de 10 m x 10 m. A parcela teve a vegetação e a camada superficial do solo (2 cm) previamente removidas para evitar contaminação do experimento por indivíduos pré-existentes ou emergência de plântulas do banco de sementes presente nesta camada do solo (Andrade *et al.* 2002). Dentro da parcela foram determinadas ao acaso 15 sub-parcelas de 15 cm x 15 cm. Em cada sub-parcela foram plantadas 12 mudas de *M. minutiflora* e da espécie nativa em diferentes proporções: 12 plântulas nativas (P100%), 12 plântulas da espécie exótica (G100%) oito plântulas nativas e quatro de *M. minutiflora* (P66%), quatro plântulas nativas e oito de *M. minutiflora* (P33%) e seis plântulas de cada espécie (P50% - Figura 1). Os indivíduos foram plantados

aleatoriamente em um padrão de grade dentro de cada sub-parcela, de forma que ficassem equidistantes uns dos outros. Foi utilizado um total de 90 plântulas por espécie. O experimento teve início em março de 2011 e foi acompanhado mensalmente até novembro de 2012. De setembro de 2011 a fevereiro de 2012 as observações foram interrompidas devido a um incêndio que afetou 93% da área da RECOR, incluindo as parcelas experimentais. Durante o período de observação, antes e após o incêndio, foram obtidas medidas de comprimento aéreo, número de folhas e perfilhos, área basal, número de indivíduos floridos e número de plântulas vivas de cada espécie a fim de estabelecer, nos diferentes tratamentos, uma relação de dominância ao longo do tempo.

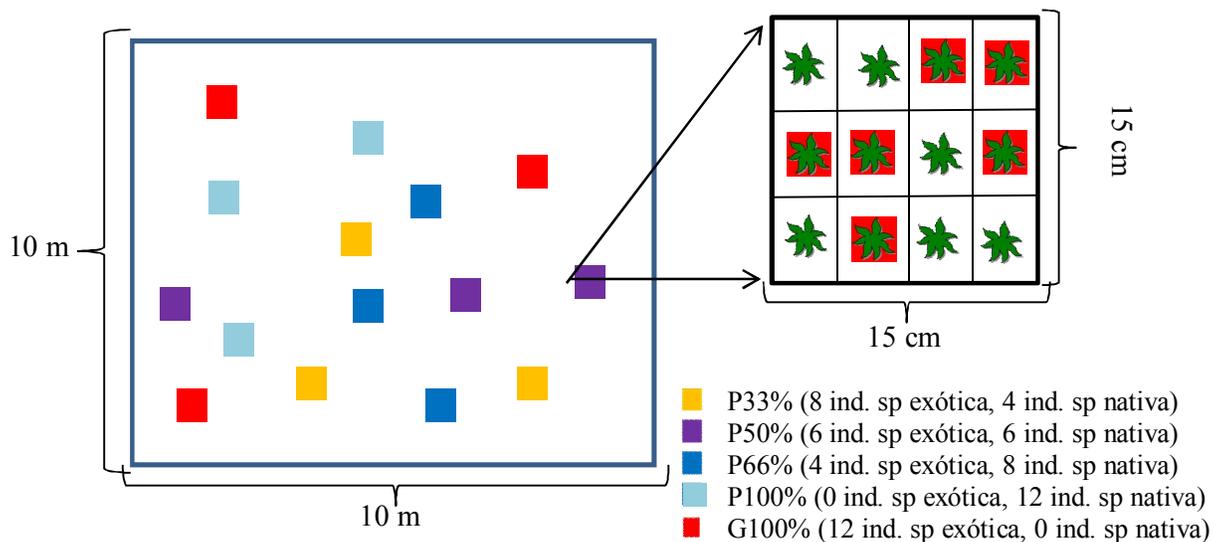


Figura 1. Esquema ilustrativo do experimento com diferentes gradientes de densidades de indivíduos da espécie nativa e da espécie exótica, *Melinis minutiflora*.

4.7.2. Competição aérea e radicular

A fim de verificar a influência da competição por luz causada pelo sombreamento pela espécie invasora e também a competição por nutrientes e água entre as raízes, foram selecionados aleatoriamente 12 indivíduos adultos de *Melinis minutiflora*, com circunferência basal variando entre 35 e 45 cm, pré-existent na parcela experimental localizada em uma área de campo-sujo. Ao redor de cada

touceira, a vegetação foi removida em um raio de 50 cm para evitar competição com outras plantas da vegetação local. A camada superficial do solo (2 cm) foi retirada a fim de evitar a contaminação do experimento com remanescentes do banco de sementes da área (Andrade *et.al* 2002). Tanto para a competição por luz, quanto na por nutrientes, plântulas da espécie nativa com trinta dias de idade e/ou 10 cm de altura foram transplantadas para próximo das touceiras selecionadas em três distâncias distintas: 0 cm (base da touceira), 10 cm e 20 cm (Silva e Castro 1989). Para cada distância foram plantados três indivíduos da espécie nativa totalizando nove indivíduos por touceira da espécie exótica. Todos os indivíduos foram plantados nas mesmas direções (Linha central ao Norte e as linhas adjacentes 30° a esquerda e 30° a direita). Este delineamento foi utilizado em todos os tratamentos.

Como um dos tratamentos, três touceiras tiveram sua parte aérea amarrada e dobrada na direção oposta àquela na qual as mudas foram plantadas para evitar sombreamento durante todo o dia (Sem interferência aérea – SIA). Um segundo conjunto de três touceiras teve suas raízes isoladas fisicamente por meio de um cano de PVC de 30 cm de altura e 15 cm de diâmetro (Sem interferência radicular – SIR). A profundidade de 30 cm foi selecionada por ser a camada do solo onde se encontram até 80% das raízes do estrato herbáceo no Cerrado (Castro e Kaufman 1998). Outras três touceiras receberam ambos os tratamentos de forma a reduzir tanto a competição aérea quanto radicular (Sem interferências- SI). As três touceiras remanescentes permaneceram inalteradas, constituindo, portanto o tratamento controle (CON).

As plântulas foram acompanhadas mensalmente desde março de 2011 a novembro de 2012 com uma interrupção nas observações de setembro de 2011 a fevereiro de 2012 devido a um incêndio na RECOR e na área experimental. A observação foi retomada após o estabelecimento da estação chuvosa quando tanto as

toceiras da espécie exótica quanto alguns indivíduos da espécie nativa já haviam rebrotado. Durante o período de observação foram medidos os mesmos parâmetros do experimento anterior.

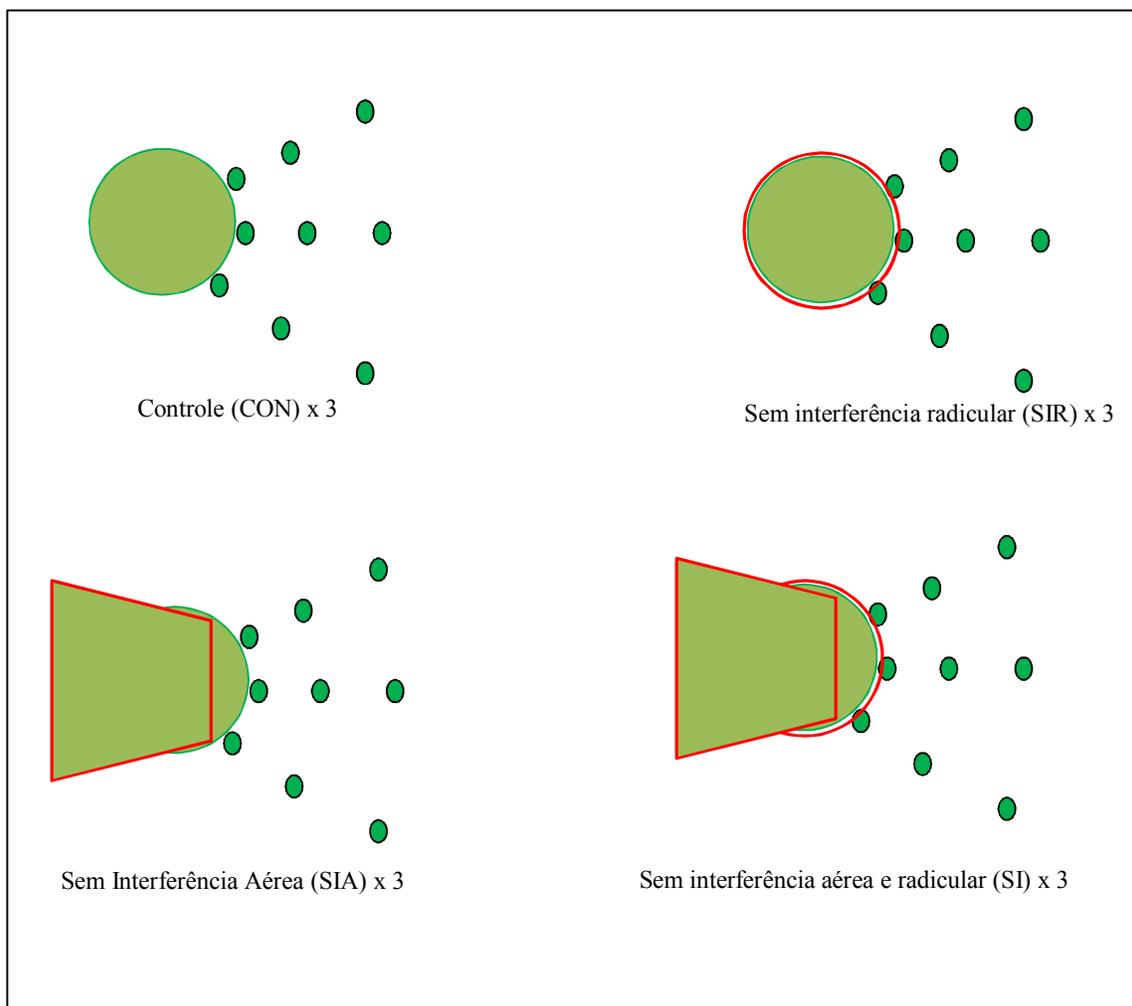


Figura 2. Reprodução esquemática do experimento de competição aérea e radicular. Os círculos grandes representam indivíduos adultos de *Melinis minutiflora* e os pequenos, mudas da espécie nativa plantadas nas distâncias de 0, 10 e 20 cm das touceiras adultas. Cada conjunto representa um dos quatro tratamentos e foi realizado com três repetições.

4.8. Interferência do fogo

Como em setembro de 2011 as áreas experimentais foram afetadas por um incêndio que queimou 93% da vegetação da RECOR, na tentativa de refazer os experimentos, plântulas das espécies nativas foram cultivadas novamente. No entanto, não foi possível obter o número necessário de plântulas. As poucas plântulas obtidas foram transplantadas para áreas experimentais no início da estação chuvosa em

dezembro do mesmo ano. Porém, as plântulas não sobreviveram por mais de um mês. No início de janeiro de 2012 observou-se rebrota aérea de parte das plântulas dos experimentos iniciais, desta forma retomaram-se as medidas mensais até novembro de 2012.

4.9. Análise estatística

Os dados foram organizados em planilhas eletrônicas e analisados com o auxílio do programa Systat 13.0. Para as comparações dos dados de germinação, tempo médio e armazenamento/dormência foi utilizado o teste de Kruskal- Wallis com o teste de Dunn *a posteriori*. Uma análise de componentes principais (PCA) foi realizada de forma a verificar as variáveis mais importantes para as estratégias de germinação e estabelecimento. Para esta análise foram utilizadas as variáveis germinação, tempo médio de germinação, número de sementes férteis por grama e massa de 100 sementes férteis para cada uma das espécies estudadas.

Para o experimento de Gradientes os dados foram aleatorizados com 1000 reamostragens através do método de “bootstrap” e foi realizada uma ANOVA com teste de Tuckey *a posteriori* para a avaliação das variáveis estudadas ao longo do tempo. Para a análise de mortalidade das plântulas em campo foi realizado um teste de Kruskal-Wallis, comparando o número de indivíduos mortos nos diferentes tratamentos.

As mesmas análises foram utilizadas para os experimentos de competição aérea e radicular com os tratamentos considerados como blocos (desprezando o efeito da distância). Para analisar o efeito das distâncias dentro dos tratamentos foi o teste de Kruskal- Wallis com o teste de Dunn *a posteriori*. A mortalidade da parte aérea neste

experimento também foi analisada com os testes não paramétricos de Kruskal-Wallis para todos os experimentos.

5. Resultados e Discussão

5.1. Caracterização das sementes, germinação e armazenamento

Quanto à porcentagem de sementes férteis, as espécies nativas foram divididas em três grupos: mais de 80% (*Aristida riparia*, *Arstida torta* e *Gymnopogon spicatus*), entre 20% e 80% (*Andropogon leucostachyus*, *Aristida recurvata*, *Aristida setifolia*, *Ctenium chapadensis* e *Schizachyrium microstachyum*) e as demais espécies com menos de 20% (Tabela 1). *Melinis minutiflora*, a espécie invasora, apresentou 15,8% de sementes férteis. O número médio de sementes férteis por grama (Tabela 1) variou de oito para *Tristachya leiostachya* a 5468 para *G. spicatus* e, embora *M. minutiflora* tenha apresentado baixa porcentagem de sementes férteis (15,8%), possui alto número de sementes férteis por grama (2820). O maior valor de massa para 100 sementes férteis foi registrado para *T. leiostachya* (3,608 g) e o menor para *G. spicatus* (0,019 g - Tabela 2). A espécie invasora apresentou valor inferior ao de todas as espécies nativas (0,011 g).

Tabela 1. Porcentagem média (\pm desvio padrão) de sementes férteis e número de sementes férteis por grama de espécies de gramíneas nativas do Cerrado e da invasora *Melinis minutiflora*.

Espécies	Sementes férteis (%)	Sementes férteis/grama
<i>Andropogon leucostachyus</i>	60,6 \pm 2,0	1555 \pm 242
<i>Aristida recurvate</i>	63,2 \pm 5,1	1898 \pm 195
<i>Aristida riparia</i>	90,4 \pm 3,8	858 \pm 54
<i>Aristida setifolia</i>	73,8 \pm 4,8	1624 \pm 152
<i>Aristida torta</i>	89,8 \pm 3,9	1411 \pm 78
<i>Axonopus barbigerus</i>	6,0 \pm 2,0	338 \pm 110
<i>Axonopus brasiliensis</i>	20,0 \pm 8,2	349 \pm 61
<i>Ctenium chapadensis</i>	75,8 \pm 2,5	1517 \pm 56
<i>Echinolaena inflexa</i>	30,2 \pm 7,3	137 \pm 12
<i>Gymnopogon spicatus</i>	94,2 \pm 2,3	5468 \pm 172
<i>Melinis minutiflora</i>	15,8 \pm 3,3	2820 \pm 332
<i>Paspalum carinatum</i>	7,8 \pm 1,6	424 \pm 85
<i>Paspalum gardnerianum</i>	15,2 \pm 5,7	324 \pm 77
<i>Paspalum reduncum</i>	7,2 \pm 1,3	594 \pm 89
<i>Paspalum stellatum</i>	21,2 \pm 2,7	272 \pm 26
<i>Paspalum trachycoleon</i>	26,6 \pm 2,3	1307 \pm 85
<i>Schizachyrium microstachyum</i>	55,6 \pm 2,9	1389 \pm 112
<i>Thrasya glaziouvii</i>	34,8 \pm 3,1	920 \pm 52
<i>Tristachya leiostachya</i>	21,8 \pm 4,0	8 \pm 1

Tabela 2. Massa de 100 sementes férteis e estéreis e massa média (\pm desvio padrão) em espécies de gramíneas nativas do Cerrado e na invasora *Melinis minutiflora*.

	Massa de 100 sementes (g)		
	Férteis	Estéreis	Férteis e Estéreis
<i>Andropogon leucostachyus</i>	0,042 \pm 0,007	0,035 \pm 0,006	0,039 \pm 0,006
<i>Aristida recurvate</i>	0,041 \pm 0,004	0,019 \pm 0,001	0,033 \pm 0,003
<i>Aristida riparia</i>	1,110 \pm 0,009	0,056 \pm 0,014	0,105 \pm 0,010
<i>Aristida setifolia</i>	0,054 \pm 0,008	0,023 \pm 0,005	0,046 \pm 0,008
<i>Aristida torta</i>	0,074 \pm 0,004	0,036 \pm 0,010	0,071 \pm 0,004
<i>Axonopus barbigerus</i>	0,107 \pm 0,010	0,069 \pm 0,003	0,077 \pm 0,005
<i>Axonopus brasiliensis</i>	0,089 \pm 0,009	0,056 \pm 0,015	0,057 \pm 0,004
<i>Ctenium chapadensis</i>	0,057 \pm 0,003	0,027 \pm 0,004	0,050 \pm 0,002
<i>Echinolaena inflexa</i>	0,489 \pm 0,054	0,101 \pm 0,011	0,218 \pm 0,040
<i>Gymnopogon spicatus</i>	0,019 \pm 0,001	0,007 \pm 0,004	0,018 \pm 0,001
<i>Melinis minutiflora</i>	0,011 \pm 0,001	0,004 \pm 0,001	0,005 \pm 0,001
<i>Paspalum carinatum</i>	0,034 \pm 0,003	0,017 \pm 0,001	0,018 \pm 0,001
<i>Paspalum gardnerianum</i>	0,111 \pm 0,017	0,035 \pm 0,002	0,046 \pm 0,004
<i>Paspalum reduncum</i>	0,039 \pm 0,004	0,010 \pm 0,001	0,012 \pm 0,001
<i>Paspalum stellatum</i>	0,107 \pm 0,010	0,069 \pm 0,003	0,077 \pm 0,005
<i>Paspalum trachycoleon</i>	0,029 \pm 0,001	0,017 \pm 0,001	0,020 \pm 0,001
<i>Schizachyrium microstachyum</i>	0,046 \pm 0,001	0,032 \pm 0,003	0,040 \pm 0,001
<i>Thrasya glaziouvi</i>	0,057 \pm 0,003	0,027 \pm 0,002	0,037 \pm 0,001
<i>Tristachya leiostachya</i>	3,608 \pm 0,021	2,468 \pm 0,177	2,712 \pm 0,002

Schizachyrium microstachyum, juntamente com *Paspalum trachycoleon* e *Axonopus barbigerus*, foram as espécies que apresentaram os maiores valores de germinação inicial: 98,8%, 95,5% e 95,2%, respectivamente. *Aristida riparia*, *A. torta*, *Paspalum stellatum* e *Paspalum reduncum* apresentaram valores de germinabilidade entre 50% e 70%, *M. minutiflora* 55% e para as demais espécies, a porcentagem de germinação foi inferior a 50% (Tabela 3). O maior tempo médio de germinação foi o observado para *A. setifolia* (75 dias – Tabela 3) e os menores para *A. barbigerus* e *S. microstachyum* (7 e 9 dias), semelhantes ($p=0,3865$) ao de *M. minutiflora* (8 dias).

Tabela 3. Germinabilidade média e tempo médio de germinação (\pm desvio padrão) para sementes de espécies de gramíneas nativas do Cerrado e para a invasora *Melinis minutiflora*.

