



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

MAURÍCIO CRUZ MANTOANI

REMOÇÃO DA GRAMÍNEA EXÓTICA

***Megathyrus maximus* (JACQ.) B. K. SIMON & S. W. L.**

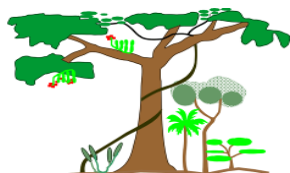
**JACOBS E A REGENERAÇÃO NATURAL EM UM
REFLORESTAMENTO DE 20 ANOS**



**UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA**



m e s t r a d o
ciências biológicas
zooloogia e botânica



LABRE



CAPES



**Conselho Nacional de Desenvolvimento
Científico e Tecnológico**

MAURÍCIO CRUZ MANTOANI

REMOÇÃO DA GRAMÍNEA EXÓTICA

***Megathyrus maximus* (JACQ.) B. K. SIMON & S. W. L.**

JACOBS E A REGENERAÇÃO NATURAL EM UM

REFLORESTAMENTO DE 20 ANOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina como parte dos requisitos à obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo D. Torezan

**Londrina
2013**

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
BIOLÓGICAS

DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Discente: Mauricio Cruz Mantoani

Título: "Remoção da gramínea exótica *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs e a regeneração natural em um reflorestamento de 20 anos" .

Data da Defesa: 20 de fevereiro de 2013 – 13:30 hs, na sala CCB S/10 do Centro de Ciências Biológicas, desta Universidade.

Banca Examinadora

Parecer

Presidente:

Dr. José Marcelo Domingues Torezan

APROVADO

Titulares:

Dr^a. Flaviana Maluf de Souza

Aprovado

Dr. José Antonio Pimenta

APROVADO

Parecer Final APROVADO

Dr. José Marcelo Domingues Torezan

Dr^a. Flaviana Maluf de Souza

Dr. José Antonio Pimenta

**Catálogo elaborado pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da
Universidade Estadual de Londrina.**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

M293r Mantoani, Maurício Cruz.
Remoção da gramínea exótica *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon &
S. W. L. Jacobs e a regeneração natural em um reflorestamento de 20 anos /
Maurício Cruz Mantoani. – Londrina, 2013.
xiii, 111 f. : il.

Orientador: José Marcelo Domingues Torezan.
Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de
Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em
Ciências Biológicas, 2013.
Inclui bibliografia.

1. Reflorestamento – Teses. 2. Regeneração (Botânica) – Teses. 3. Plantas
invasoras – Controle – Teses. 4. Capim guiné – Teses. 5. Herbicidas – Teses.
I. Torezan, José Marcelo Domingues. II. Universidade Estadual de Londrina.
Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas.
III. Título.

CDU 634.0.2:632.51

*À minha família, meu tesouro,
meus pais, Roberto e Fátima,
e meus irmãos, Leandro e Vanessa
que me ensinam o que é vida!*

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Senhor e Deus de minha vida, Jesus Cristo, o qual me deu a oportunidade desse sonho, fé e forças para realizá-lo!

Agradeço aos meus pais, Roberto e Fátima, pela vida, amor e carinho incondicionais, e aos meus irmãos, Leandro e Vanessa, pela cumplicidade e amor!

Agradeço ao Programa de Mestrado em Ciências Biológicas da UEL, a CAPES e ao CNPq.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. José Marcelo D. Torezan, por todo ensinamento acadêmico-profissional e de vida, pela oportunidade de nova orientação e amizade!

Agradeço ao Instituto Ambiental do Paraná, pela liberação do estudo e oportunidade, especialmente, a gerente do P.E. Mata dos Godoy, Leliana Casagrande.

Agradeço à Flaviana Maluf de Souza e José Antonio Pimenta pelas contribuições e sugestões. Agradeço também a Giselda Duringan, do Projeto Manejar é Preciso, pelas contribuições.