Espécies	Germinabilidade (%)	Tempo médio de germinação (dias)
<i>Andropogon leucostachyus</i>	27,8 \pm 8,2	14 \pm 2
<i>Aristida recurvate</i>	48,7 \pm 10,2	36 \pm 4
<i>Aristida riparia</i>	56,7 \pm 28,7	31 \pm 4
<i>Aristida setifolia</i>	11,2 \pm 5,6	74 \pm 15
<i>Aristida torta</i>	53,8 \pm 11,2	45 \pm 7
<i>Axonopus barbigerus</i>	95,0 \pm 6,0	7 \pm 1
<i>Axonopus brasiliensis</i>	3,6 \pm 1,0	36 \pm 11
<i>Ctenium chapadensis</i>	23,0 \pm 6,3	17 \pm 1
<i>Echinolaena inflexa</i>	48,2 \pm 9,1	19 \pm 3
<i>Gymnopogon spicatus</i>	32,2 \pm 14,2	12 \pm 6
<i>Melinis minutiflora</i>	55,0 \pm 12,3	8 \pm 1
<i>Paspalum carinatum</i>	21,2 \pm 7,6	17 \pm 3
<i>Paspalum gardnerianum</i>	9,2 \pm 6,0	17 \pm 2
<i>Paspalum reduncum</i>	55,0 \pm 20,6	10 \pm 1
<i>Paspalum stellatum</i>	68,0 \pm 7,5	10 \pm 1
<i>Paspalum trachycoleon</i>	95,2 \pm 10,2	10 \pm 1
<i>Schizachyrium microstachyum</i>	98,8 \pm 1,9	9 \pm 1
<i>Thrasya glaziouvii</i>	24,7 \pm 1,7	12 \pm 1
<i>Tristachya leiostachya</i>	11,0 \pm 5,8	25 \pm 10

A PCA (Figura 3) mostrou os diferentes padrões de respostas das várias espécies em relação às variáveis selecionadas: germinação, tempo médio de germinação, massa média de 100 sementes cheias e número de sementes cheias por grama. Os dois primeiros componentes (Fator 1 e Fator 2) explicaram 68,5% da variância contida nos dados. As espécies foram agrupadas em três grupos além de *T. leiostachya* e *A. setifolia* que apresentaram estratégias distintas. *T. leiostachya* é caracterizada pela alta massa de suas sementes, baixa quantidade de sementes cheias e germinabilidade. *A. setifolia* apresenta um alto tempo médio de germinação e sementes leves. O primeiro grupo, composto por *A. barbigerus*, *P. reduncum*, *P. stellatum*, *P. trachycoleon* e *S. microstachyum*, apresentou alta germinabilidade e baixo tempo médio de germinação. *M. minutiflora* e *G. spicatus* representam o segundo grupo, com alta quantidade de

sementes férteis e valores intermediários de germinação. O terceiro grupo, representado pelas demais espécies, apresentou valores intermediários em todas as variáveis.

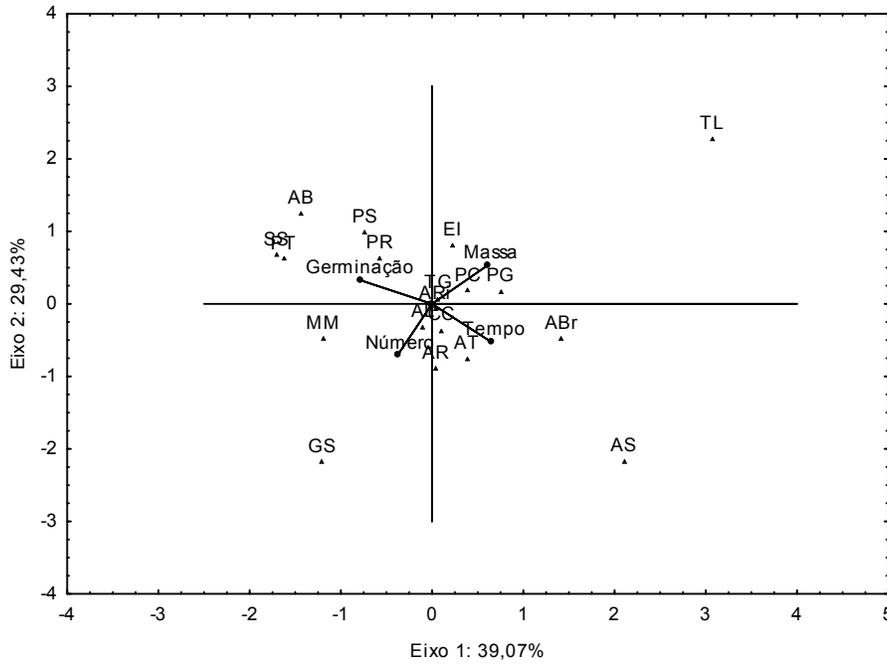


Figura 3. Análise de componentes principais. Dados calculados a partir das variáveis: Germinação, Tempo médio de germinação, massa média de 100 sementes cheias e número de sementes cheias por grama por espécie. As letras correspondem as iniciais das espécies. AL = *Andropogon leucostachyus*, AB = *Axonopus barbigerus*, ABr = *Axonopus brasiliensis*, AR= *Aristida recurvata*, Ari = *Aristida riparia*, AS= *Aristida setifolia*, AT = *Aristida torta*, EI = *Echinochloa inflexa*, GS= *Gymnopogon spicatus*, MM = *Melinis minutiflora*, PC = *Paspalum carinatum*, PG = *Paspalum gardinerianum*, PS = *Paspalum stellatum*, PT = *Paspalum trachycoleon*, SS = *Schizachirium microstachyum*, TG = *Thrasia glaziouvi*, TL = *Tristachya leiostachya*.

A alta produção de sementes férteis, como as registradas para *G. spicatus* (94,2%), *Andropogon leucostachyus*, *Ctenium chapadensis*, *S. microstachyum* e as espécies do gênero *Aristida* (>50%) indica um investimento direcionado para a reprodução sexuada e maior qualidade das sementes. *A. brasiliensis*, *A. barbigerus*, *P. carinatum*, *P. trachycoleon*, *P. reduncum* e *M. minutiflora* apresentaram baixo número de sementes férteis (<20%). No entanto, esta baixa quantidade de sementes férteis como

o apresentado pela espécie invasora, é compensado pela produção de sementes mais leves e em maior quantidade (2820 sementes férteis/g). Para as nativas, o número médio de sementes cheias por grama (Tabela 1) variou de oito para *T. leiostachya* a 5468 para *G. spicatus*. Estes valores podem ser diretamente relacionados a germinação inicial, que embora tenha sido inferior a 50% para 58% das espécies estudadas, incluindo a invasora *M. minutiflora* (Tabela 3), é compensada pelo número de sementes cheias produzidas por grama. A produção de sementes férteis em conjunto com a germinabilidade permite avaliar a quantidade de sementes com potencial para germinar (Tabela 4). Desta forma, algumas espécies passam a ter um maior número de sementes passíveis de se estabelecer. Sabe-se que a invasora *M. minutiflora* é uma espécie com alto número de sementes germináveis (Barger *et al.* 2003; Martins *et al.* 2009). Entretanto, considerando sementes germináveis por grama (Tabela 4) o valor obtido foi de 1551, inferior ao da espécie nativa *G. spicatus* (1761). Em relação às sementes germináveis por grama, as espécies *S. microstachyum* e *P. trachycoleon* também atingem valores próximos, embora inferiores, ao de *M. minutiflora*, no entanto com menor produção quantidade de sementes e maior germinabilidade (Tabela 3). Sendo assim, as características das sementes, sua quantidade e taxa de germinação avaliadas em conjunto atuam como um melhor indicador do sucesso de estabelecimento.

Tabela 4. Número médio de sementes cheias, germinabilidade e sementes potencialmente germináveis de espécies de gramíneas nativas do Cerrado e da invasora *Melinis minutiflora*.

	Sementes cheias /g	Germinabilidade (%)	Germináveis/g
<i>Andropogon leucostachyus</i>	1555 ± 242	27,8 ± 8,2	432
<i>Aristida recurvate</i>	1898 ± 195	48,7 ± 10,2	924
<i>Aristida riparia</i>	858 ± 54	56,7 ± 28,7	486
<i>Aristida setifolia</i>	1624 ± 152	11,2 ± 5,6	182
<i>Aristida torta</i>	1411 ± 78	53,8 ± 11,2	759
<i>Axonopus barbigerus</i>	338 ± 110	95,0 ± 6,0	321
<i>Axonopus brasiliensis</i>	349 ± 61	3,6 ± 1,0	13
<i>Ctenium chapadensis</i>	1517 ± 56	23,0 ± 6,3	349
<i>Echinolaena inflexa</i>	137 ± 12	48,2 ± 9,1	66
<i>Gimnopogon spicatus</i>	5468 ± 172	32,2 ± 14,2	1761
<i>Melinis minutiflora</i>	2820 ± 332	55,0 ± 12,3	1551
<i>Paspalum carinatum</i>	424 ± 85	21,2 ± 7,6	90
<i>Paspalum gardnerianum</i>	324 ± 77	9,2 ± 6,0	30
<i>Paspalum reduncum</i>	594 ± 89	55,0 ± 20,6	327
<i>Paspalum stelatum</i>	272 ± 26	68,0 ± 7,5	185
<i>Paspalum trachycoleon</i>	1307 ± 85	95,2 ± 10,2	1244
<i>Schizachyrium microstachyum</i>	1389 ± 112	98,8 ± 1,9	1372
<i>Thrasia glaziouvii</i>	920 ± 52	24,7 ± 1,7	227
<i>Tristachya leiostachya</i>	8 ± 1	11,0 ± 5,8	1

Além de alta germinabilidade e alta porcentagem de sementes férteis, uma germinação rápida e homogênea reflete uma estratégia de ocupação imediata do espaço (Labouriau, 1983; Borghetti e Ferreira, 2004). *Schizachyrium microstachyum* e *G. spicatus* apresentaram os menores tempos médios de germinação, 9 e 12 dias, respectivamente. *Aristida setifolia* foi a espécie que apresentou o maior tempo médio de germinação (75 dias). O atraso inicial na germinação após a embebição das sementes atua como um mecanismo para evitar germinação após eventos de pouca precipitação o que acarretariam em ressecamento rápido da camada superficial do solo resultando em alta mortalidade das plântulas (Bell *et al.* 1995; Scott *et al.* 2010).

As variáveis estudadas: número de sementes férteis, tempo médio de germinação, massa das sementes e germinação, atuam em conjunto constituindo estratégias distintas para as várias espécies estudadas. Estas estratégias podem ser

evidenciadas pelo PCA, onde é possível observar as variáveis mais atuantes em cada espécie (Figura 1). *Melinis minutiflora* e *G. spicatus* apresentaram características similares, tendendo a uma germinação rápida, com grande número de sementes leves e férteis indicando que entre as espécies estudadas são as que apresentam uma estratégia R (Pianka, 1970), com a alta produção de sementes atuando como um mecanismo compensatório para a alta porcentagem de sementes estéreis ou valores de germinação mais baixos.

Axonopus barbigerus e *S. microstachyum* apresentam um menor número de sementes cheias por grama e, no entanto, maior germinação, indicando maior qualidade das sementes (estratégia K). Estas quatro espécies apresentam germinação rápida (baixo tempo médio de germinação) apesar das estratégias diferenciadas de produção de sementes e germinação, o que pode estar associado as suas estratégias fenológicas. A primeira espécie inicia seu ciclo reprodutivo em janeiro, finalizando a dispersão das sementes até outubro e a segunda inicia a floração no final da estação chuvosa (março) dispersando suas sementes até o início da próxima estação chuvosa em setembro (Almeida 1995; Martins e Leite 1997). Portanto, a dispersão das sementes no início da estação chuvosa e sua rápida germinação caracterizam uma estratégia de rápida ocupação de espaço.

Tristachya leiostachya apresentou uma tendência oposta às demais espécies, isto é, poucas sementes grandes e baixa germinabilidade, o que pode indicar que a reprodução sexuada não é o principal mecanismo de propagação desta espécie, embora não haja informação disponível na literatura que sustente estes dados (França *et al.* 2007). *Aristida setifolia*, apresentou uma quarta estratégia, sementes leves, com uma produção mediana de sementes férteis, baixa germinação e o mais alto tempo médio de

germinação dentre todas as espécies, sugerindo uma germinação distribuída ao longo do período chuvoso (Veenendaal *et al.* 1996b).

O período de um ano de armazenamento resultou em uma redução significativa ($p=0,0127$) na germinabilidade de *A. leucostachyus*, não alterou a germinabilidade de *A. recurvata* ($p=0,112$), *P. stellatum* ($p=0,0511$), *S. microstachyum* ($p=0,2454$) e aumentou entre duas e 10 vezes a germinação das demais espécies (Tabela 5). *Melinis minutiflora* teve sua germinabilidade aumentada em 45%.

Tabela 5. Germinabilidade média e tempo médio de germinação (\pm desvio padrão) para sementes de gramíneas nativas do Cerrado. Experimentos realizados logo após a coleta/beneficiamento e após um e dois anos de armazenamento.

Espécie	Germinação (%)			Tempo médio de germinação (dias)		
	Tempo 0	1 ano	2 anos	Tempo 0	1 ano	2 anos
<i>Andropogon leucostachyus</i>	27,8 \pm 8,2a	2,2 \pm 1,0b	0,7 \pm 0,8b	14 \pm 2a	11 \pm 1b	13 \pm 0a
<i>Aristida recurvata</i>	48,7 \pm 10,2a	65,0 \pm 14,7a	55,7 \pm 3,0a	36 \pm 4a	19 \pm 2b	15 \pm 1b
<i>Aristida riparia</i>	56,7 \pm 28,7ab	73,2 \pm 6,2a	41,0 \pm 6,0b	31 \pm 4a	14 \pm 1b	11 \pm 1b
<i>Aristida torta</i>	53,8 \pm 11,2a	77,7 \pm 14,2b	60,7 \pm 5,5ab	45 \pm 7a	9 \pm 1b	12 \pm 1b
<i>Aristida setifolia</i>	11,2 \pm 5,5a	69,7 \pm 3,0b	19,7 \pm 8,5a	74 \pm 15a	8 \pm 1b	9 \pm 1b
<i>Axonopus brasiliensis</i>	3,6 \pm 1,0a	38,5 \pm 10,7b	3,5 \pm 2,7a	36 \pm 11a	23 \pm 1a	14 \pm 1b
<i>Ctenium chapadense</i>	23,0 \pm 6,3a	85,5 \pm 3,3b	60,8 \pm 12,5c	17 \pm 1a	12 \pm 1b	13 \pm 1b
<i>Echinolaena inflexa</i>	48,2 \pm 9,1a	85,0 \pm 6,5b	21,2 \pm 9,8a	19 \pm 3a	9 \pm 1b	11 \pm 1ab
<i>Gymnopogon spicatus</i>	32,2 \pm 14,2a	93,2 \pm 5,4b	81,5 \pm 10,4b	12 \pm 6a	5 \pm 1b	4 \pm 1b
<i>Melinis minutiflora</i>	55,0 \pm 12,3a	100,0 \pm 14,5b	100,0 \pm 15,5b	8 \pm 1a	5 \pm 1b	10 \pm 0a
<i>Paspalum carinatum</i>	21,2 \pm 7,6a	47,7 \pm 8,7b	28,7 \pm 3,5a	17 \pm 3a	12 \pm 1a	13 \pm 1a
<i>Paspalum gardnerianum</i>	9,2 \pm 6,0a	55,0 \pm 20,0b	11,5 \pm 21,6a	17 \pm 2a	9 \pm 1b	12 \pm 2ab
<i>Paspalum reduncum</i>	55,0 \pm 20,6a	100,0 \pm 22,9b	0c	9 \pm 1a	6 \pm 1 b	---
<i>Paspalum stellatum</i>	68,0 \pm 7,5a	53,7 \pm 8,0ab	25,0 \pm 2,5b	9 \pm 1a	15 \pm 1b	11 \pm 1a
<i>Paspalum trachycoleon</i>	95,2 \pm 10,2a	72,7 \pm 8,0b	42,5 \pm 4,7c	10 \pm 1a	8 \pm 1b	11 \pm 0a
<i>Schizachyrium microstachyum</i>	98,8 \pm 1,9a	81,2 \pm 15,3ab	77,2 \pm 6,6b	9 \pm 1a	8 \pm 1a	7 \pm 0b
<i>Thrasia glaziouvi</i>	24,7 \pm 1,7a	47,2 \pm 8,2b	0c	12 \pm 1a	8 \pm 1b	---
<i>Tristachya leiostachya</i>	11,0 \pm 5,8a	25,0 \pm 7,9b	1,0 \pm 2,2c	25 \pm 10a	10 \pm 2a	14 \pm 0a

*Letras diferentes representam diferenças significativas ($\alpha=0,05$). Comparações nas mesmas colunas.

Após dois anos de armazenamento houve uma diminuição ($p<0,05$) na germinação de *A. setifolia*, *A. riparia*, *A. brasiliensis*, *Echinolaena inflexa* e *T. leiostachya* em relação aos valores obtidos para o período de um ano de armazenamento

(Tabela 4). *Aristida recurvata*, *G. spicatus*, *P. stellatum* e *S. microstachyum* apresentaram valores similares ($p>0,05$) aos obtidos após o primeiro ano de armazenamento. No entanto, *S. microstachyum* apresentou uma germinação menor quando comparada a germinação observada no experimento realizado após a coleta ($p=0,0202$, Tabela 4).

Após o período de um ano de armazenamento, as espécies podem ser divididas em três grupos em relação à germinação: as que apresentaram redução em relação à germinação antes do armazenamento, as que mantiveram valores similares aos anteriores e as que apresentaram um incremento. A redução na germinação pode ter sido consequência da perda de viabilidade após o período de armazenamento, como observado para as espécies *A. leucostachyus* e *P. trachycoleon* e pode representar sementes que germinam imediatamente depois da dispersão, visando reduzir a exposição a fatores como predação (Klink 1996) e patógenos (Melo *et al.* 2004). O aumento na germinação pode ser resultante da quebra de dormência (Carmona *et al.* 1998; Adkins *et al.* 2002; Borghetti e Ferreira 2004). Adkins *et al.* (2002) relatam que, apesar da dormência tegumentar ter um papel importante em dicotiledôneas grande parte das gramíneas de clima quente apresenta dormência embrionária com embriões parcialmente maduros à época da dispersão, necessitando de períodos posteriores de desenvolvimento para que a germinação possa ocorrer. Este tipo de mecanismo está relacionado com a germinação em períodos mais adequados, como por exemplo, espécies que dispersam na estação seca, mantendo suas sementes dormentes até o início da estação chuvosa, favorecendo uma germinação e estabelecimento em condições mais propícias (Bell *et al.* 1995; Veenendall *et al.* 1996 ab; Scott *et al.* 2010). Espécies que não tiveram alteração na germinação apresentam pouca ou nenhuma dormência e são

capazes de manter a viabilidade por maiores períodos de tempo (Zaidan e Carreira, 2008).

A manutenção da viabilidade por períodos maiores que um ano também é importante na escolha de espécies a serem utilizadas para semeadura ou produção de mudas para recuperação de áreas alteradas, tendo em vista que as sementes coletadas nem sempre são utilizadas imediatamente. Sementes que permanecem viáveis por até dois anos também são recomendadas para redução do custo de coleta e beneficiamento, permitindo sua utilização com alto aproveitamento durante maiores intervalos de tempo e também para reduzir os custos em trabalhos que visem revegetação de grandes áreas que serão manejadas em períodos distintos. Entre as espécies que podem ser aproveitadas após o armazenamento, podemos destacar *A. setifolia*, *G. spicatus*, *P. reduncum* e *S. microstachyum*.

Espécies, que apresentam uma redução da viabilidade ao longo de um ou dois anos (Tabela 5) são indicadas para trabalhos que visem manejo imediato ou dentro do período em que as suas sementes ainda apresentem uma germinabilidade alta, de forma a aumentar as chances de sucesso da semeadura e estabelecimento. Embora mantenham a viabilidade quando armazenadas, em campo, as sementes tem a dormência quebrada e ocorre a germinação. As sementes que não germinam estão sujeitas a exposição a patógenos (Melo *et al.* 2004), predação e remoção por formigas (Leal e Oliveira 1998; Leal e Oliveira 2000; Christianini *et al.* 2007). Tais fatores reduzem a viabilidade das sementes, inviabilizando sua permanência no solo resultando, assim, na formação de um banco de sementes transiente.

O armazenamento, de forma geral, acelerou o processo de germinação. Um menor tempo médio de germinação reflete também uma germinação mais homogênea com a maior parte das sementes germinando praticamente ao mesmo tempo. Carmona *et*

al. (1998) constataram que tratamentos como o armazenamento e alternância de temperatura são capazes de reduzir a dormência de algumas espécies nativas do Cerrado. Estes fatores juntamente com a característica de algumas monocotiledôneas do Cerrado, de não formarem um banco de sementes persistente (Andrade e Miranda 2010), indica que a quebra de dormência ocorre dentro do período entre a estação seca e o início da estação chuvosa. Em contraste, uma das características que beneficia o estabelecimento de espécies invasoras como *M. minutiflora* é a capacidade de formar banco de semente persistente, com 90% das sementes viáveis por períodos de três anos e cerca de 40% das sementes viáveis por até oito anos (Carmona e Martins 2010).

5.3. Alocação inicial de biomassa

A razão entre a biomassa de raiz e a biomassa da parte aérea estimada ao final de 90 dias de crescimento em casa de vegetação indica estratégias distintas entre as espécies: *E. inflexa*, *G. spicatus*, *P. reduncum*, *Thrasya glaziouvii* e *M. minutiflora* apresentaram maior investimento em biomassa aérea (Figuras 4 e 5), enquanto que *A. barbigerus*, *A. recurvata* e *A. torta* apresentaram maior investimento em raízes. As demais espécies não mostraram uma tendência clara na alocação de recursos (Figura 4).

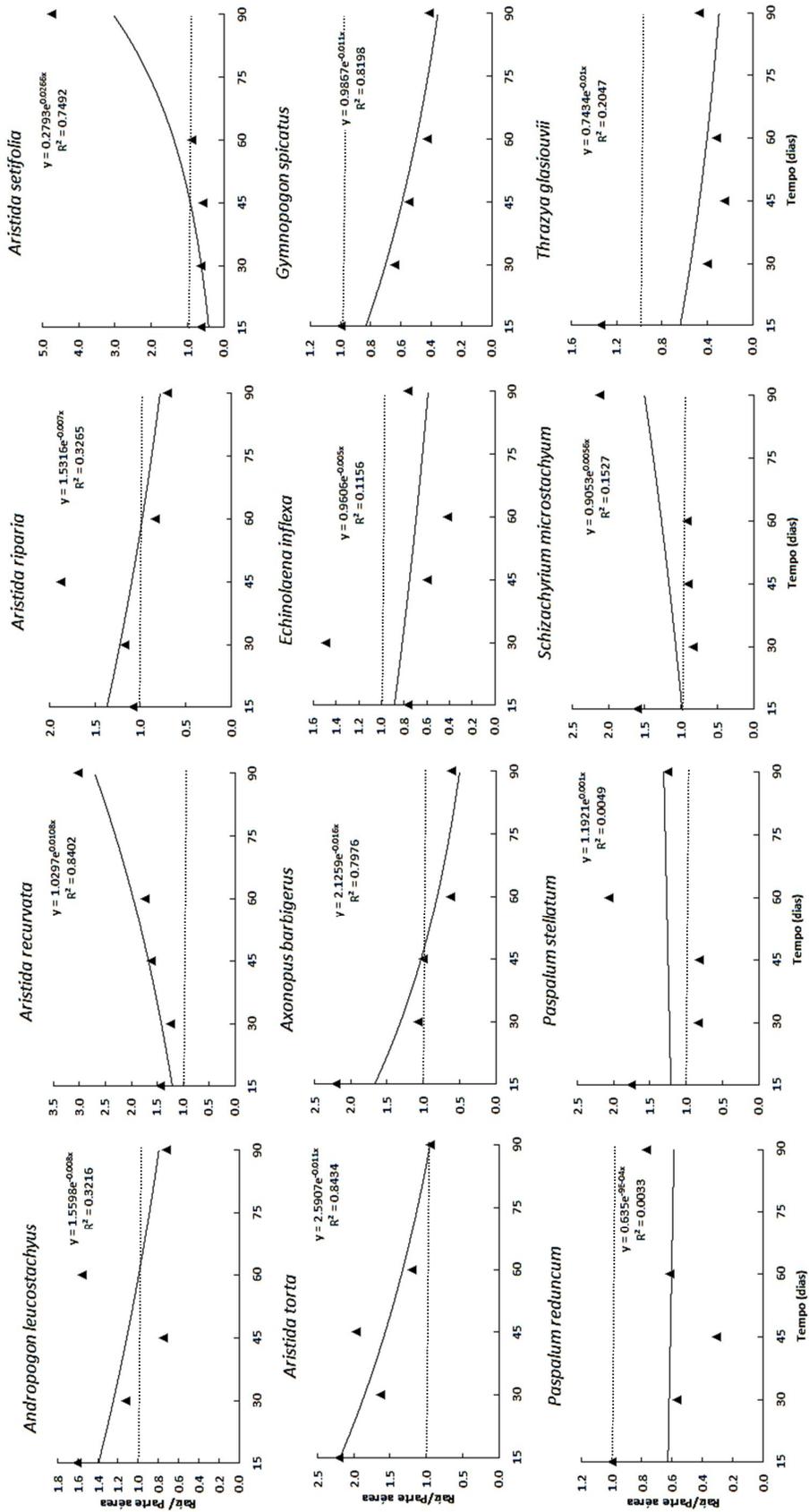


Figura 4. Razão raiz/parte aérea ao longo de 90 dias, para 12 espécies gramíneas nativas do Cerrado.

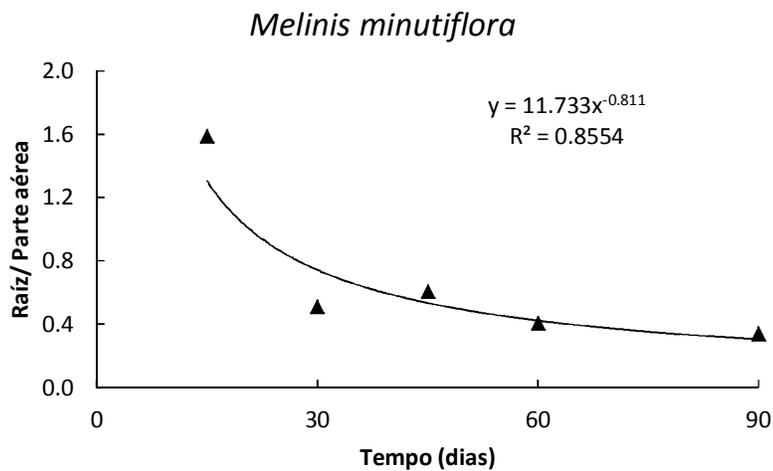


Figura 5. Razão raiz/parte aérea de *Melinis minutiflora* ao longo de 90 dias.

Para as espécies estudadas, podemos destacar três estratégias distintas na alocação de recursos: espécies com maior biomassa aérea; maior biomassa radicular e alocação indiferente de recursos. Considerando-se que estas espécies podem ocorrer nas mesmas comunidades, o padrão de alocação de recursos pode estar mais relacionado às suas fenologias e características das sementes. Stenaiker *et al.* (2010), observaram que para gramíneas no sul do Canadá, existe uma diferença temporal na alocação de biomassa. De forma geral, estas espécies possuem um investimento prioritário em biomassa aérea e depois de 2 a 4 semanas a alocação passa a ser majoritariamente radicular. Padrão semelhante foi observado para cinco das 13 espécies estudadas, incluindo a invasora, três espécies apresentaram alocação de biomassa prioritária na parte radicular e as demais apresentaram alocação indiferenciada. O maior investimento inicial na produção de biomassa aérea pode estar voltado para evitar competição inicial por luz. Outros estudos mostram que, embora a competição por luz afete o estabelecimento e desenvolvimento de novos indivíduos, a competição das raízes, intra ou interespecífica, também possui um papel efetivo nas gramíneas, pois a competição

radicular envolve água e os nutrientes essenciais para a nutrição vegetal (Snaydon e Howe 1986; Silva e Castro 1989; Casper e Jackson 1997).

Os resultados de germinação em conjunto com as características das sementes, como a massa das sementes, por exemplo, são fundamentais para elucidar mecanismos de estabelecimento. Diversos estudos mostram que sementes com maior massa apresentam plântulas com maior vigor e capacidade de sobreviver por mais tempo em condições adversas devido à maior quantidade de reservas e nutrientes presentes na semente (Sasaki *et al.* 1999; Henery e Westoby 2001; Moles *et al.* 2005; Moles *et al.* 2007). Por outro lado, sementes mais leves apresentam plântulas com menor sobrevivência e crescimento mais rápido (Henery e Westoby 2001; Moles *et al.* 2005; Moles *et al.* 2007) como *G. spicatus* que apresentou um alto número de sementes germináveis com pouca massa. Esta é uma espécie de crescimento rápido, com pouca biomassa, que floresce e dispersa em menos de um ano morrendo após a dispersão (observação em campo), justificando assim o baixo investimento radicular e a ampla alocação de recursos na parte aérea e produção de sementes. Estes dados mostram que a semeadura direta e a seleção de espécies com grande produção de sementes e altas taxas de germinação, tais como *A. riparia*, *A. barbigerus*, *G. spicatus*, *P. stellatum* e *S. microstachyum*, pode auxiliar e/ou ser utilizada como forma de manejo complementar para a recuperação de áreas degradadas sem a utilização de espécies exóticas. Espécies que apresentaram uma germinabilidade inicial baixa como *A. leucostachyus*, ainda assim, podem ser consideradas, para manter ou aumentar a diversidade local.

5.3. Gradiente de densidade

Com os dados obtidos com a caracterização das sementes, ensaios de germinação e nas observações de crescimento em casa de vegetação, foram selecionadas

três espécies nativas para os experimentos de competição em campo: *Axonopus barbigerus*, *Paspalum stellatum* e *Schizachyrium microstachyum*. As espécies foram selecionadas devido à alta porcentagem de sementes férteis, alta germinação, padrão de alocação de recursos, rápida floração e durabilidade das sementes. Após 30 dias de cultivo das mudas em casa de vegetação, apenas *P. stellatum* produziu o número de plântulas suficientes para a realização dos experimentos sendo, portanto, a única espécie nativa utilizada.

Ao final de seis meses de observação (agosto de 2011) o número médio de perfilhos nas plântulas de *P. stellatum* foi três, não diferindo significativamente entre os tratamentos. O número médio de folhas também não apresentou diferenças entre os tratamentos e variou de nove folhas por indivíduo (P100%) a 10 (P33%). As médias de área basal foram de 6,3 mm² (P50%) a 18,1 mm² (P33%) sem, no entanto, apresentar diferenças estatísticas. Apenas o comprimento das plântulas apresentou, no sexto mês de observação, diferença significativa entre os tratamentos (F=4,90; p=0,032). Plântulas de *P. stellatum* no tratamento P50% apresentaram comprimento médio (135,6 mm) significativamente maior que as plântulas do tratamento P100% (93,1 mm – p=0,032) e P66% (85,8 mm – p=0,004).

A mesma análise foi realizada para os dados obtidos no décimo sexto mês de observação (novembro de 2012) e houve diferença significativa no comprimento (F=4,92; p=0,008) e na área basal (F=7,44; p=0,001) entre os tratamentos. O comprimento médio variou de 372,3 mm (P100%) a 494,9 mm (P33%). As plântulas do tratamento P100% apresentaram o comprimento médio de 372,3 mm, tamanho significativamente menor (p=0,006) em relação às plântulas do tratamento P66% (427,4 mm - Figura 6). A área basal das plântulas apresentou variação significativa de

1136,3 mm² (P100%) a 1950,3 mm² (P50%), havendo diferenças significativas entre os diversos tratamentos conforme mostra a Tabela 6.

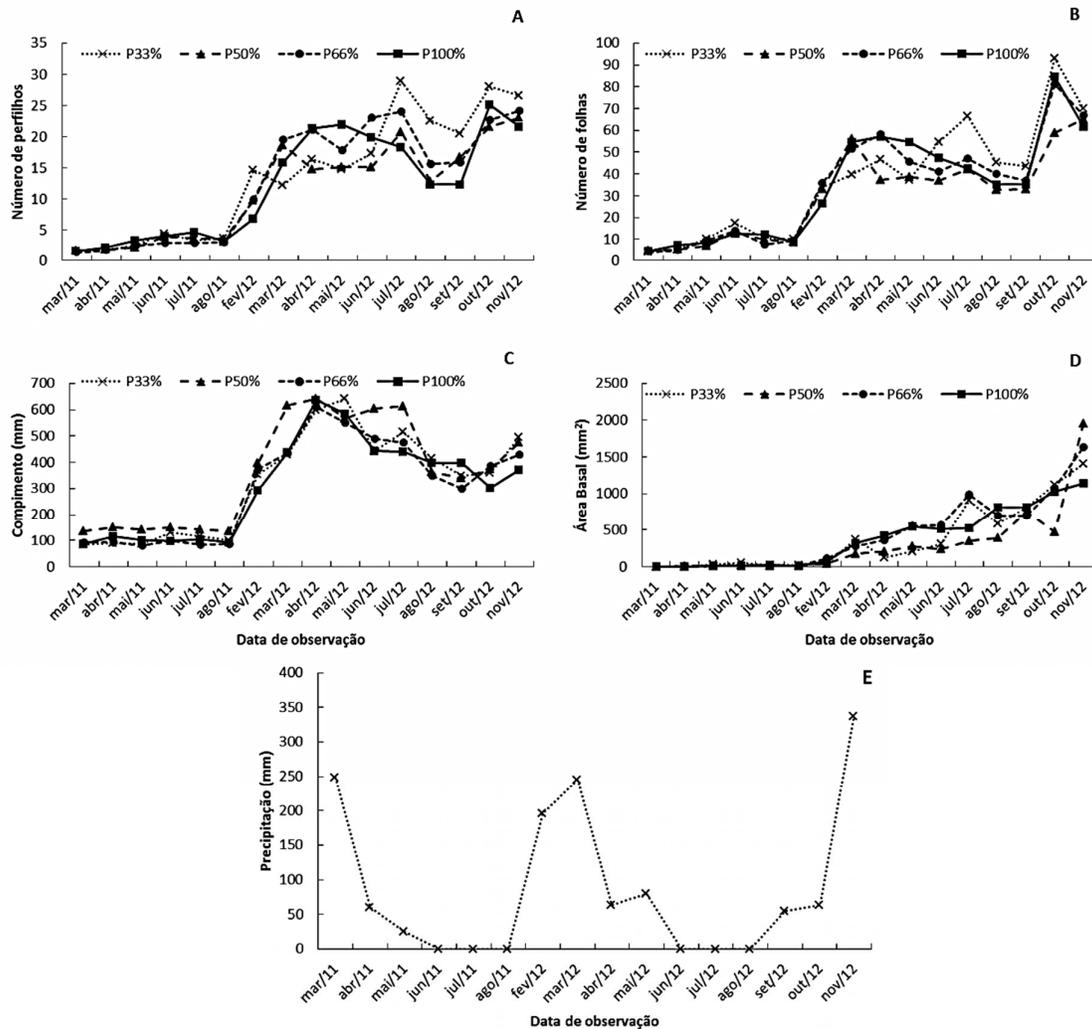


Figura 6. Número médio de perfilhos (A), número médio de folhas (B), comprimento médio (C), área basal média (D) em plântulas de *Paspalum stellatum* e precipitação total (E) ao longo de dezesseis observações mensais. As diferentes curvas correspondem aos quatro tratamentos: P33%= quatro indivíduos de *Paspalum stellatum* e oito de *Melinis minutiflora*, P50%= seis indivíduos de cada espécie, P66% = oito indivíduos de *Paspalum stellatum* e quatro de *Melinis minutiflora*, P100%= 12 indivíduos de *Paspalum stellatum*. Total de três sub-parcelas por tratamento com 12 indivíduos em cada. A observação de agosto de 2011 corresponde a última observação antes da passagem do fogo em setembro de 2011. As observações (7^a em diante) foram retomadas em fevereiro de 2012 e prosseguiram até novembro.

Tabela 6- Valores de p para as comparações de área basal de plântulas de *Paspalum stellatum* plantadas em conjunto com *Melinis minutiflora* em diferentes densidades: P33%= quatro indivíduos de *Paspalum stellatum* e oito de *Melinis minutiflora*, P50%= seis indivíduos de cada espécie, P66% = oito indivíduos de *Paspalum stellatum* e quatro de *Melinis minutiflora*, P100%= 12 indivíduos de *Paspalum stellatum*. Total de três sub-parcelas por tratamento com 12 indivíduos em cada. Análise por meio de Anova e Tukey *a posteriori* ($\alpha=0,05$).

Tratamentos		Valor de p
P50%	P100%	0,032
P50%	P33%	0,741
P50%	P66%	0,031
P100%	P33%	0,002
P100%	P66%	0,933
P33%	P66%	0,003

Ao final de seis meses apenas o comprimento dos indivíduos de *P. stellatum* apresentou diferenças significativas entre os tratamentos, com o menor valor observado na sub-parcela onde não havia associação da espécie nativa com a invasora (P100%). Padrão similar foi observado ao final do décimo sexto mês onde, de forma geral, as plântulas na sub-parcela sem associação apresentaram variáveis com valores inferiores as plântulas dos demais tratamentos. Os resultados podem indicar maior competição intra-específica para esta espécie ou que a ausência de um competidor com uma parte aérea mais densa, como *Melinis minutiflora*, não ocasiona o investimento prioritário no crescimento da parte aérea (plasticidade fenotípica) devido a não ocorrência de sombreamento intenso. Em ambientes heterogêneos, além da competição entre duas espécies, as dinâmicas competitivas estão também sujeitas a colonização e extinção local e estocástica (Wang *et al.* 2002). A competição como um regulador do tamanho populacional (intra-específica) determina a distribuição espacial de diferentes

populações conforme a disponibilidade e eficiência no uso dos recursos (Wilson e Shay 1990; Pivello *et al.* 1999a; Ricklefs 2003; Silva e Haridassan 2007). Tilman *et al.* (1996) relatam que, em experimentos controlados de pequena escala, áreas com maior diversidade tendem a apresentar maior produtividade devido à complementaridade de nicho e uso diversificado de recursos pelas espécies. Em uma interação competitiva interespecífica é possível que uma das duas espécies seja excluída da área desde que um dos competidores seja mais apto e o recurso seja limitante para ambas as espécies. Caso ambas possuam capacidade competitiva similar e o recurso seja abundante existe a possibilidade da coexistência (Gurevitch 1986; Gurevitch *et al.* 2002). Pivello *et al.* (1999a) em estudo na reserva ecológica Cerrado Pé-de-Gigante (SP), apontam *Melinis minutiflora* como tendo o maior índice de dominância relativa (58,6%) e valor de importância (43,0%) do que outras 12 espécies de gramíneas invasoras e nativas. Apesar de o capim-gordura conseguir excluir outras gramíneas das áreas invadidas, o mesmo não acontece para *Echinochloa polystachya* mesmo esta apresentando baixa dominância relativa (2,2%), baixo valor de importância de (2,4% - Pivello *et al.* 1999ab) e uso de recursos sendo similar entre a exótica e as espécies nativas (Silva e Haridassan 2007). Estes fatores levam a crer que espécies nativas são capazes de coexistir com a invasora, sendo indicadas para possível uso em manejo de áreas invadidas.

Em agosto de 2011 não foram observadas diferenças significativas entre a mortalidade da parte aérea nas plântulas dos diferentes tratamentos ($H=0,97$; $p=0,086$). No entanto, em novembro de 2012 o tratamento P100% apresentou 75% de mortalidade, significativamente maior ($H=3,97$; $p=0,046$) do registrado para o tratamento P33%, com 40% (Figura 7). Foram considerados mortos os indivíduos que não rebrotaram após a estação chuvosa de 2011/2012.

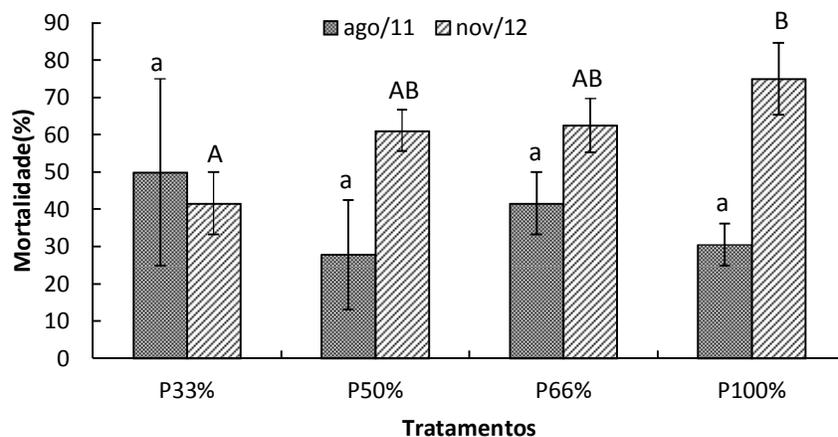


Figura 7. Mortalidade média (\pm ep) da parte aérea de plântulas de *Paspalum stellatum* em associação com plântulas de *Melinis minutiflora* com tratamentos distintos: P33%= quatro indivíduos de *Paspalum stellatum* e oito de *Melinis minutiflora*, P50%= seis indivíduos de cada espécie, P66% = oito indivíduos de *Paspalum stellatum* e quatro de *Melinis minutiflora*, P100%= 12 indivíduos de *Paspalum stellatum*, P100%= 12 indivíduos de *Paspalum stellatum*. Total de três sub-parcelas por tratamento com 12 indivíduos em cada. Observações em agosto de 2011, antes do fogo de setembro de 2011 (mortalidade da parte aérea), e em novembro de 2012 (mortalidade do indivíduo).