Agradeço aos funcionários do LABRE, Alba Lúcia Cavalheiro, pelos momentos de descontrações, Odair do Carmo Pavão, Orandir Marques Gonçalves, Osmar de Matos Teixeira e Norival Soares do Cabo, pela ajuda fundamental em campo!

Agradeço aos colegas de pós-graduação do LABRE, Magali Daiane Grandó, Mariana Chaves Mota, Cinthia Montibeller Santos, Lya Carolina da Silva Mariano Pereira, Renata Picollo Scervino, Gabriela Ribeiro de Andrade, Gabriela Oliveira Scolari, Roberta Thays dos Santos Cury, Carolina de Cássia Cainelli de Oliveira, e especialmente, Jézili Dias, pelas contribuições, ajuda em campo, amizade e coautoria.

Agradeço aos colegas de graduação do LABRE, que me ajudaram na coleta de dados, principalmente, Maria Augusta de Assis Monteiro da Fonte, com o banco de sementes.

Agradeço a todos os colegas da Turma de Mestrado 2011, “Turma do Petterson”, pelas horas vividas, discussões acadêmicas, aulas, trabalhos, seminários, projetos, campos, enfim, por toda aprendizagem cúmplice, especialmente, Arthur Berbel Lírio Rondina, Lídia Costa da Silva e Miguel Ferreira Júnior.

Agradeço a todos os amigos que me deram forças nessa caminhada e não me deixaram desistir, principalmente e especialmente, Anderson Alves, Douglas Wenceslau Polli, Eron Ortiz Borges, Vinícius Araújo Peralta, Bárbara Gionco, Edilaine de Oliveira Peralta, Fernanda Felício, Marcela Blagitz Ferraz do Nascimento, Nayara Tartari Soto, Paula Ferracioli, Renata Maciel de Freitas e Sandra Regina Galvão.

Agradeço a toda Renovação Carismática Católica (RCC), em especial a Maria Ivone Ferreira Ranieri, ao Ministério Universidades Renovadas (MUR), principalmente a Alice Werner, e ao Padre Marcelo Gomes, por todo discernimento e incentivo espiritual, e a todos os que fazem parte do MUR Londrina, por me apascentarem. Agradeço também aos amigos do Javé Nessi pelos momentos de união, amizade e descontração.

A todos vocês, meu muito obrigado!

MANTOANI, Maurício Cruz. **Remoção da gramínea exótica *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs e a regeneração natural em um reflorestamento de 20 anos.** 2013. 111f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas: Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2013.