A mortalidade da parte aérea antes da passagem do fogo está intimamente relacionada com o estabelecimento da estação seca onde grande parte das gramíneas nativas apresenta dormência da parte aérea. Ao final da observação, as plântulas do tratamento P100% foram as que apresentaram maior mortalidade. A maior competição intra-específica pode ter afetado a capacidade de rebrota dos indivíduos já fragilizados na estação anterior. Desta maneira, após a passagem do fogo os indivíduos que rebrotaram não tiveram vigor necessário ou a rebrota não ocorreu.

O fogo pode causar danos diretos aos meristemas basais de gramíneas, impossibilitando a rebrota da parte aérea e/ou causando a morte dos indivíduos (Baruch e Bilbao 1999; D'Antonio *et al.* 2001). Silva e Castro (1989) relatam que para indivíduos de *Andropogon semiberbis*, que possuem os meristemas geralmente localizados a três centímetros do solo, a passagem do fogo e a permanência de altas

temperaturas próximas ao solo é suficiente para danificar os meristemas basais causando a morte dos indivíduos. Indivíduos menores, com menor número de perfilhos, são mais suscetíveis aos efeitos diretos do fogo apresentando, de forma geral, uma mortalidade maior que indivíduos adultos com órgãos de rebrotas e estruturas protetoras plenamente desenvolvidas (Silva *et al.* 1990). Embora os danos causados pelo fogo possam afetar pontualmente a população, algumas espécies apresentam mecanismos que permitem a sobrevivência continuada dos indivíduos ou perpetuação da população, seja por meio de bancos de sementes no solo ou órgãos de rebrota adaptados a incêndios frequentes (Scott *et al.* 2010).

Em abril de 2011, o tratamento P50% apresentou um indivíduo florido. Este indivíduo permaneceu florido até agosto, quando foram observados outros dois indivíduos floridos no tratamento P33%. Em 2012, todos os tratamentos apresentaram indivíduos em flor. A floração foi observada de março a setembro, conforme mostrado na Figura 8. O pico de floração ocorreu no mês de maio e apenas o tratamento P100% apresentou indivíduos floridos após julho. Quando cultivadas em casa de vegetação, foi observada floração dos indivíduos de *Paspalum stelatum* com até um ano de idade, em campo foi observada a floração de apenas um indivíduo no primeiro ano. Com a passagem do fogo grande parte dos indivíduos floriu na estação chuvosa seguinte, período que coincide com a floração de *P. stellatum* relatada na literatura (Almeida 1995; Martins e Leite 1997). Alguns estudos (Coutinho 1976; Parron e Hay 1997; Munhoz e Felfili 2005, 2006), relatam que a passagem do fogo estimula a floração de várias espécies do estrato herbáceo no Cerrado. De acordo com Munhoz e Felfilli (2005), *Paspalum stelatum* floresceu dois meses após queimada em área de campo sujo, o que não ocorreu neste estudo. Esta estratégia indica dispersão e rápida ocupação do espaço após distúrbio e disponibilização de recursos. O tratamento P100% apresentou

comportamento divergente dos demais tratamentos com indivíduos florindo posteriormente. Se a floração atrasada for considerada como um padrão onde a competição intra-específica é intensa, pode ocorrer dispersão das sementes em época inadequada afetando o recrutamento de novos indivíduos e conseqüentemente a capacidade de regeneração natural da espécie. Além disso, as sementes dispersas com atraso em relação ao início da estação chuvosa podem não ter tempo suficiente para a quebra da dormência, acarretando em germinação posterior que inviabilizaria o estabelecimento dos indivíduos jovens durante a próxima estação seca. Por outro lado, com o atraso na floração o período de dispersão é prolongado, favorecendo pulsos de germinação que podem evitar a perda da maior parte das sementes em casos de eventos estocásticos, favorecendo a propagação sexuada (Veneendal *et al.*1996b).

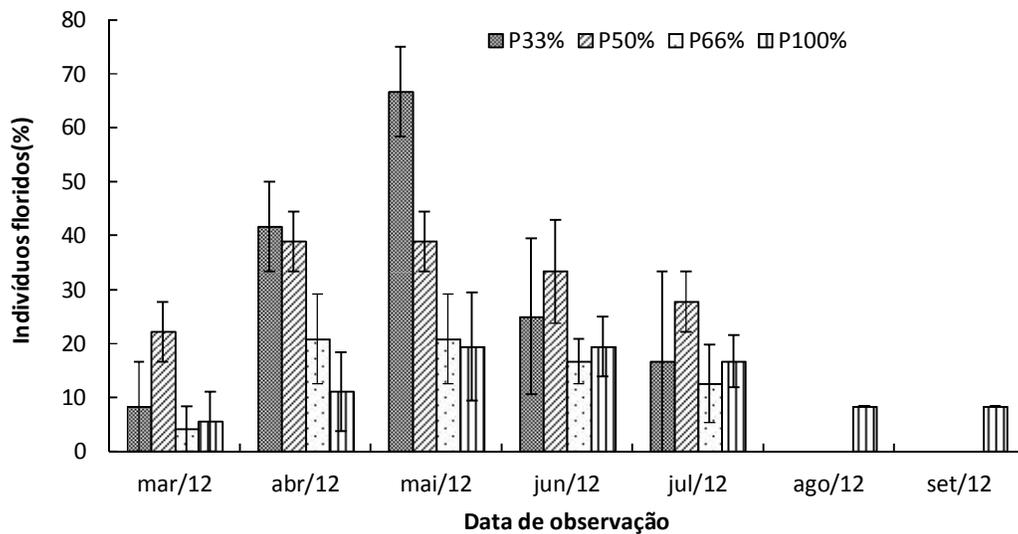


Figura 8. Porcentagem média (\pm ep) de indivíduos de *Paspalum stellatum* floridos nos diferentes tratamentos de associação com plântulas de *Melinis minutiflora*. P33%= quatro indivíduos de *Paspalum stellatum* e oito de *Melinis minutiflora*, P50%= seis indivíduos de cada espécie, P66% = oito indivíduos de *Paspalum stellatum* e quatro de *Melinis minutiflora*, P100%= 12 indivíduos de *Paspalum stellatum*. Total de três sub-parcelas por tratamento com 12 indivíduos em cada.

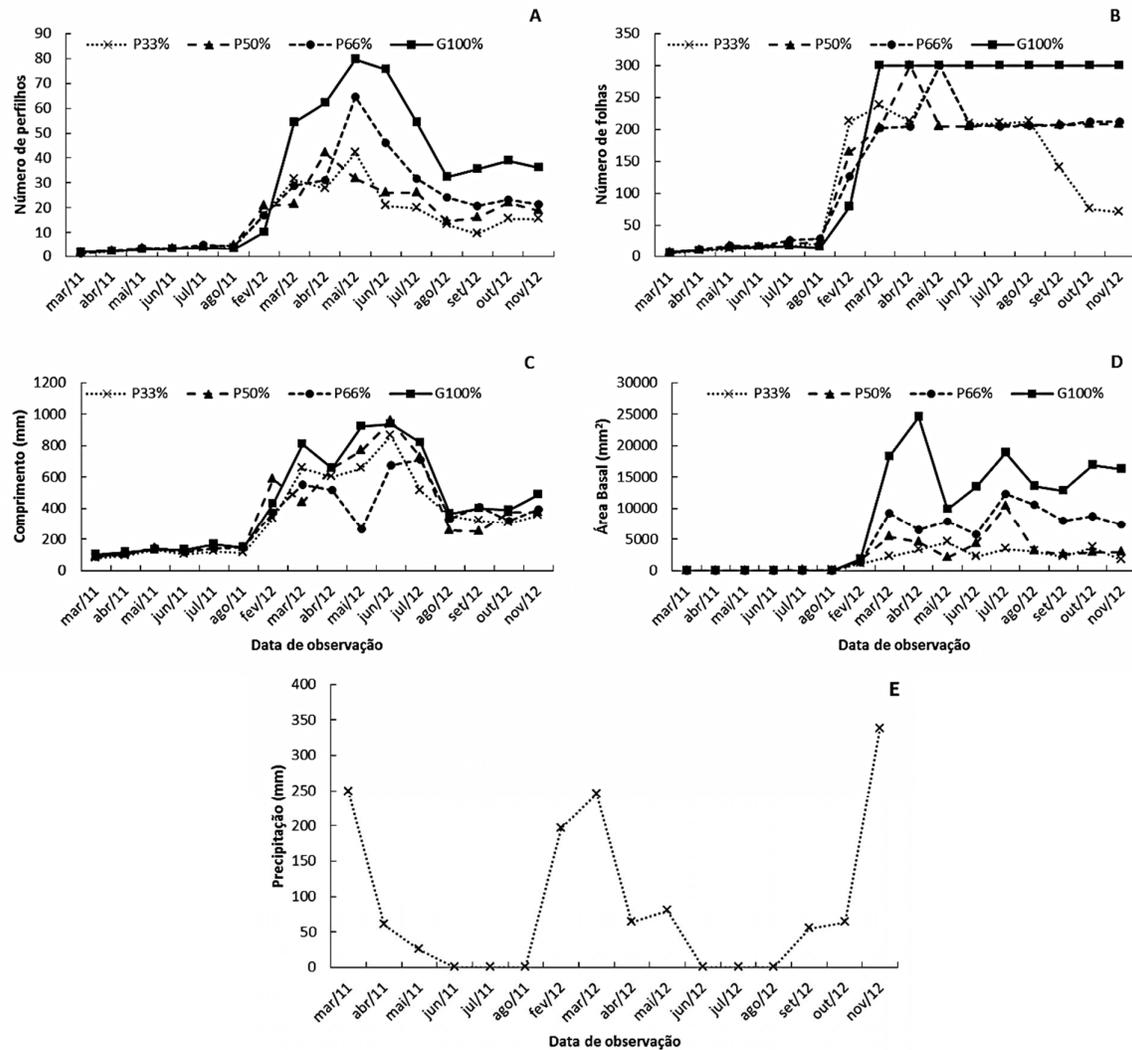
Para plântulas de capim-gordura foram observadas, em agosto de 2011, diferenças significativas entre os tratamentos no número médio de folhas ($F=7,11$; $p=0,001$) e na área basal ($F=3,39$; $p=0,025$). O número médio de folhas observado foi de 14 (G100%), 22 (P33%), 23 (P50%) e 29 em (P66%). As diferenças estatísticas entre os tratamentos podem ser observadas na Tabela 7. O tratamento G100% (12 indivíduos de *M. minutiflora*) foi o que apresentou o menor número de folhas diferindo significativamente dos dois tratamentos onde *M. minutiflora* se encontra em menor concentração P50% e P66% (Tabela 2). A área basal variou de 24,1 mm² (G100%) a 71,9 mm² (P33%) e foram observadas diferenças significativas ($p=0,036$) apenas entre os tratamentos G100% e P50% (44,20 mm²). O número médio de perfilhos variou entre três e cinco em todos os tratamentos. Para o comprimento médio, os valores variaram de 114,7 mm (P33%) a 150,1 mm (G100%) sem diferenças significativas entre os tratamentos (Figura 9).

Tabela 7- Valores de p para as comparações de número médio de folhas de plântulas de *Melinis minutiflora* plantadas em conjunto com *Paspalum stellatum* em diferentes densidades: P33%= quatro indivíduos de *P. stellatum* e oito de *M. minutiflora*, P50%= seis indivíduos de cada espécie, P66% = oito indivíduos de *P. stellatum* e quatro de *M. minutiflora*, P100%= 12 indivíduos de *P. stellatum*. Total de três sub-parcelas por tratamento com 12 indivíduos em cada. Análise por meio de Anova e Tukey *a posteriori* ($\alpha=0,05$).

Tratamentos		Valor de p
G100%	P33%	1,000
G100%	P50%	0.020
G100%	P66%	0.003
P33%	P50%	0.044
P33%	P66%	0.008
P50%	P66%	0.900

Ao final do experimento, em novembro de 2012, foram observadas diferenças significativas na variável perfilhos ($F=11,24$; $p=0,003$) e na área basal ($F=11,43$;

$p=0,009$). O número médio de perfilhos foi maior no tratamento G100% (36 perfilhos) e diferiu significativamente de P33% ($p=0,006$), P50% ($p=0,03$) e de P66% ($p=0,015$) com o número médio de 15,19 e 21 perfilhos por indivíduo, respectivamente. Para a área basal, os valores obtidos foram de $16540,9 \text{ mm}^2$ (G100%), $1670,6 \text{ mm}^2$ (P33%), $2965,2 \text{ mm}^2$ (P50%) e $7391,3 \text{ mm}^2$ (P66%). Foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos G100% e P33% ($p=0,023$) e entre G100% e P50% ($p=0,024$). Em relação ao número médio de folhas não foram encontradas diferenças significativas. Quando o número médio de folhas era alto a ponto de impossibilitar a contagem foi estabelecido um número arbitrário de 300 folhas por indivíduo. Este foi o maior valor obtido sem que houvesse repetição e confusão entre folhas e perfilhos já contabilizados. Desta forma, o número médio de folhas ao final das observações variou de 71 em (P33%) a mais de 300 em (G100%). O comprimento dos indivíduos de *M. minutiflora* também não apresentou diferença significativa entre os tratamentos ao final do experimento e variou de 490,3 mm (G100%) a 353,8 mm (P33%) com valor médio de 403,8 mm.



De forma geral, *M. minutiflora* apresentou maior competição intra-específica nos primeiros seis meses de observação com os indivíduos nos tratamentos sem associação apresentando valores inferiores nas variáveis estudadas em relação aos demais tratamentos. Ao final do experimento, os indivíduos do tratamento G100% apresentaram melhor desempenho contrariando a tendência inicial, possivelmente resultante da passagem do fogo. Alguns meses após a rebrota pós-fogo os indivíduos em G100% atingiram tamanho que impossibilitou individualizar as plântulas iniciais possivelmente em função da rápida reposição de biomassa (devido à disponibilização de nutrientes depositados no solo através da cinza) causando sobreposição espacial dos indivíduos e/ou resultando na sobrevivência de apenas um indivíduo por sub-parcela neste tratamento. Em ambos os casos o resultado prático é a presença de apenas um indivíduo de grande porte nas parcelas e, desta forma, existe ausência de competição intra-específica o que possibilita maior desenvolvimento da planta (Gurevitch *et al.* 2002; Wang *et al.* 2002; Shulze *et al.* 2005).

Em agosto de 2011, não foram observadas diferenças significativas entre a mortalidade da parte aérea nas plântulas de *M. minutiflora* nos diferentes tratamentos, variando de 20% a 40% dos indivíduos que apresentaram a parte aérea ausente ou completamente seca. Em novembro 2012, a mortalidade dos indivíduos variou entre 80% e 91% e, novamente, não foram encontradas diferenças significativas entre os tratamentos (Figura 10). Marinho (dados não publicados) relata que o fogo pode resultar na morte de 22% a 28% dos indivíduos de *M. minutiflora* com área basal entre 28 cm² e 334 cm². As plântulas que sobreviveram ao final do experimento apresentavam área basal menor ou próxima ao range observado pelo autor. Desta forma, a alta mortalidade encontrada neste trabalho pode ter sido decorrente do tamanho menor dos indivíduos. D'Antonio *et al.* (2001) reportam mortalidade pós-queima entre 70% e 100%, dados

que coincidem com a faixa de mortalidade observada para *M. minutiflora* e podem confirmar a hipótese de que indivíduos menores são mais suscetíveis aos efeitos diretos da passagem do fogo. A mortalidade devido ao fogo também pode ter sido agravada com os diferentes regimes de competição das plântulas antes da passagem do fogo gerando valores superiores a 80% em todos os tratamentos.

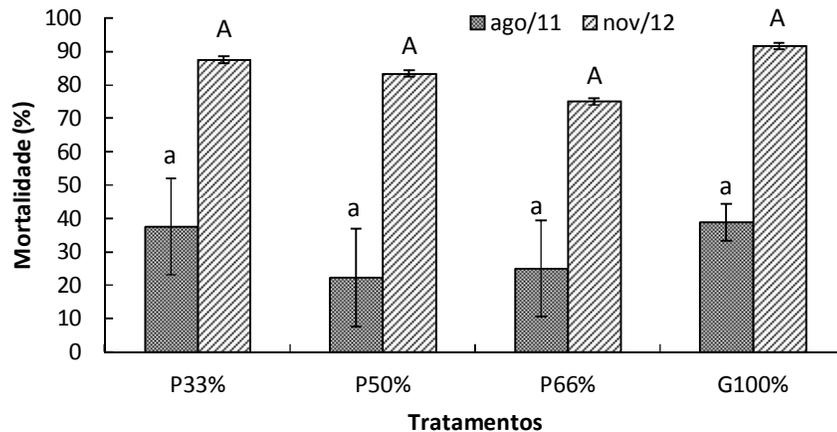


Figura 10. Mortalidade média (\pm ep) da parte aérea de plântulas de *Melinis minutiflora* em associação com plântulas de *Paspalum stellatum* em tratamentos distintos: P33%= quatro indivíduos de *Paspalum stellatum* e oito de *M. minutiflora*, P50%= seis indivíduos de cada espécie, P66% = oito indivíduos de *P. stellatum* e quatro de *M. minutiflora*, G100%= 12 indivíduos de *M. minutiflora*. Total de três sub-parcelas por tratamento com 12 indivíduos em cada. Observações em agosto de 2011 (mortalidade da parte aérea) antes do fogo, em setembro de 2011, e em novembro de 2012 (mortalidade dos indivíduos).

A floração dos indivíduos de *M. minutiflora* teve início em maio de 2011 e até agosto haviam indivíduos floridos. O tratamento P66% apresentou floração atrasada com início apenas em julho. Em 2012, todos os tratamentos apresentaram indivíduos em flor. A floração foi observada de maio a julho (Figura 11) e o tratamento P33% apresentou indivíduos floridos apenas a partir de junho. Tanto a espécie nativa quanto *M. minutiflora* não apresentaram floração imediata após a passagem do fogo. Não foi possível encontrar nenhum estudo na literatura que relate dados diferentes dos

observados neste trabalho para a floração de *M. minutiflora*. Este fato é extremamente importante uma vez que, apesar da espécie nativa estudada também não ter apresentado floração antecipada (logo após a passagem do fogo independentemente do ciclo fenológico habitual), parte das espécies nativas de estrato herbáceo florescem após o fogo (Munhoz e Felfili 2006) favorecendo uma rápida ocupação do espaço, momentaneamente rico em nutrientes e livre de barreiras físicas. Uma vez que o capim- gordura não é tolerante ao fogo e apresenta recuperação de biomassa e número de perfilhos prejudicada (Klink, 1994), a floração antecipada das nativas associada ao estímulo de produção de biomassa e rebrota de algumas espécies é importante para a recuperação, mesmo que parcial, da área (Miranda e Klink 1996; Murakami e Klink 1996).