RESUMO

Três experimentos foram realizados para estudar as respostas da regeneração e impactos de diferentes técnicas de controle do capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) em um reflorestamento de 20 anos. No primeiro e segundo experimentos, 30 parcelas de 10 x 20 m foram instaladas e distribuídas em três grupos com 10 parcelas cada, sendo: controle, roçagem com roçadeiras costais e roçagem seguida da aplicação de Roundup Transorb R® (glifosato). Foram amostrados todos os indivíduos de espécies lenhosas > 1 m, e para se amostrar indivíduos > 10 cm e < 1 m, duas sub-parcelas de 5 x 5 m foram implantadas em cada parcela. Entretanto, no experimento 1, foram acompanhados somente os indivíduos que estavam previamente marcados antes das remoções de *M. maximus*, para verificar a mortalidade e os danos à regeneração. No terceiro experimento, 45 parcelas de 5 x 5 m foram instaladas e distribuídas em três grupos com 10 parcelas cada, sendo: controle, remoção manual por um ano e remoção manual por dois anos. Todos os indivíduos de espécies lenhosas > 10 cm foram amostrados. Dados de abundância e riqueza de espécies, cobertura, número de plântulas e banco de sementes de *M. maximus*, cobertura de dossel, mortalidade e recrutamento foram coletados. No primeiro experimento, não houve diferença entre a mortalidade dos tratamentos de remoção com a mortalidade natural do controle, e somente no tratamento com uso exclusivo de roçadeiras, a abundância e a riqueza de espécies de indivíduos > 1 m permaneceram inalteradas. O custo final do tratamento de roçagem foi 34,1% maior do que o custo do tratamento com herbicida, e mesmo que o custo para se realizar novas intervenções diminua para ambos, há aumento dos custos quando ocorre necessidade de intervenções esparsas em áreas pequenas. No segundo experimento, a quantidade de sementes de capim-colonião foi menor em áreas com maior quantidade de regenerantes e com a melhora da regeneração no controle, não houve diferenças para os três grupos, todavia, as plantas < 1 m sofreram forte redução no tratamento com glifosato. No terceiro experimento, o número de plântulas de capim-colonião diminuiu com as repetidas remoções, e após quatro anos, a abundância total e a riqueza de espécies pioneiras foram maiores nos tratamentos de remoção. A competição com o capim-colonião parece estar associada mais fortemente com outros parâmetros do que com a luz, e com espécies pioneiras. *M. maximus* é causa da lenta sucessão local, embora esteja sendo suprimida vagarosamente pela vegetação, denotando a importância da estrutura arbórea, da proximidade com o fragmento florestal para chegada de novos indivíduos e do isolamento de fogo da área. As técnicas podem ser usadas para acelerar a sucessão local, entretanto, o uso de glifosato deve ser restrito a áreas com baixa cobertura de dossel no inverno (< 70%), por essas demandarem mais manutenções, e pela técnica ser mais prejudicial à regeneração, pois houve alta mortalidade (73%) de indivíduos < 1 m em áreas com densa infestação (100%).

Palavras-chave: Glifosato. Manejo adaptativo. *Panicum maximum* Jacq.

MANTOANI, Maurício Cruz. **Removal of guinea grass (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) and the natural regeneration in a 20-year reforestation site.** 2013. 111p. Dissertation (Master's Degree in Biological Sciences: Botany) – State University of Londrina, Londrina, 2013.

ABSTRACT

We conducted three experiments to study the responses of regeneration and the impacts of different control techniques on guinea grass (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) in a 20-year reforestation site. In the first and second experiments, 30 plots of 10 x 20 m were installed and divided into three groups with 10 plots each: control, mowing with coastal trimmers and mowing following Roundup Transorb R® (glyphosate) application. We sampled all individuals of woody species > 1 m, and to sample individuals > 10 cm and < 1 m, two sub-plots of 5 x 5 m were established in each plot. Only in experiment 1, we accompanied only individuals who were previously marked before the first mowing of *M. maximus*, for checking the mortality and damage on regeneration by the techniques. In third experiment, 45 plots of 5 x 5 m were installed and divided in three groups with 10 plots each: control, manual weeding for a year and manual weeding for two. All individuals of woody species > 10 cm were sampled. Data like abundance and species richness, cover, number of seedlings and seed bank of *M. maximus*, canopy cover, recruitment and mortality were collected. In the first experiment, there was no difference between the mortality of removal treatments with natural mortality find in control, and only in the treatment with exclusive use of coastal trimmers, abundance and species richness for individuals > 1 m remained unchanged. The final cost of the mowing treatment was 34.1% higher than the cost of herbicide treatment, and even if the cost to perform new interventions decrease for both, there are increased costs when there is need for interventions scattered over small areas. In second experiment, the amount of guinea grass seeds was lower in areas with more regenerants, and with improved regeneration of control, there were no differences for the three groups, however, plants < 1 m were strongly reduced in glyphosate treatment. In third experiment, the number of guinea grass seedlings decreased with repeated removals, and after four years, the total abundance and pioneer species richness were greater in removal treatments. Competition with *M. maximus* appears to be associated more strongly with other parameters than light, and with pioneer species. Guinea grass causes the slow succession site, but is being suppressed by the vegetation gradually, emphasizing the importance of the tree structure, proximity to the forest fragment (to arrival of new seedlings) and isolation of the fire. The techniques can be used to accelerate the succession site, however, the use of glyphosate should be restricted to areas with low winter canopy cover (< 70%), as theses demanding more maintenance, and because the technique is more damaging on regeneration, since there was high mortality (73%) of individuals < 1 m in areas with dense infestation (100%).

Key-words: Adaptive management. Glyphosate. *Panicum maximum* Jacq.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1** – Localização da área de estudo no município de Londrina, norte do estado do Paraná. A área delimitada em amarelo é o Parque Estadual “Mata dos Godoy”, que inclui o reflorestamento conhecido como Projeto Madeira (área delimitada em vermelho). Extraído e modificado de Barbosa (2006). 28
- Figura 2** – Número de indivíduos mortos nos tratamentos de roçagem e roçagem seguida de aplicação de Roundup Transorb R ® para remoção da gramínea invasora *Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs, em 20 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Legenda: Roçagem inicial – roçagem realizada nas 20 parcelas com roçadeiras costais nos dois tratamentos. 1ª - 4ª I. A. – intervenções adicionais realizadas nos tratamentos. Nota: para o tratamento de roçagem, foram realizadas mais quatro roçagens e, para o tratamento de roçagem com herbicida, foram realizadas mais três pulverizações. 35
- Figura 3** – Número de indivíduos mortos no tratamento de roçagem com herbicida para remoção da gramínea invasora *Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs, em 20 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Nota: as setas indicam as três aplicações do herbicida Roundup Transorb R ® - glifosato. 35
- Figura 4** – Número de indivíduos danificados (com rebrota) nos tratamentos de roçagem e roçagem seguida de aplicação de Roundup Transorb R ® para remoção da gramínea invasora *Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs, em 20 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Legenda: Roçagem inicial – roçagem realizada nas 20 parcelas com roçadeiras costais nos dois tratamentos. 1ª - 4ª I. A. – intervenções adicionais realizadas nos tratamentos. Nota: para o tratamento de roçagem, foram realizadas mais quatro roçagens e,

para o tratamento de roçagem com herbicida, foram realizadas mais três pulverizações..... 36

Figura 5 – Número de indivíduos danificados (com rebrota) no tratamento de roçagem seguida da aplicação de herbicida para remoção da gramínea invasora *Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs, em 20 parcelas no sub-bosquedo Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Nota: as setas indicam as três aplicações de Roundup Transorb R® - glifosato..... 37

Figura 6 – Cobertura de capim-colonião (*Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) ao longo das intervenções realizadas em 20 parcelas no Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Legenda: R. I. – roçagem inicial (roçadeiras costais) realizada nas 20 parcelas dos tratamentos de remoção do capim-colonião; 1ª – 4ª I. A. – intervenções adicionais realizadas nos tratamentos; CON – controle; ROC – roçagem; HERB – roçagem seguida de aplicação de glifosato. Nota: as barras representam o erro padrão e os símbolos as médias de cada tratamento. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre tratamentos, para um mesmo período. Letras minúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre períodos, para um mesmo tratamento. Para o tratamento de roçagem, foram realizadas mais quatro roçagens e, para o tratamento de roçagem com herbicida, foram realizadas mais três pulverizações. 38

Figura 7 – Custos estimados (para hectare e em reais) dos tratamentos de remoção de capim-colonião (*Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) em 20 parcelas no Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Legenda: R. I. – roçagem inicial (roçadeiras costais) realizada nas 20 parcelas dos tratamentos de remoção de capim-colonião; 1ª – 4ª I. A. – intervenções adicionais realizadas nos tratamentos; C. T. – custo total estimado dos tratamentos. Nota: para o tratamento de roçagem, foram realizadas mais quatro roçagens e, para o tratamento de roçagem com

herbicida, foram realizadas mais três pulverizações de Roundup Transorb R ®..... 39