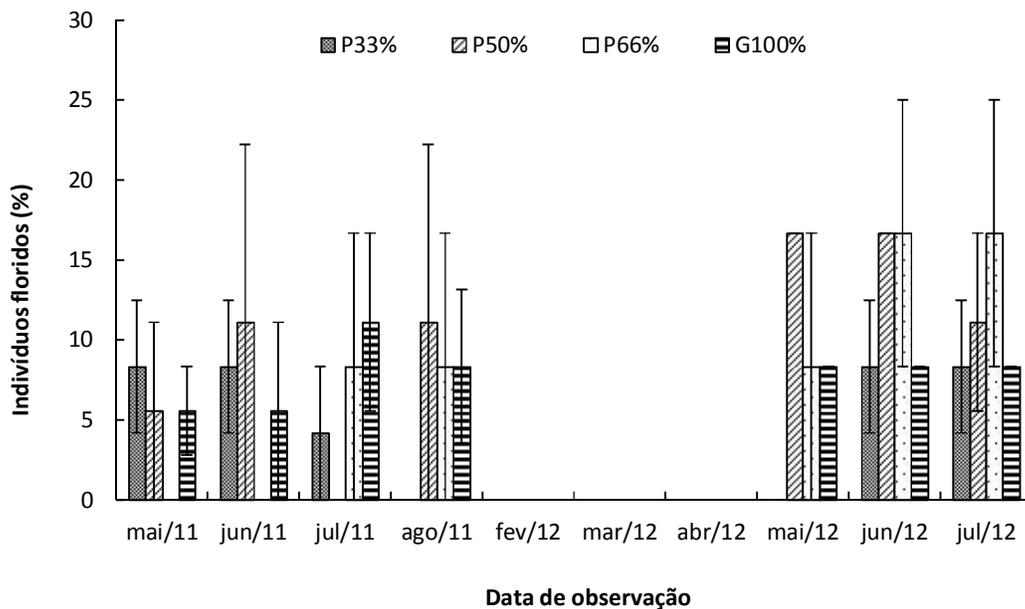


Figura 11. Porcentagem média (\pm ep) de indivíduos de *Melinis minutiflora* floridos nos diferentes tratamentos nos diferentes tratamentos de associação com plântulas de *Paspalum stellatum*. P33%= quatro indivíduos de *Paspalum stellatum* e oito de *Melinis minutiflora*, P50%= seis indivíduos de cada espécie, P66% = oito indivíduos de *Paspalum stellatum* e quatro de *Melinis minutiflora*, G100%= 12 indivíduos de *Melinis minutiflora*. Total de três sub-parcelas por tratamento com 12 indivíduos em cada.

Ao final de seis meses de observação (agosto de 2011), quando comparadas as mesmas densidades de plantas para as duas espécies, para os tratamentos sem associação (G100% e P100%) o número médio de perfilhos nas plântulas foi similar para as duas espécies (3). A espécie exótica apresentou maior número médio de folhas (14), comprimento médio (150,1mm) e área basal média (24,1mm²) que a nativa (9 folhas; 93,1 mm; 9,6 mm²). Para o tratamento P50%, onde cada uma das espécies apresentava seis plântulas por sub-parcela, os número médios de perfilhos e comprimento médio foram similares entre *M. minutiflora* (cinco perfilhos e 147,7 mm) e *P. stellatum* (quatro perfilhos e 135,6 mm). Ainda neste tratamento, a espécie exótica apresentou valores superiores para número médio de folhas (23) e área basal média (44,2 mm²) em relação a *P. stellatum* (9 folhas e 6,4 mm²).

No décimo sexto mês de observação (novembro de 2012), para G100% e P100%, *Melinis minutiflora* apresentou valores mais altos para todas as variáveis quando comparadas a *P. stellatum*. A espécie exótica apresentou maior número médio de folhas por indivíduos em todos os tratamentos, com valores similares a espécie nativa no tratamento P33% e sua área basal foi maior em todos os tratamentos. O número de perfilhos e comprimento médio foram maiores para *P. stellatum* em todos os outros tratamentos com competição inter-específica (P50%, P66% e P33%).

Ambas as espécies apresentaram melhor desempenho quando associadas. Como mencionado anteriormente, a competição é menos intensa quando as espécies têm necessidades nutricionais e uso de recursos diferentes; e mais intensa quando existe uma maior sobreposição de nichos e uso dos recursos (Levine *et al.* 2003; Stachowicz e Tilman 2005). Silva e Haridasan (2007) encontraram diferenças significativas na produção de biomassa viva entre o capim-gordura e gramíneas nativas e ainda relatam maior eficiência desta gramínea na realocação de Nitrogênio antes da senescência do

que para as gramíneas nativas. Os mesmos autores observaram que, de forma geral, tanto a espécie invasora como as espécies nativas não apresentaram diferenças significativas no uso e incorporação de nutrientes. A similaridade no uso dos nutrientes pode refletir também na diferença de produção de biomassa entre *M. minutiflora* e de gramíneas nativas. Hoffmann e Haridasan (2008) observaram, em estudos de campo, que parcelas dominadas por capim-gordura possuíam até 147% mais de biomassa do que parcelas contendo somente gramíneas nativas. Miranda *et al.* (2011) reportam que em área de campo sujo invadida por *M. minutiflora* e manejada com corte anual, a 7 cm do solo, a biomassa das inflorescências da espécie exótica representa 14% de sua biomassa total, confirmando os dados obtidos por Martins (2006), que relata um incremento de biomassa no período reprodutivo. Em acordo com os estudos acima citados, Silva e Haridassan (2007) também observaram diferenças na biomassa de *M. minutiflora* e espécies nativas, no período de floração e produção de sementes.

Possivelmente, as características estruturais das espécies estudadas, assim como sua arquitetura, sejam mais significativas para a competição uma vez que o uso de recursos é similar entre as gramíneas nativas e *M. minutiflora* (Silva e Haridasan 2007). *Paspalum stellatum* apresentou maior comprimento e número de perfilhos em todos os tratamentos com associação e *M. minutiflora* apresentou maior área basal e número médio de folhas. Estas características refletem estratégias competitivas distintas. A espécie nativa apresenta a parte aérea ereta lhe permitindo sair em menor tempo do estrato rasteiro diminuindo a competição por luz, enquanto a espécie exótica apresenta-se mais espalhada ocupando mais espaço e limitando o uso de recursos do solo. A grande produção de folhas gera uma camada que pode atuar como uma barreira, impedindo a chegada de sementes no solo e prejudicando o recrutamento de novos indivíduos das espécies nativas (Hudges e Vitousek 1993).

Em agosto de 2011, a mortalidade da parte aérea máxima observada para *P. stellatum* foi de 50% (P33%) e a para *M. minutiflora* foi 40% em G100%. Em novembro de 2012, a mortalidade da parte aérea chegou a 91% (G100%) para a espécie exótica, enquanto *P. stellatum* apresentou maior mortalidade dos indivíduos (75%) no tratamento P100% (H= 2,4; p= 0,12). Quando comparadas em associação com mesmo número de indivíduos a mortalidade dos indivíduos foi significativamente (H=4,5; p= 0,03) menor para *P. stellatum* (61%) do que para a espécie exótica (83%). D'Antonio *et al.* (2001) relatam que *M. minutiflora* não é resistente ao fogo, e os dados indicam que apesar de *P. stellatum* possuir mortalidade similar a da invasora, quando consideradas manchas monoespecíficas (P100%), apresenta maior resiliência quando associado com a espécie exótica. Possuindo desta forma, maior potencial para regeneração natural através de rebrotas, ou recrutamento de novos indivíduos, após a passagem do fogo ou eventos que causem morte da parte aérea. A capacidade de rebrota da parte aérea está relacionada à tolerância de cada espécie aos estímulos constantes de remoção ou dano da mesma. Klink (1994) relata que diversos autores têm como hipótese que as gramíneas africanas seriam mais tolerantes à desfolhação devido a ação de mega-herbívoros e passagem do fogo. Assim, as espécies africanas produziriam maior quantidade de perfilhos como resposta à desfolhação (queimadas/herbivoria). No entanto, em um estudo com cinco gramíneas nativas e quatro invasoras de diferentes morfologias o autor constatou que tais hipóteses deveriam ser reformuladas. Todas as espécies foram tratadas com um corte realizado a 10 cm acima do solo. As cinco espécies nativas apresentaram tolerância à desfolhação enquanto as espécies exóticas *M. minutiflora* e *Brachiaria decumbens* responderam negativamente ao tratamento produzindo menor quantidade de perfilhos e não recuperando a biomassa pré-corte. As interações competitivas podem restringir, controlar e até mesmo eliminar as respostas

individuais de plantas à remoção da parte aérea. Em sistemas sujeitos a estímulos frequentes de remoção de parte aérea, como fogo e herbivoria, estes estímulos podem atuar como fatores chaves na mediação da competição entre as espécies via desfolhação diferenciada em espécies mais ou menos tolerantes (Archer e Detling 1984).

As estratégias de ocupação de espaço e desenvolvimento estão intimamente relacionadas às variações climáticas entre os anos e a distúrbios como a passagem do fogo. O crescimento dos indivíduos acompanhou a precipitação com rápido desenvolvimento no início da estação chuvosa de 2012. O crescimento rápido após a passagem pode também estar relacionado ao aporte de cinzas carregadas de nutrientes que seriam disponibilizados e aproveitados pela vegetação proporcionando a rebrota (Coutinho 1990). Neto *et al.* 1998 observaram, em uma área de campo sujo, que a biomassa consumida com a passagem do fogo pode ser recuperada em até 10 meses após a queimada e que este período pode variar de acordo com a precipitação à época.

5.4. Competição aérea e radicular

Ao final dos primeiros seis meses de observação (agosto de 2011) o número médio de perfilhos dos indivíduos de *P. stellatum* não apresentou diferença significativa entre os tratamentos ($F=2,38$; $p=0,07$). Nos tratamentos controle (CON), sem interferência aérea (SIA) e sem interferência radicular (SIR), havia apenas um perfilho por indivíduo. No tratamento sem interferência aérea e radicular (SI) os indivíduos de *P. stellatum* apresentaram em média dois perfilhos. O número médio de folhas por indivíduo apresentou diferença significativa ($F=4,64$; $p=0,005$) entre os tratamentos, variando de três nos tratamentos CON, SIA e SIR a cinco em SI. As diferenças significativas foram observadas entre SIA e SI ($p= 0,01$) e entre SIR e SI ($p=0,01$). O comprimento médio dos indivíduos variou de 82,3 mm (CON) a 111,1 mm (SIR).

Foram observadas diferenças significativas entre CON e SIR ($p=0,033$), SIA (83,3 mm) e SI (105,1 mm - $p=0,038$) e entre SIA e SIR ($p=0,017$ – Figura 12). A área basal média foi $0,94 \text{ mm}^2$ (CON), $0,60 \text{ mm}^2$ (SIA), $1,48 \text{ mm}^2$ (SIR) e $2,66 \text{ mm}^2$ (SI), não havendo diferenças significativas entre elas ($F= 2,12$; $p= 0,10$).

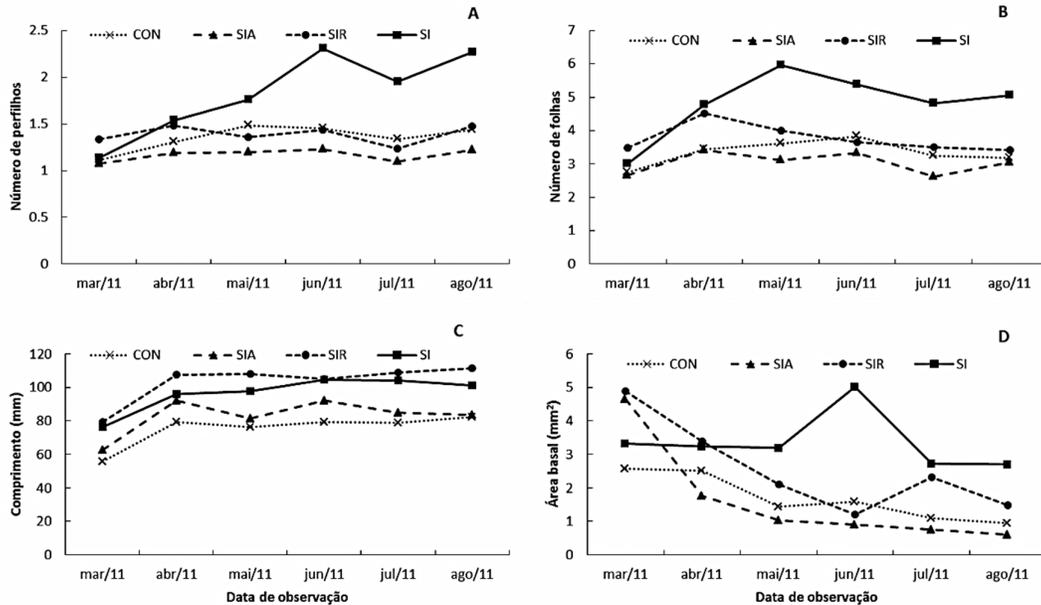


Figura 12. Número médio de perfilhos (A) e de folhas (B), comprimento médio (C), área basal média (D) de indivíduos de *Paspalum stellatum* ao longo de seis meses. Os indivíduos foram plantados em diferentes regimes de competição com plantas adultas de *Melinis minutiflora*: Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, sem interferência da parte aérea (SIA), sem interferência radicular (SIR) e sem interferência aérea e radicular (SI) com a espécie invasora.

Ao final de 16 meses de observação, em novembro de 2012, foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos apenas para o número médio de folhas ($F=3,28$; $p=0,033$ – Figura 13): 52 em CON, 40 em SIA, 85 em SIR e 72 em SI, com diferença significativa apenas entre SIA e SI ($p=0,046$). O número médio de perfilhos variou de 14 em SIA a 31 em SIR com valor médio de 22 e o comprimento médio dos indivíduos foi cerca de 400 mm, independente do tratamento (Figura 13). Sem diferença significativa entre os tratamentos, a área basal média variou de $710,5 \text{ mm}^2$ (CON) a

1100,1 mm² (SIR) com valor médio de 929,1 mm². Todas as variáveis estudadas apresentaram valores máximos nos períodos de maior precipitação, com quedas nos valores coincidindo com os meses da estação seca. Além deste fator, o comprimento máximo coincidiu com a floração máxima, devido a maior altura dos perfilhos reprodutivos, e também com o período de maior precipitação.

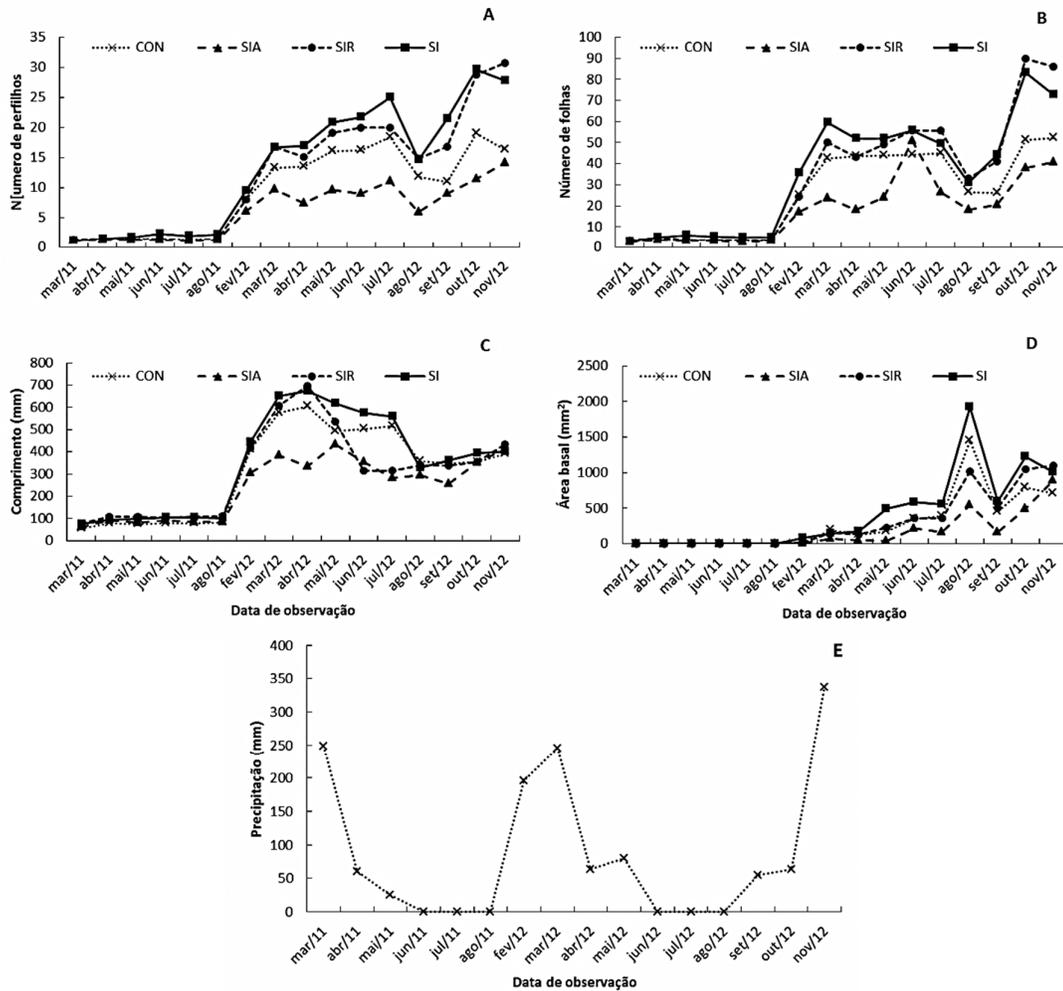


Figura 13. Número médio de perfilhos (A) e de folhas (B), comprimento médio (C), área basal média (D) de indivíduos de *Paspalum stellatum* e precipitação total (E) ao longo de dezesseis observações. Os indivíduos foram plantados em diferentes regimes de competição com plantas adultas de *M. minutiflora*: Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, sem interferência da parte aérea (SIA), sem interferência radicular (SIR) e sem interferência aérea e radicular (SI) da espécie invasora. Em agosto de 2011 houve uma interrupção nas observações devido a um incêndio que afetou as áreas experimentais e as observações foram retomadas em fevereiro de 2012.

De forma geral, o tratamento sem interferência (SI) apresentou tendência com valores superiores para todas as variáveis, similar ao observado para o comprimento no tratamento sem interferência radicular (SIR). Estes resultados indicam que a competição radicular apresenta maior impacto no desenvolvimento da espécie nativa nos meses iniciais de desenvolvimento. A intensidade da competição em comunidades vegetais está intimamente relacionada com a disponibilidade de recursos. Uma das hipóteses diz que a competição é menos intensa onde existem mais recursos, pois estes ambientes sustentam maiores taxas de crescimento e grandes quantidades de biomassa, e mais intensa onde os recursos são mais escassos e/ou limitantes (Tilman 1988). A hipótese inicial, postulada por Grime (2002), defende que se os recursos são escassos os indivíduos tendem a ficar mais distantes diminuindo a interferência direta e a competição por luz. O que difere entre as duas hipóteses é a importância dos recursos em questão. A primeira admite que a competição pelos recursos presentes no solo é mais intensa, enquanto a segunda defende que a luz é o recurso mais necessário (Ricklefs 2003). Wilson e Tilman (1993), realizando experimentos com três espécies diferentes de gramíneas, observaram que embora a intensidade da competição na parte radicular e aérea varie de acordo com a disponibilidade de recursos, a intensidade total da competição se mantém. Outros estudos mostram que embora a competição por luz afete o estabelecimento e desenvolvimento de novos indivíduos, dentro da mesma espécie ou não, a interferência das raízes possui um papel mais efetivo nos processos competitivos entre gramíneas (Snaydon e Howe 1986; Silva e Castro 1989; Wilson e Shay 1990). Tendo em vista que o Cerrado possui solos pobres em nutrientes e elevada acidez, o desenvolvimento inicial das plântulas pode ser prejudicado (Carvalho e Saraiva 1987) e a competição radicular é intensificada. Com isto em mente, os resultados apresentados neste estudo sugerem que os poucos recursos do solo do

Cerrado e o stress competitivo geram o tipo de padrão mencionado acima, com plântulas de *P. stellatum* apresentando melhor desempenho nos tratamentos onde houve exclusão de competição radicular.

A partir do início da estação chuvosa, todas as variáveis apresentam incremento, indicando novo investimento em biomassa da parte aérea, e também que a competição por recursos do solo na estação seca anterior é decisiva para a rebrota e otimização do uso da água. Indivíduos que foram submetidos à competição radicular apresentaram menos folhas e perfilhos sugerindo menor incorporação de biomassa na parte aérea. Tilman (1988) relata que a maioria das plantas terrestres está submetida a um *trade off* competitivo. Plantas que possuem seu crescimento limitado por luz tendem a apresentar maior investimento nos ramos, folhas e caule alocando menor proporção dos recursos para o desenvolvimento das raízes. Em contrapartida, plantas com maior necessidade nutricional tendem a possuir raízes mais desenvolvidas. Castro e Kauffmann (1998) registraram para campo limpo, com alta densidade de graminóides, valor de 5,6 para a proporção de raiz/parte aérea, sendo que 80% das raízes estão localizadas até 30 cm de profundidade. As raízes superficiais são eficientes na captação de recursos depositados no solo através da matéria morta em decomposição ou cinzas provenientes de queimadas. Estes recursos são rapidamente disponibilizados via lixiviação nas primeiras chuvas podendo explicar a rápida rebrota e mudança na alocação de investimento (Miranda e Klink 1997; Murakami e Klink 1996). Silva e Castro (1989) observaram padrões similares alocação de recursos para espécies nativas em associação com a invasora *Andropogon semiberbis*. Os autores observaram que plântulas que tiveram suas raízes separadas fisicamente dos indivíduos adultos apresentaram maiores valores da razão raiz/parte aérea do que no controle e tratamento com isolamento da parte aérea apenas. A separação radicular com diminuição da competição subterrânea é benéfica

para o estabelecimento e sobrevivência de plântulas, promovendo aumento do crescimento aéreo dos indivíduos (Cook e Ratcliff 1984). Para as plântulas de *P. stellatum* cultivadas em casa de vegetação não foi possível observar uma tendência clara na alocação dos recursos em 90 dias de observação. No entanto, a ausência de competição, abundância de água e alteração na consistência do solo (mistura com areia) podem ter facilitado o desenvolvimento das plantas evitando uma alocação diferenciada de recursos em resposta a pressões competitivas. A mudança pontual de investimento frente a variações ambientais ou distúrbios como o fogo pode ocorrer por meio de mecanismos mais imediatos como alterações metabólicas ou celulares, sem, no entanto, alterar o padrão tido como comum para a espécie em condições ideais (Miranda e Klink, 1997). Desta maneira, a morfologia dos indivíduos submetidos a pressões competitivas está intimamente relacionada com a alocação de recursos e aos *trade offs* envolvidos neste processo gerando padrões diferenciados em condições de competição alta, baixa ou ausente (Tilman 1988).

Em agosto de 2011, a mortalidade da parte aérea nas plântulas dos diferentes tratamentos variou de 33% a 40% e não foram observadas diferenças significativas ($H=0,36$; $p=0,94$). Em novembro de 2012, a mortalidade dos indivíduos variou de 51% para o tratamento SI a 74% em SIR, sem diferenças significativas ($H=0,79$; $p=0,85$ – Figura 14). Os valores de mortalidade observados foram menores que os encontrados no experimento com diferentes gradientes de densidade. Isto pode ser resultante da proximidade das plântulas com os indivíduos de *M. minutiflora*. A espécie exótica apresenta alta flamabilidade e altera o regime de fogo, podendo causar chamas mais intensas (Baruch e Gomes 1996) capazes de danificar/matar os indivíduos mais próximos. Nos experimentos de gradientes, as plântulas foram originalmente plantadas em quadrados de 15 cm de lado, enquanto que no de competição as mesmas se

encontravam distribuídas em três distâncias distintas. Desta forma, as plântulas mais distantes do indivíduo adulto morreram menos com a passagem do fogo, consequentemente diminuindo a média da mortalidade.

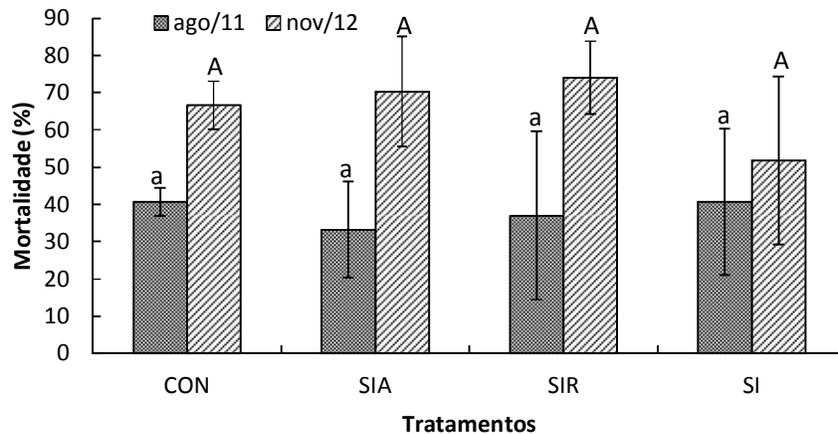


Figura 14. Mortalidade média da parte aérea de plântulas de *Paspalum stellatum*. Observações em agosto de 2011, antes do fogo de setembro de 2011 (mortalidade da parte aérea) e em novembro de 2012 (mortalidade do indivíduo). Os indivíduos foram plantados em diferentes regimes de competição com plantas adultas de *Melinis minutiflora*: Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, sem interferência da parte aérea (SIA), sem interferência radicular (SIR) e sem ambas as interferências (SI). Letras iguais não apresentam diferenças significativas entre os tratamentos. Comparações realizadas na mesma observação (agosto ou novembro). Valores médios (\pm ep).

Não houve floração de indivíduos em 2011. No entanto, em 2012, todos os tratamentos apresentaram indivíduos em flor. A floração foi observada de março a julho, conforme mostrado na Figura 15. O pico de floração ocorreu no mês de abril e apenas o tratamento SIR teve o início da floração atrasado.

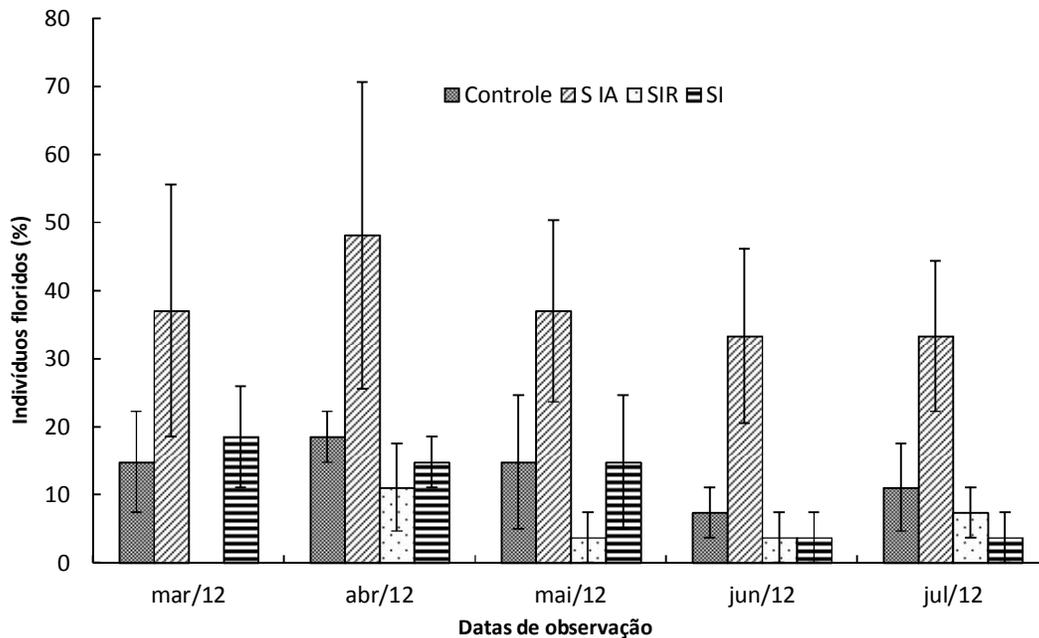


Figura 15. Plântulas de *Paspalum stellatum* floridas nos diferentes tratamentos de competição com indivíduos adultos de *Melinis minutiflora*. Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, sem interferência da parte aérea (SIA), sem interferência radicular (SIR) e sem ambas as interferências (SI).

Em relação às distâncias das plântulas de *P. stellatum* às touceiras de *M. minutiflora*, observou-se uma pequena variação ao final de seis meses de observação (agosto 2011). O número médio de perfilhos não apresentou diferenças significativas entre as distâncias em nenhum dos tratamentos e variou entre um e três perfilhos, sendo o maior valor (três) observado na distância de 20 cm do tratamento SI (Figura 16). O número médio de folhas foi 3 e variou de dois a seis, com o menor valor na distância de 0 cm em CON e SIA e com o maior valor a 20 cm em SI (Figura 17), sem diferença significativa entre distâncias. O comprimento médio das plantas apresentou diferenças significativas no tratamento sem interferência radicular (SIR) entre as distâncias 0 cm e 20 cm ($H = 7,828$; $p = 0,004$ – Figura 18). O comprimento das plântulas neste tratamento variou de 131,4 mm na distância de 0 cm a 101,5 mm a 20 cm. Para a área basal média também não foram observadas diferenças e os valores mais baixos ($0,29 \text{ mm}^2$ e $0,45 \text{ mm}^2$) ocorreram na distância de 0 cm dos tratamentos SIA e CON,

enquanto os maiores valores ($3,27 \text{ mm}^2$ e $2,40 \text{ mm}^2$) foram observados na distância de 0 cm do tratamento SI e de 20 cm do tratamento SIR (Figura 19).

Em estudo com três espécies de gramíneas nativas da Austrália, Cook e Ratcliff (1984) mostraram que indivíduos que tiveram as raízes isoladas por tubos de metal apresentaram maior crescimento e incorporação de biomassa na parte aérea. Os resultados destes autores mostram aumento gradual no desempenho das plântulas de acordo com o nível de isolamento. Plântulas que apresentaram raízes protegidas até profundidades maiores (27 cm) tiveram maior produção de biomassa que plântulas para as quais a proteção foi parcial (até 3 cm ou 9 cm). Os mesmos autores também verificaram uma redução no crescimento de indivíduos submetidos à competição por sombreamento. Neste caso, apenas indivíduos com as raízes protegidas apresentaram maior crescimento na parte aérea. Resultados similares foram obtidos por Silva e Castro (1989). De forma similar, os resultados apresentados neste estudo indicam grande importância para a competição radicular, embora a luz seja um recurso limitante. Provavelmente sendo de menor importância no estabelecimento e desenvolvimento inicial de *P. stellatum* do que os recursos do solo.

Em novembro 2012, não foram observadas diferenças significativas entre as distâncias para nenhuma das variáveis em nenhum dos tratamentos ($p > 0,05$). O número médio de perfilhos variou de 10 na distância de 10 cm no tratamento SIA a 49 também a 10 cm no tratamento SIR. O número médio de folhas variou de 30 na distância de 10 cm no tratamento SIA a 132 também a 10 cm em SIR. O valor médio mínimo obtido para o comprimento foi de 334,4 mm na distância de 10 cm do tratamento CON e o máximo (453,9 mm) foi registrado a 20 cm em SIR. Para os valores médios de área basal, o mais baixo ($254,1 \text{ mm}^2$) foi observado em SIA, a 10 cm, e o mais alto ($1347,1 \text{ mm}^2$) em SI a 20 cm. De forma geral, as tendências permaneceram similares a quando os tratamentos

são considerados como blocos, sem levar em consideração as distâncias, acompanhando o período chuvoso e o de floração.

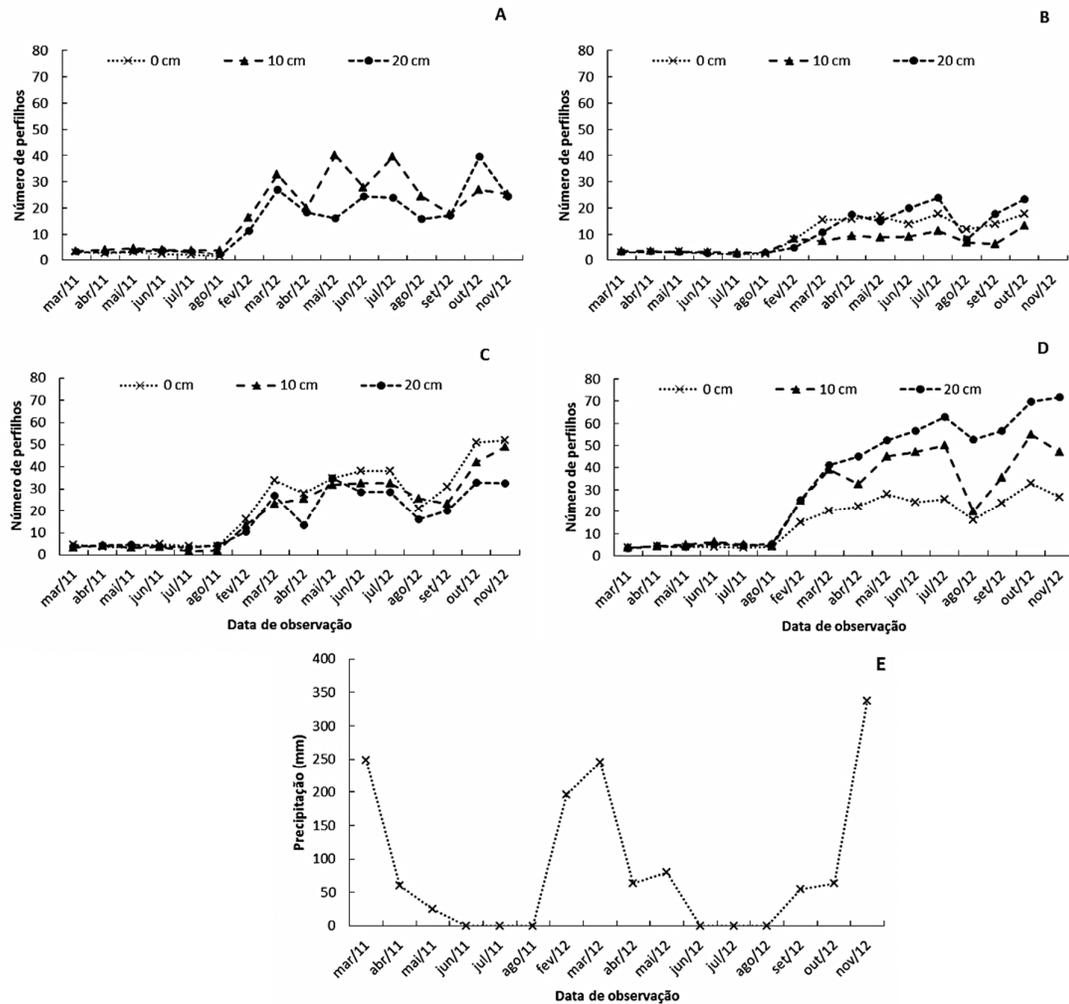


Figura 16. Número médio de perfilhos em indivíduos de *Paspalum stellatum* em diferentes distâncias (0 cm, 10 cm e 20 cm) e regimes de competição com plantas adultas de *Melinis minutiflora*: A- Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, B - sem interferência da parte aérea (SIA), C - sem interferência radicular (SIR) e D- sem ambas as interferências (SI). A figura E representa a precipitação total nos meses de observação. As observações foram realizadas mensalmente ao longo de dezesseis meses. Em agosto de 2011 houve uma interrupção nas observações devido a um incêndio que afetou as áreas experimentais. As observações foram retomadas em fevereiro de 2012.

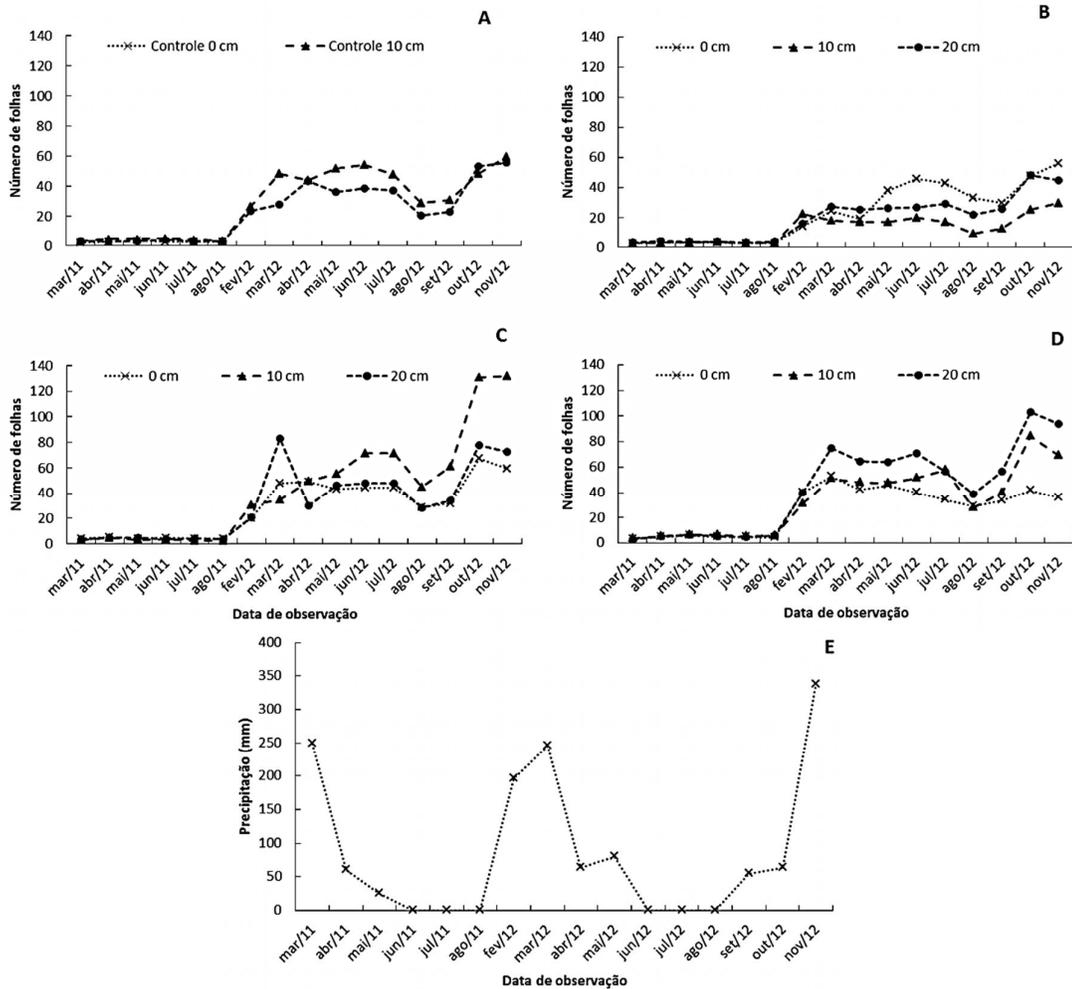


Figura 17. Número médio de folhas em indivíduos *Paspalum stellatum* em diferentes distâncias (0 cm, 10 cm e 20 cm) e regimes de competição com plantas adultas de *Melinis minutiflora*: A- Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, B - sem interferência da parte aérea (SIA), C -sem interferência radicular (SIR) e D- sem ambas as interferências (SI). A figura E representa a precipitação total nos meses de observação. As observações foram realizadas mensalmente ao longo de dezesseis meses. Em agosto de 2011 houve uma interrupção nas observações devido a um incêndio que afetou as áreas experimentais. As observações foram retomadas em fevereiro de 2012.