Figura 8 – Custos estimados (por parcela e em reais) dos tratamentos de remoção de capim-colonião (*Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) em 20 parcelas no Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Legenda: R. I. – roçagem inicial (roçadeiras costais) realizada nas 20 parcelas dos tratamentos de remoção de capim-colonião; 1ª – 4ª I. A. – intervenções adicionais realizadas nos tratamentos; C. T. – custo total estimado dos tratamentos. Nota: para o tratamento de roçagem, foram realizadas mais quatro roçagens e, para o tratamento de roçagem com herbicida, foram realizadas mais três pulverizações de Roundup Transorb R ®..... 40

CAPÍTULO 2

Figura 1 – Localização da área de estudo no município de Londrina, norte do estado do Paraná. A área delimitada em amarelo é o Parque Estadual “Mata dos Godoy”, que inclui o reflorestamento conhecido como Projeto Madeira (área delimitada em vermelho). Extraído e modificado de Barbosa (2006). 50

Figura 2 – Relações entre a cobertura de capim-colonião (*M. maximus* - %) e a abundância de indivíduos menores (A) e maiores (B) que 1 m, bem como com a riqueza de espécies de indivíduos de pequeno porte (C) e maior porte (D) nas parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados). 54

Figura 3 – Relações entre a abundância de sementes de capim-colonião (*M. maximus* – Banco de Sementes), com a altura da gramínea (A), e com a abundância inicial de indivíduos > 1 m, antes da roçagem inicial em ambos os tratamentos de remoção da gramínea (B), das 30 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados)..... 55

Figura 4 – Incremento na riqueza de espécies (S) por indivíduos regenerantes que não estavam previamente marcados nas sub-parcelas. Nota: as barras representam o erro padrão e os pontos as médias de cada tratamento. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre tratamentos..... 58

CAPÍTULO 3

Figura 1 – Localização da área de estudo no município de Londrina, norte do estado do Paraná. A área delimitada em amarelo é o Parque Estadual “Mata dos Godoy”, que inclui o reflorestamento conhecido como Projeto Madeira (área delimitada em vermelho). Extraído e modificado de Barbosa (2006). 82

Figura 2 – Relações entre a cobertura de capim-colonião (*M. maximus* - %) e a abundância (A) e riqueza (B) de indivíduos regenerantes com altura acima de 10 cm em 45 parcelas, antes da capina manual inicial nas parcelas dos tratamentos de remoção, no sub-bosque do Projeto Madeira PEMG, Londrina-PR (dados não transformados)..... 85

Figura 3 – Cobertura de capim-colonião (*M. maximus* - %) em 15 parcelas de controle ao longo de quatro anos de estudo no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados). Nota: as barras representam o erro padrão e os pontos as médias. Letras minúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre períodos. 86

Figura 4 – Número de plântulas de capim-colonião (*M. maximus*) que foram arrancadas manualmente ou contabilizadas (e deixadas vivas) nas repetidas remoções em 30 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados). Nota: as barras representam o erro padrão e os símbolos as médias de cada tratamento. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre tratamentos, para um mesmo período. Letras minúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre

períodos, para um mesmo tratamento. A seta de linha sólida indica o momento (um ano) em que a remoção de plântulas de capim-colonião cessou para o tratamento de remoção por um ano e abandono por três anos (CAP1). A seta de linha tracejada indica o momento (dois anos) em que a remoção de plântulas de capim-colonião cessou para o tratamento de remoção por dois anos e abandono por mais dois anos (CAP2). 87

Figura 5 – Variação da cobertura de dossel (%) ao longo de quatro anos nos períodos amostrais (0 – antes, 3 – três meses, 6 – seis meses, 12 – um ano, 24 – dois anos, 48 – quatro anos após a capina manual de capim-colonião (*M. maximus*)), para os tratamentos de controle (CON), remoção por um ano e abandono por três anos (CAP1) e remoção por dois anos e abandono por dois anos (CAP2), de 45 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados). Nota: as barras representam o erro padrão e os símbolos as médias de cada tratamento. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre tratamentos, para um mesmo período. Letras minúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre períodos, para um mesmo tratamento. 88