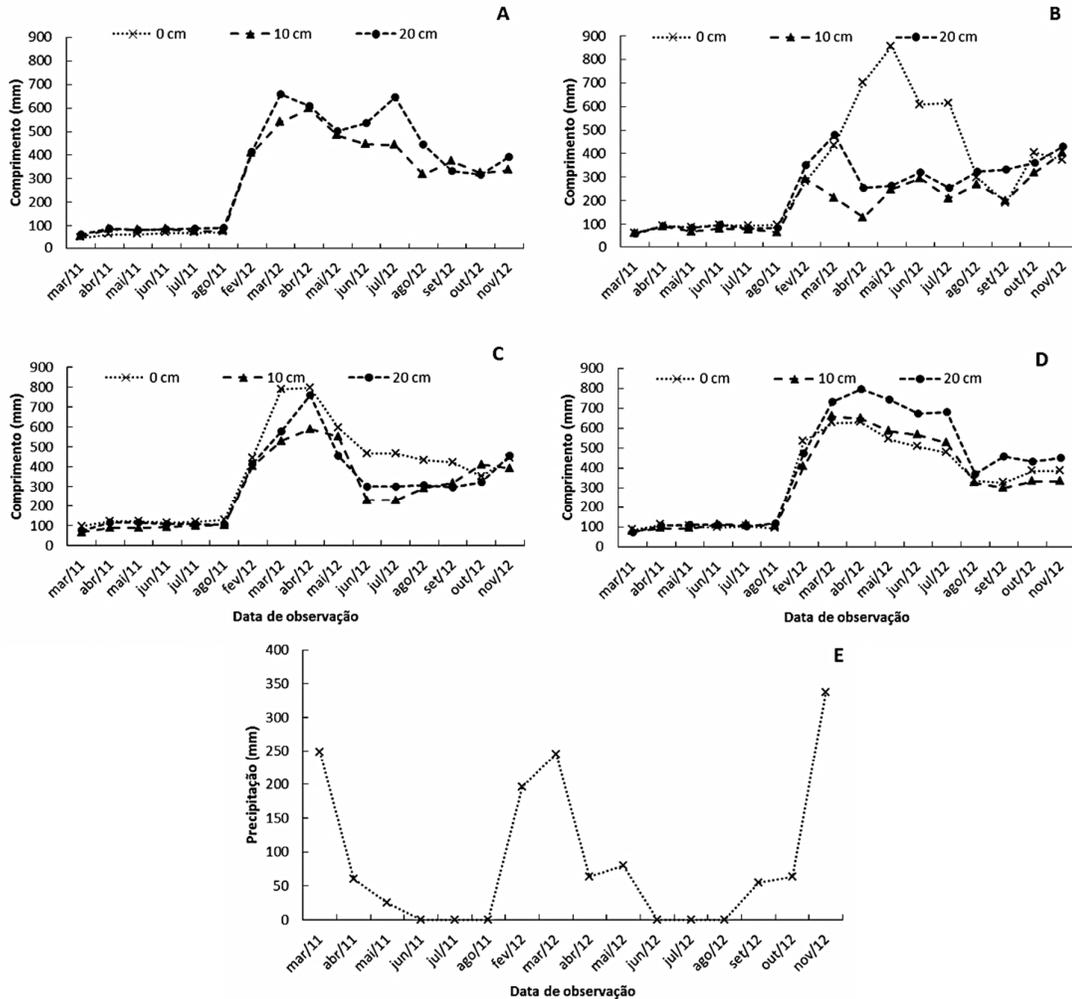


Figura 18. Comprimento médio em indivíduos de *Paspalum stellatum* em diferentes distâncias (0 cm, 10 cm e 20 cm) e regimes de competição com plantas adultas de *Melinis minutiflora*: A- Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, B - sem interferência da parte aérea (SIA), C -sem interferência radicular (SIR) e D- sem ambas as interferências (SI). A figura E representa a precipitação total nos meses de observação. As observações foram realizadas mensalmente ao longo de dezesseis meses. Em agosto de 2011 houve uma interrupção nas observações devido a um incêndio que afetou as áreas experimentais. As observações foram retomadas em fevereiro de 2012.

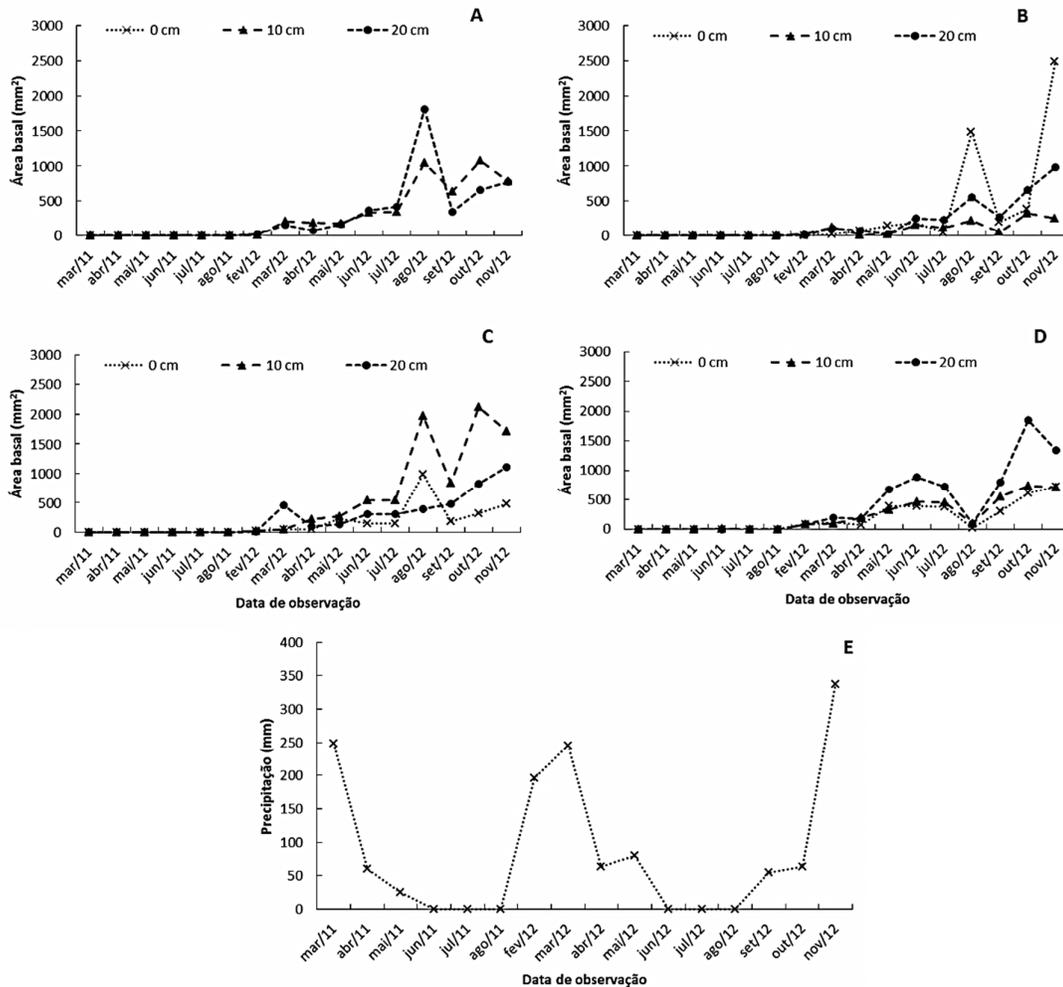


Figura 19. Área basal média em indivíduos de *Paspalum stellatum* em diferentes distâncias (0 cm, 10 cm e 20 cm) e regimes de competição com plantas adultas de *Melinis minutiflora*: A- Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, B - sem interferência da parte aérea (SIA), C -sem interferência radicular (SIR) e D- sem ambas as interferências (SI). A figura E representa a precipitação total nos meses de observação. As observações foram realizadas mensalmente ao longo de dezesseis meses. Em agosto de 2011 houve uma interrupção nas observações devido a um incêndio que afetou as áreas experimentais. As observações foram retomadas em fevereiro de 2012.

A ausência de diferenças significativas no efeito das distâncias ao final do experimento indica que indivíduos que passam o “gargalo” do estabelecimento inicial são menos sujeitos aos efeitos competitivos da planta adulta (Sarukhan e Harper 1973) e aos regimes diferenciados de competição impostos experimentalmente. Desta forma, os indivíduos que conseguiram rebrotar após a passagem do fogo possuíam resistência e

reserva suficiente para compensar os estresses competitivos da próxima estação seca, tendo em vista que tiveram competição atenuada pela ausência de cobertura na estação chuvosa posterior ao fogo (outubro de 2011 a abril de 2012). A ausência de diferenças significativas entre os resultados obtidos para os indivíduos nas três distâncias pode ser consequência do maior impacto dos tratamentos de restrição competitiva do que ao espaçamento entre os indivíduos. Outro fator que pode ter inviabilizado a percepção das diferenças foi à alta mortalidade de indivíduos ao longo do experimento, resultando em redução amostral e em algumas distâncias sem indivíduos remanescentes para análise.

As diferenças mais visíveis em novembro de 2012 foram observadas para o número médio de folhas e perfilhos. Indivíduos mais próximos da touceira adulta da espécie exótica apresentaram menores valores nestas variáveis retratando o gradiente de competição em relação à distância. Além dos efeitos já mencionados anteriormente em relação à competição diferenciada por luz e recursos do solo (Cook e Ratcliff 1984; Tilman 1988; Silva e Castro 1989), a remoção da parte aérea (fogo ou corte) pode causar perfilhamento diferenciado em espécies de gramíneas. Alguns estudos relatam produção diferenciada de inflorescências e perfilhos reprodutivos para as espécies nativas (Miranda e Klink 1997; Murakami e Klink 1996) e diminuição no número de perfilhos produzidos (Parron e Hay 1997; Silva e Klink 2001). A ausência de sombreamento pode, em alguns casos, ser responsável pelo maior número de perfilhos e “espalhamento” das touceiras, de forma a aproveitar com maior eficiência a radiação solar.

Em agosto de 2011, a mortalidade da parte aérea nas plântulas do tratamento controle variou de 11% a 66% nas diferentes distâncias, não sendo observadas diferenças significativas. Para SIA, a mortalidade variou de 22% a 44%, também sem diferenças significativas entre as distâncias. Para o tratamento SIR foram observadas

diferenças significativas ($H=11,31$; $p=0,003$) na porcentagem de indivíduos com mortalidade da parte aérea entre as distâncias 0 cm (44%) e 10 cm (55%, $p =0,022$) e entre 10 cm e 20 cm (11%, $p=0,001$). O tratamento sem interferências (SI) também apresentou diferenças significativas entre as diferentes distâncias ($H= 8,27$; $p= 0,01$). A porcentagem de indivíduos com mortalidade na parte aérea foi de 44%, 44% e 33% nas distâncias de 0 cm, 10 cm e 20 cm respectivamente com diferença significativa ($p=0,03$) entre 20 cm e as distâncias de 0 cm e 10 cm que não diferiram entre si ($p=0,28$ – Figura 20).

Ao final do experimento, em novembro de 2012, os tratamentos CON, SIA e SIR não apresentaram diferenças significativas para mortalidade da parte aérea nas diferentes distâncias, com valores variando de 44 a 88%. No tratamento SI a mortalidade foi maior na distância de 0 cm (66%) e semelhante para 10 cm e 20 cm (55%) com diferenças significativas entre 0 cm e 10 cm ($p=0,001$) e entre 0 cm e 20 cm ($p=0,017$).

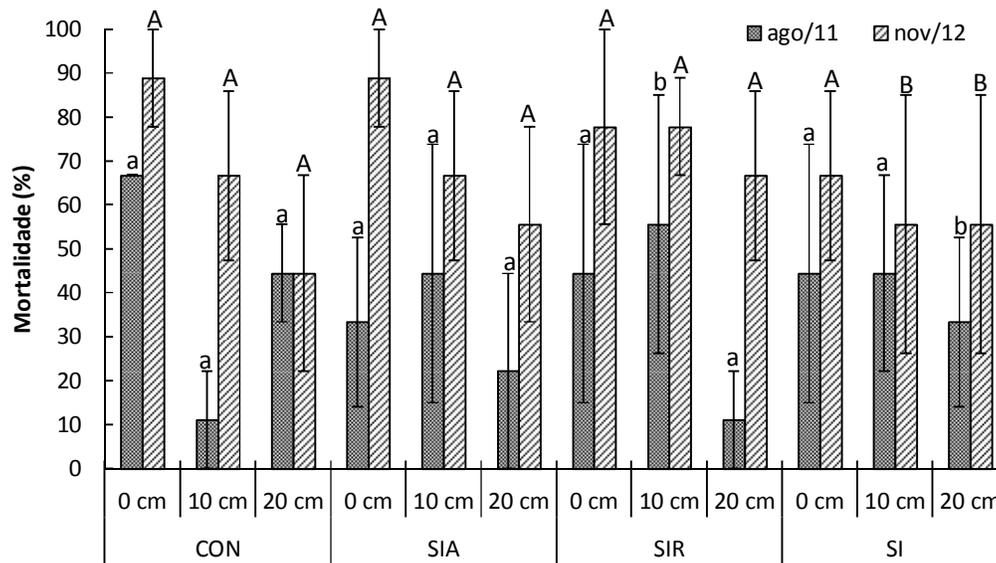


Figura 20. Mortalidade da parte aérea de plântulas de *Paspalum stellatum*. Observações em agosto de 2011, antes do fogo de setembro de 2011 (mortalidade da parte aérea) e em novembro de 2012 (mortalidade do indivíduo). Os indivíduos foram plantados em diferentes distâncias (0 cm, 10 cm e 20 cm) e regimes de competição com plantas adultas de *Melinis minutiflora*: A- Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, B - sem interferência da parte aérea (SIA), C -sem interferência radicular (SIR) e D- sem ambas as interferências (SI). As observações foram realizadas mensalmente ao longo de dezesseis meses. Em agosto de 2011 houve uma interrupção nas observações devido a um incêndio que afetou as áreas experimentais. As observações foram retomadas em fevereiro de 2012. As comparações estatísticas foram realizadas dentro do mesmo ano e tratamento entre as diferentes distâncias de plantio (Teste de Kruskal – Wallis, $\alpha=0,05$). Valores médios (\pm ep).

Foram observados indivíduos floridos de março a julho de 2012. Os indivíduos no tratamento controle na distância de 0 cm e no tratamento SIA na distância de 10 cm não apresentaram flores durante o período de observação. O maior percentual de indivíduos floridos (66%) foi observado no tratamento SI na distância de 20 cm (Figura 21).

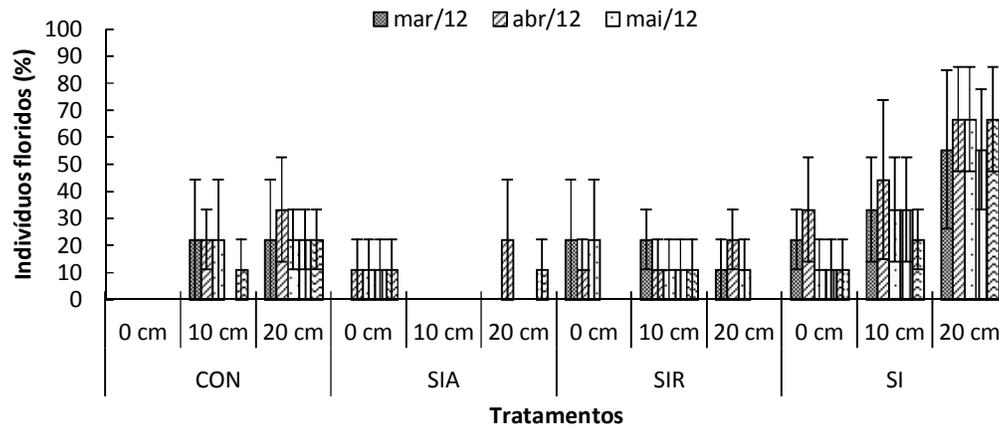


Figura 21. Plântulas de *Paspalum stellatum* floridas nos diferentes tratamentos de competição com indivíduos adultos de *Melinis minutiflora*. Os indivíduos foram plantados em diferentes distâncias (0 cm, 10 cm e 20 cm) e regimes de competição com plantas adultas de *Melinis minutiflora*: A- Controle (CON) com interferência das raízes e parte aérea, B - sem interferência da parte aérea (SIA), C -sem interferência radicular (SIR) e D- sem ambas as interferências (SI). Valores médios (\pm ep).

6. Considerações Finais

Os resultados apresentados indicam que há potencial para algumas espécies de gramíneas nativas a serem utilizadas para recuperação de áreas degradadas, devido à sua alta quantidade de sementes férteis e altas taxas de germinação, como observado para *Aristida riparia*, *Axonopus barbigerus*, *Gymnopogon spicatus*, *Paspalum stellatum* e *Schizachyrium microstachyum*. Os diferentes padrões de alocação inicial de recursos observados permitem compreender melhor a estratégia inicial de competição e ocupação de espaço de cada espécie, embora possa haver alterações na alocação em condições de campo. Neste sentido, podemos destacar a importância de *Gymnopogon spicatus* e *Aristida setifolia*, devido às suas diferentes estratégias de alocação de recursos, com crescimento inicial da parte aérea e grande quantidade de sementes.

De forma geral, a espécie nativa *Paspalum stellatum* apresentou melhor desempenho quando em associação com a espécie exótica, mostrando plasticidade fenotípica e bom potencial competitivo em relação a *Melinis minutiflora*. A diferenciação das restrições competitivas permitiu verificar maior intensidade de competição radicular entre as plântulas da espécie nativa e os indivíduos adultos da espécie exótica. Plântulas de *Paspalum stellatum* submetidas à competição controlada ou ausente apresentaram melhor desempenho do que as plântulas submetidas ao regime normal de competição. A competição mais intensa pelos recursos do solo pode proporcionar uma diferenciação na alocação de recursos por parte das espécies envolvidas como forma de atenuar os prejuízos na obtenção de recursos e possibilitar uma coexistência mesmo que em condições não ideais. As distâncias de plantio não apresentam tanto impacto no desenvolvimento dos indivíduos quanto os tratamentos de restrição da competição. Ao final do experimento os indivíduos que foram capazes de sobreviver, inclusive a passagem do fogo, se encontravam estabelecidos e a competição

possivelmente tem menor impacto na manutenção daquela população. Os resultados são capazes de delinear tendências no comportamento competitivo entre *Melinis minutiflora* e *Paspalum stellatum*, mas devido à passagem do fogo e a alteração no tamanho amostral, não podem ser considerados de forma definitiva. Estudos que visem um melhor entendimento do estabelecimento de espécies de gramíneas nativas em campo são fundamentais para que um dia a expansão de espécies exóticas como *Melinis minutiflora* possa ser contida.

Quando analisamos os processos de relações competitivas entre duas ou mais espécies o conhecimento das características básicas de história de vida é essencial para traçar planos para o manejo daquela comunidade visando estabelecer metas para conservação ou remediação da área. Neste estudo, os resultados obtidos mostram que espécies nativas apresentam variadas estratégias de produção de sementes, boa capacidade competitiva, floração em regimes de competição acentuada e maior sobrevivência que a espécie exótica frente a um distúrbio, o fogo. Desta forma, este estudo pode servir como ponto de partida para trabalhos que visem utilizar espécies nativas como forma de controle de invasoras ou como alternativa ao uso de espécies exóticas na restauração ecológica. Os resultados apresentados neste estudo fornecem subsídios para produção de mudas e sementes com baixo custo, tornando esta uma prática interessante em projetos que envolvam grandes áreas e necessitem de ações rápidas.

7. Referências

- Adkins S., Bellairs S. e Loch D. (2002) Seed dormancy mechanisms in warm season grass species. *Euphytica*, **126**, 13-20.
- Almeida S. P. (1995) Grupos fenológicos da comunidade de gramíneas perenes de um campo cerrado no Distrito Federal Brasil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **30**, 1067-1073.
- Ambrose L. G. e Wilson S. D. (2003) Emergence of the introduced grass *Agropyron cristatum* and the native grass *Bouteloua gracilis* in a mixed-grass prairie restoration. *Restoration Ecology*, **11**, 110-115.
- Andrade L. A. Z., Neto W. N. e Miranda H. S. (2002) Effects of fire on the soil seed bank in a cerrado sensu stricto in central Brazil In: Viegas D. X. (ed.) *Fire Research & Wildland Fire Safety*. Rotterdam: Millpress.
- Archer S. e Detling J. K. (1984) The effects of defoliation and competition on regrowth of tillers of two North American mixed-grass prairie graminoids. *Oikos*, **43**, 351-357.
- Atkinson C. J. (2009) Establishing perennial grass energy crops in the UK: A review of current propagation options for *Miscanthus*. *Biomass and Bioenergy*, **33**, 752-759.
- Barger N. N., D'Antonio C. M., Ghneim T. e Cuevas E. (2003) Constraints to colonization and growth of the African grass, *Melinis minutiflora*, in a Venezuelan savanna. *Plant Ecology*, **167**, 31-43.
- Baruch Z. e Bilbao B. (1999) Effects of fire and defoliation on the life history of native and invader C4 grasses in a Neotropical savanna. *Oecologia*, **119**, 510-520.