Figura 6 – Abundância de indivíduos regenerantes ao longo de quatro anos nos períodos amostrais (0 – antes, 3 – três meses, 6 – seis meses, 12 – um ano, 24 – dois anos, 48 – quatro anos depois da capina manual inicial de capim-colonião (*M. maximus*)), para os tratamentos de controle (CON), remoção por um ano e abandono por três anos (CAP1) e remoção por dois anos e abandono por dois anos (CAP2), de 45 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados). Nota: as barras representam o erro padrão e os símbolos as médias de cada tratamento. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre tratamentos, para um mesmo período. Letras minúsculas indicam diferenças

significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre períodos, para um mesmo tratamento. 89

Figura 7 – Abundância (N) de espécies pioneiras (P) ao longo de quatro anos nos períodos amostrais (0 – antes, 3 – três meses, 6 – seis meses, 12 – um ano, 24 – dois anos, 48 – quatro anos após a capina manual de capim-colonião (*M. maximus*)), para os tratamentos de controle (CON), capina por um ano e abandono por três anos (CAP1) e capina por dois anos e abandono por mais dois (CAP2), de 45 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados). Nota: as barras representam o erro e os símbolos as médias de cada tratamento. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre tratamentos, para um mesmo período. Letras minúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre períodos, para um mesmo tratamento. 90

Figura 8 – Abundância de indivíduos de espécies exóticas ao longo de quatro anos nos períodos amostrais (0 – antes, 3 – três meses, 6 – seis meses, 12 – um ano, 24 – dois anos, 48 – quatro anos depois da capina manual de capim-colonião (*M. maximus*)), para os tratamentos de controle (CON), capina por um ano e abandono por três anos (CAP1) e capina por dois anos e abandono por mais dois (CAP2), de 45 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados). Nota: as barras representam o erro padrão e os símbolos as médias de cada tratamento. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre tratamentos, para um mesmo período. Letras minúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre períodos, para um mesmo tratamento. 92

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1 – Variáveis da regeneração (média ± erro padrão), antes e após um ano de remoção do capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) dos três grupos estudados (CON – controle; ROC – roçagem; HERB – roçagem seguida da aplicação de Roundup Transorb R ® - glifosato), no Parque Estadual “Mata dos Godoy”, Londrina-PR. Legenda: AR – antes da roçagem inicial; 1ANO – um ano após as intervenções. Nota: dados seguidos de (*) são diferentes entre tempos para um mesmo tratamento, pelo Teste de Tukey ($p < 5\%$). As mortalidades causadas pelos tratamentos de roçagem e roçagem mais herbicida se referem exclusivamente à mortalidade causada por tais técnicas, e a mortalidade do controle, se refere à mortalidade natural encontrada nas áreas com a gramínea exótica..... 33

CAPÍTULO 2

Tabela 1 – Famílias botânicas e espécies mais abundantes da regeneração, para plantas > 1 m em 30 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Dados de abundância total para antes e um ano após a roçagem inicial realizada nos tratamentos para a remoção de capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs)..... 56

Tabela 2 - Famílias botânicas e espécies mais abundantes da regeneração, para plantas < 1 m em 60 sub-parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Dados de abundância total para antes e um ano após a roçagem inicial realizada nos tratamentos para a remoção de capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs)..... 57