- Baruch Z. e Gomes J. A. (1996) Dynamics of energy and nutrient concentration and construction cost in a native and two alien C4 grasses from two neotropical savannas. *Plant and Soil*, **181**, 175-184.
- Baruch Z., Hernández A. B. e Montilla M. G. (1989) Dinamica del crecimiento, fenologia y reparticion de biomasa gramineas nativas e introducidas de una sabana neotropical. *Ecotropicos*, **2**, 1-13.
- Bell D. T., Rokich D. P., McChesney C. J. e Plummer J. A. (1995) Effects of temperature, light and gibberellic acid on the germination of seeds of 43 species native to Western Australia. *Journal of Vegetation Science*, **6**, 797-806.
- Borghetti F. e Ferreira A. G. (2004) Interpretação de resultados de germinação In: Ferreira A. G. e Borghetti F. (eds.) *Germinação: do básico ao aplicado* pp. 251-262. Porto Alegre: Artmed.
- Brasil (2009) *Regras para análise de sementes*. Brasília: Ministério da Agricultura.
- Carmona R. e Martins C. R. (2010) Qualidade física, viabilidade e dormência de sementes recém colhidas de Capim-Gordura (*Melinis. minutiflora* P. Beauv). *Revista Brasileira De Sementes*, **32**, 77-82.
- Carmona R., Martins C. R. e Fávero A. P. (1998) Fatores que afetam a germinação de sementes de gramíneas nativas do cerrado. *Revista Brasileira De Sementes*, **20**, 16-22.
- Carmona R., Martins C. R. e Fávero A. P. (1999) Características de sementes de gramíneas nativas do cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **34**, 1066-1074.

- Carneiro M. A. C., Siqueira J. O. e Moreira F. M. S. (2001) Estabelecimento de plantas herbáceas em solo com contaminação de metais pesados e inoculação de fungos micorrízicos arbusculares. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **36**, 1443-1452.
- Carvalho M. M. e Saraiva O. F. (1987) Resposta do capim gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.) a aplicação de nitrogênio em regimes de cortes. *Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia*, **16**, 442-454.
- Casper B. B. e Jackson R. B. (1997) Plant Competition Underground. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **28**, 545-570.
- Castro-Neves B. M. (2000) *Comportamento de queimadas, temperaturas do solo e recuperação da biomassa aérea em campo sujo nativo e invadido com capim gordura (Melinis minutiflora)*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília.
- Christianini A. V., Mayhe-Nunes A. J. e Oliveira P. S. (2007) The role of ants in the removal of non-myrmecochorous diaspores and seed germination in a neotropical savanna. *Journal of Tropical Ecology*, **23**, 343-351.
- Clayton W. D., Vorontsova M. S., Harman K. T. e Williamson H. (2006) Grass Base - The online world grass flora: Royal Botanic Gardens, Kew.
- Cole I., Lunt I. D. e Koen T. B. (2005) Effects of sowing treatment and landscape position on establishment of the perennial tussock grass *Themeda triandra* (Poaceae) in degraded eucalyptus woodlands in southeastern Australia. *Restoration Ecology*, **13**, 552-561.
- Cook S. e Ratcliff D. (1984) A study of the effects of root and shoot competition on the growth of green panic (*Panicum maximum* var. *trichoglume*) seedlings in an

- existing grassland using root exclusion tubes. *Journal of Applied Ecology*, **21**,971-982.
- Coutinho L. M. (1976) *Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do Cerrado*. Tese de Livre Docência, Universidade de São Paulo.
- Coutinho L. M. (1990) Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: Goldammer J. G. (ed.) *Fire in the tropical Biota – Ecosystem processes and global challenges*, pp. 82-105. Berlin: Springer - Verlag.
- D'Antonio C. M., Hughes R. F. e Vitousek P. M. (2001) Factors influencing dynamics of two invasive C4 grasses in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecology*, **82**, 89-104.
- D'Antonio C. M. e Vitousek P. M. (1992) Biological invasions by exotic grasses: the grass fire cycle and global changes. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **23**, 63-87.
- Davies A., Dunnett N. P. e Kendle T. (1995) The importance of transplant size and gap width in the Botanical Enrichment of Species-Poor Grasslands in Britain. *Restoration Ecology*, **7**, 271-280.
- Davis S. D. e Mooney H. A. (1985) Comparative water relations of adjacent California shrub and grassland communities. *Oecologia*, **66**, 522-599.
- Elton C. S. (2000) *The ecology of invasions by animals and plants*: University of Chicago Press.
- Fargione J., Brown C. S. e Tilman D. (2003) Community assembly and invasion: An experimental test of neutral versus niche processes. *Proceedings of the national academy of science*, **100**, 8916-8920.

- Filgueiras T. S. (1990) Africanas no Brasil: gramíneas introduzidas da África. *Cadernos de Geociências*, **5**, 57-63.
- Foster B. L., Murphy C. A., Keller K. R., Aschenbach T. A., Questad E. J. e Kindscher K. (2007) Restoration of prairie community structure and ecosystem function in an abandoned hayfield: A sowing experiment. *Restoration Ecology*, **15**, 652-661.
- França H., Ramos-Neto M. B. e Setzer A. (2007) *O fogo no Parque Nacional das Emas*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Freitas G. K. e Pivello V. R. (2005) A ameaça das gramíneas exóticas à biodiversidade. In: Pivello V. R. e Varanda E. M. (eds.) *O Cerrado Pé-de-Gigante, ecologia & conservação*, pp. 283-296. São Paulo.
- Grime J. P. (2002) *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*: John Wiley & Sons.
- Gurevitch J. (1986) Competition and the local distribution of the grass *Stipa neomexicana*. *Ecology*, **67**, 46-57.
- Gurevitch J., Scheiner S. M. e Fox G. A. (2002) *The Ecology of Plants*. Sunderland: Sinauer Associates.
- Hector A., Dobson K., Minns A., Bazeley-White E. e Lawton J. H. (2001) Community diversity and invasion resistance: An experimental test in a grassland ecosystem and a review of comparable studies. *Ecological Research*, **16**, 819-831.
- Henery M. L. e Westoby M. (2001) Seed mass and seed nutrient content as predictors of seed output variation between species. *Oikos*, **92**, 479-490.

- Hoffmann W. A. e Haridasan M. (2008) The invasive grass *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in Neotropical savanna. *Austral Ecology*, **33**, 29-36.
- Hoffmann W. A., Lucatelli V. M. P. C., Silva F. J., Azevedo I. N. C., Albuquerque A. M. S., Lopes A. O., Marinho M. S. e Moreira S. P. (2004) Impact of invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Diversity and Distributions*, **10**, 99-103.
- Hughes F. e Vitousek P. (1993) Barriers to shrub reestablishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawaii. *Oecologia*, **93**, 557-563.
- IBGE (2004) *Reserva Ecológica do IBGE: Ambiente e plantas vasculares*. Rio de Janeiro: IBGE.
- Klink C. A. (1994) Effects of clipping on size and tillering of native and African grasses of the Brazilian savannas (the cerrado). *Oikos*, **70**, 365-376.
- Klink C. A. (1996) Germination and seedling establishment of two native and one invading african grass species in the Brazilian Cerrado. *Journal of Tropical Ecology*, **12**, 139-147.
- Klink C. A. e Machado R. B. (2005) Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, **19**, 707-713.
- Laboriau L. G. (1983) *A germinação das Sementes*. Whashington: OEA.
- Leal I. R. e Oliveira P. S. (1998) Interactions between fungus-growing ants (antini), fruits and seeds in cerrado vegetation in southeast Brazil *Biotropica*, **30**, 170-178.

- Leal I. R. e Oliveira P. S. (2000) Foraging ecology of anttine ants in a Neotropical savanna: seasonal use of fungal substrate in the cerrado vegetagion of Brazil. *Insectes Sociaux*, **47**, 376-382.
- Levine J. M. (2000) Species diversity and biological invasions: Relating local process to community pattern. *Science*, **288**, 852-854.
- Levine J. M., Adler P. B. e Yelenik G. (2004) A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters*, **7**, 975-989.
- Levine J. M., Vilà M., D'Antonio C. M., Dukes J. S., Grigulis K. e Lavorel S. (2003) Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society*, **270**, 775-781.
- Lindsay E. A. e Cunningham S. A. (2011) Native Grass Establishment in Grassy Woodlands with Nutrient Enriched Soil and Exotic Grass Invasion. *Restoration Ecology*, **19**, 131-140.
- Loockwood J. L., Hoopes M. A. e Marchetti M. P. (2007) *Invasion Ecology*. Malden, Massachusetts: Blackwell Publishing.
- Marinho M. S. (2013) Efeito do Fogo Anual na Mortalidade e no Banco de Sementes de *Andropogon gayanus* (Kunth) e *Melinis minutiflora* Beauv. no parque nacional de Brasília: Universidade de Brasília. Dados não Publicados.
- 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.
- Martins C. R., Carmona R. e Leite L. L. (1997) Fenologia e qualidade de sementes de *Gymnopogon doellii* uma gramínea ameaçada de extinção. In: Leite L. L. e Saito

- C. H. (eds.) *Contribuição ao conhecimento Ecológico do Cerrado*, pp. 71-74. Brasília: Universidade de Brasília.
- Martins C. R., Hay J. D. V. e Carmona R. (2009) Potencial invasor de duas cultivares de *Melinis minutiflora* no cerrado brasileiro - características de sementes e estabelecimento de plântulas. *Revista Árvore*, **33**, 713-722.
- Martins C. R. e Leite L. L. (1997) Fenologia reprodutiva de gramíneas colonizadoras de áreas degradadas no Parque Nacional de Brasília-DF, Brasi. Proceedings of the Anais do III Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, pp. 317-323.
- Martins C. R., Leite L. L. e Haridasan M. (2001) Recuperação de uma área degradada pela mineração de cascalho com uso de gramíneas nativas. *Revista Árvore*, v.25, n.2, p.157-166, 2001. *Revista Árvore*, **25**, 157-166.
- Melo F. P. L., Aguiar Neto A. V. d., Simabukuro E. A. e Tabareli M. (2004) Recrutamento e estabelecimento de plântulas. In: Ferreira A. G. e Borghetti F. (eds.) *Germinação: do básico ao aplicado*, pp. 237-250. Porto Alegre: Artmed.
- Mendonça R. C., Felfili J. M., Walter B. M. T., Silva-Júnior M. C., Rezende A. V., Filgueiras T. S., Nogueira P. E. e Fagg C. W. (2008) Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. In: Sano S. M., Almeida S. P. e Ribeiro J. F. (eds.) *Cerrado: ecologia e flora*. Vol. 2. pp. 422-442. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.
- Miranda H. S., Sato M. N., Aires F. S., Aires S. S. e Lenti F. (2011) *Desenvolvimento de técnica de manejo, sem uso de agentes químicos, no controle da espécie invasora Melinis minutiflora Beauv. (capim-gordura) para aplicação em faixas*

de servidão de estruturas lineares de transporte em áreas de Cerrado. Relatório Técnico. Brasília: Universidade de Brasília/Petrobras.

- Miranda M. I. e Klink C. A. (1996) Influencia do fogo na alocação de biomassa de *Echinolaena inflexa* em duas áreas de campo sujo de cerrado. In: Miranda H. S., Saito C. H. e Dias B. F. S. (eds.) *Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga*, pp. 37-45. Brasília: Universidade de Brasília.
- Moles A. T., Ackerly D. D., Tweddle J. C., Dickie J. B., Smith R., Leishman M. R., Mayfield M. M., Pitman A., Wood J. T. e Westoby M. (2007) Global patterns in seed size. *Global Ecology and Biogeography*, **16**, 109-116.
- Moles A. T., Ackerly D. D., Webb C. O., Tweddle J. C., Dickie J. B. e Westoby M. (2005) A brief history of seed size. *Science*, **307**, 576-580.
- Moraes C. A. e Williams D. D. (1992) Recuperação de minas de bauxita com espécies nativas de Poco de Caldas-MG. Anais do Simpósio Nacional sobre Recuperação de Areas Degradadas I, Curitiba, pp. 272-279.
- Moreira A. G. e Klink C. A. (2000) Biomass allocation and growth of tree seedlings from two contrasting Brazilian savannas. *Ecotropicos*, **13**, 43-51.
- Munhoz C. B. R. e Felfili J. M. (2005) Fenologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma comunidade de campo sujo na Fazenda Água Limpa no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, **19**, 979-988.
- Munhoz C. B. R. e Felfili J. M. (2006) Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, **20**, 671-685.
- Murakami E. A. e Klink C. A. (1996) Efeito do fogo na dinâmica de crescimento e reprodução de *Echinolaena inflexa* (poiret) Chase (Poaceae). In: Miranda H. S.,

- Saito C. H. e Dias B. F. S. (eds.) *Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga*, pp. 53-60. Brasília: Universidade de Brasília.
- Murphy H. T. e Lovett-Doust J. (2004) Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos*, **105**, 3-14.
- Neto W. N., Andrade S. M. A. e Miranda H. S. (1998) The Dynamics of the herbaceous layer following prescribed burning: A four year study in the Brazilian Savannas, In: Viegas D. X. (ed). Proceedings of the III International Conference on Forest Fire Research, Coimbra.
- Neves T. d. S., Carpanezzi A. A., Zuffellato-Ribas K. C. e Marengo R. A. (2006) Enraizamento de corticeira-da-serra em função do tipo de estaca e variações sazonais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **41**, 1699-1705.
- Oliveira P. E. (1998) Fenologia e biologia reprodutiva das espécies de Cerrado. In: Sano e Almeida S. P. d. (eds.) *Cerrado: Ambiente e Flora.*, pp. 169-192. Planaltina: Embrapa, CPAC.
- Page H. N. e Bork E. W. (2005) Effect of planting season, bunchgrass species, and neighbor control on the success of transplants for grassland restoration. *Restoration Ecology*, **13**, 651-658.
- Parron L. M. e Hay J. D. V. (1997) Effect of fire on seed production of two native grasses in the Brazilian Cerrado. *Ecotropicos*, **10**, 1-8.
- Pianka E. R. (1970) On r- and K-Selection. *The American Naturalist*, **104**, 592-597.
- Pivello V. R., Carvalho V. M. C., Lopes P. F., Peccinini A. A. e Rosso S. (1999 b) Abundance and distribution of native and alien grasses in a "Cerrado" (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica*, **31**, 71-82.

- . Pivello V. R., Shida C. N. e Meirelles S. T. (1999 a) Alien grasses in Brazilian savannas: a treat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, **8**, 1281-1294.
- Prober S. M., Thiele K. R., Lunt I. D. e Koen T. B. (2005) Restoring ecological function in temperate grassy woodlands: manipulating soil nutrients, exotic annuals and native perennial grasses through carbon supplements and spring burns. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 1073-1085.
- Ratter J. A., Ribeiro J. F. e Bridgewater S. (1997) The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany*, **80**, 223-230.
- Rejmánek M. (1989) Invasibility of plant communities. In: Drake J. A., Mooney H. A., Di Castri F., Grooves R. H., Kruger F. J., Rejmánek M. e Williamson M. (eds.) *Biological Invasions: a global perspective*. New York: John Wiley & Sons.
- Ribeiro J. F. e Walter B. M. T. (1998) Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano S. M. e Almeida S. P. (eds.) *Cerrado: ambiente e flora*, pp. 89-168. Planaltina: Embrapa: CPAC.
- Ricklefs J. F. (2003) *A Economia da Natureza*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.
- Sarukhan J. e Harper J. L. (1973) Studies on Plant Demography: *Ranunculus repens* L., *R. bulbosus* L. and *R. acris* L. I. Population flux and survivorship. *Journal of Ecology*, **61**, 675-716.
- Sasaki R. M., Rondon J. N., Zaidan L. B. P. e Felipe G. M. (1999) Number of buried seeds and seedling emergence in cerradão, cerrado and gallery forest soils at Pedregulho, Itirapina (SP), Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, **22**, 147-152.

- Sax D. F., Stachowicz J. J., Brown J. H., Bruno J. F., Dawson M. N., Gaines S. D., Grosberg R. K., Hastings A., Holt R. D. e Mayfield M. M. (2007) Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, **22**, 465-471.
- Scheffer-Basso S. M., Trentini V. e Baréa K. (2007) Manejo de *Paspalum dilatatum* Poir. biótipo Virasoro. *Revista Brasileira de Zootecnia*, **36**, 1022-1028.
- Schulze E., Beck E. e Müller-Hohnstein K. (2005) *Plant Ecology*. Berlin: Springer.
- Scott K., Setterfield S., Douglas M. e Andersen A. (2010) Soil seed banks confer resilience to savanna grass-layer plants during seasonal disturbance. *Acta Oecologica*, **36**, 202-210.
- Silva D. A. e Klink C. A. (2001) Dinâmica de foliação e perfilhamento de duas gramíneas C4 e uma C3 nativas do Cerrado. *Revista Brasileira de Botânica*, **24**, 441-446.
- Silva G. P., Fontes M. P. F., Costa L. M. d. e Venegas V. H. A. (2007) Potencialidade de plantas para revegetação de estéreis e rejeito da mineração de ferro da Mina de Alegria, Mariana-MG. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, **36**, 165-172.
- Silva J. F. e Castro F. (1989) Fire, growth and survivorship in a Neotropical savanna grass *Andropogon semiberbis* in Venezuela. *Journal of Tropical Ecology*, **5**, 387-400.
- Silva J. F., Raventós J. e Caswell H. (1990) Fire and fire exclusion effects on the growth and survival of two savanna grasses. *Acta Oecologica*, **11**, 783-800.
- Silva J. S. e 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**, 321-350.

- Silva L. d. C. R. e Corrêa R. S. (2008) Sobrevivência e crescimento de seis espécies arbóreas submetidas a quatro tratamentos em área minerada no Cerrado. *Revista Árvore*, **32**, 731-740.
- Silva R. R. (2000) *Gramíneas (Poaceae) da área de relevante interesse ecológico (ARIE) Santuário de Vida Silvestre do Riacho Fundo, DF- Brasil* Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília.
- Snaydon R. W. e Howe C. D. (1986) Root and Shoot Competition Between Established Ryegrass and Invading Grass Seedlings. *Journal of Applied Ecology*, **23**, 667-674.
- Stachowicz J. J. e Tilman D. (2005) Species invasions and the relationships between species diversity and community saturation, and ecosystem functioning. In: Sax D. F., Stachowicz J. J. e Gaines S. D. (eds.) *Species Invasions: Insights into ecology, evolution and biogeography*, pp. 41-61. Sunderland: Sinauer Associates.
- Steinaker D. F., Wilson S. D. e Peltzer D. A. (2010) Asynchronicity in root and shoot phenology in grasses and woody plants. *Global Change Biology*, **16**, 2241-2251.
- Teixeira M. L. e Fonseca C. G. (1992) Recuperação ambiental de dunas litorâneas para obtenção de ilmenita. Proceedings of the Simpósio sobre recuperação de áreas degradadas I, Curitiba, pp. 373-379.
- Tilman D. (1988) *Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities*: Princeton University Press.
- Tilman D. (1996) Biodiversity: population vs. ecosystem stability. *Ecology*, **77**, 350-363.

- Veenendaal E. N., Ernst W. H. O. e Modise G. S. (1996 a) Reproductive effort and phenology of seed production of savanna grasses with different growth form and life history. *Vegetatio*, **123**, 91-100.
- Veenendaal E. N., Ernst W. H. O. e Modise G. S. (1996 b) Effect of seasonal rainfall pattern on seedling emergence and establishment of grasses in a savana in south-eastern Botswana. *Journal of Arid Environments*, **32**, 305-317.
- Wang Z. L., Wang F. Z., Chen S. e Zhu M. Y. (2002) Competition and coexistence in regional habitats. *The American Naturalist*, **159**, 498-508.
- Watson L. (1990) The grass family, Poaceae. In: Chapman G. P. (ed.) *Reproductive versatility in the grass*, pp. 1-31. Melbourne: Cambridge Press.
- Williams D. G. e Baruch Z. (2000) African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. *Biological Invasions*, **2**, 123-140.
- Wilson S. D. e Shay J. M. S. (1990) Competition, fire and nutrients in a mixed-grass prairie. *Ecology*, **71**, 1959-1967.
- Wilson S. D. e Tilman D. (1993) Plant competition and resource availability in response to disturbance and fertilization. *Ecology*, **74**, 599-611.
- Zahawi R. A. e Holl K. D. (2009) Comparing the Performance of Tree Stakes and Seedlings to Restore Abandoned Tropical Pastures. *Restoration Ecology*, **17**, 854-864.
- Zaidan L. B. P. e Carreira R. C. (2008) Seed germination in Cerrado species. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, **20**, 167-181.