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	17
REFERÊNCIAS	22
CAPÍTULO 1 - ROÇAGEM E APLICAÇÃO DE HERBICIDA PARA CONTROLE DE CAPIM-COLONIÃO, <i>MEGATHYRSUS MAXIMUS</i>: DANOS SOBRE A REGENERAÇÃO NATURAL PRÉ-EXISTENTE EM UM REFLORESTAMENTO DE 20 ANOS.....	26
Resumo	26
1 INTRODUÇÃO.....	26
2 MATERIAL E MÉTODOS	28
2.1 Área de Estudo.....	28
2.2 Delineamento Experimental	29
2.3 Coleta dos Dados.....	30
2.4 Gastos dos Tratamentos	31
2.5 Análise dos Dados	32
3 RESULTADOS	33
4 DISCUSSÃO	40
5 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	43
REFERÊNCIAS	44
CAPÍTULO 2 - REGENERAÇÃO EM UM REFLORESTAMENTO DE 20 ANOS APÓS ROÇAGEM E APLICAÇÃO DE HERBICIDA PARA CONTROLE DE CAPIM- COLONIÃO, <i>MEGATHYRSUS MAXIMUS</i>	47
Resumo	47
1 INTRODUÇÃO.....	47
2 MATERIAL E MÉTODOS	49
2.1 Área de Estudo.....	49
2.2 Delineamento Experimental	51
2.3 Coleta dos Dados.....	52
2.4 Análise dos Dados	53

3	RESULTADOS	53
3.1	Estrutura do Reflorestamento – Cobertura de <i>M. maximus</i> e de Dossel	53
3.2	Estrutura da Regeneração	55
3.2.1	<i>Plantas Maiores que 1 m</i>	55
3.2.2	<i>Plantas Menores que 1 m</i>	56
3.2.3	<i>Recrutamento de Indivíduos de Pequeno Porte</i>	58
3.3	Interação Tratamentos x Tempos Amostrais	59
3.3.1	<i>Plantas Maiores que 1 m</i>	59
3.3.2	<i>Plantas Menores que 1 m</i>	59
4	DISCUSSÃO	60
4.1	Estrutura do Reflorestamento – Cobertura de <i>M. maximus</i> e de Dossel	60
4.2	Estrutura da Regeneração e Interação Tratamentos x Tempos Amostrais	61
5	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	63
	REFERÊNCIAS	63
	Apêndice 1	67
	Apêndice 2	74
	CAPÍTULO 3 - A REGENERAÇÃO NATURAL EM UM REFLORESTAMENTO DE 20 ANOS APÓS QUATRO ANOS DE REMOÇÃO MANUAL DA GRAMÍNEA EXÓTICA <i>MEGATHYRSUS MAXIMUS</i>	79
	RESUMO	79
1	INTRODUÇÃO	79
2	MATERIAL E MÉTODOS	82
2.1	Área de Estudo	82
2.2	Delineamento Experimental	83
2.3	Coleta dos Dados	84
2.4	Análise dos Dados	84
3	RESULTADOS	85
3.1	Estrutura do Reflorestamento	85
3.1.1	<i>Cobertura de <i>M. maximus</i></i>	85

3.1.2	<i>Remoção de plântulas de M. maximus</i>	86
3.1.3	<i>Cobertura de Dossel</i>	88
3.2	Estrutura da Regeneração – Interação Tratamentos x Tempos	
	Amostrais	89
4	DISCUSSÃO	92
4.1	Estrutura do Reflorestamento	92
4.1.1	<i>Cobertura e remoção de plântulas de M. maximus</i>	92
4.1.2	<i>Cobertura de Dossel</i>	94
4.2	Estrutura da Regeneração – Interação Tratamentos x Tempos	
	Amostrais	95
5	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	97
	REFERÊNCIAS	98
	APÊNDICE 1	103
	 CONSIDERAÇÕES GERAIS E IMPLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PROJETO MADEIRA	 110

INTRODUÇÃO GERAL

As principais barreiras à regeneração natural em áreas reflorestadas ou em restauração são a escassez e a distância da fonte de propágulos (HOLL et al., 2000; HOOPER; LEGENDRE; CONDIT, 2005; WUNDERLE JR., 1997), a degradação do solo (KING; HOBBS, 2006), a predação de plântulas ou sementes (DOUST, 2011) e a competição com gramíneas (BROOKS; SETTERFIELD; DOUGLAS, 2010; DAVIES; SHELEY, 2011; GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011; HOLL et al., 2000).

A proximidade com fragmentos florestais (BARBOSA, 2006), os modelos de reflorestamento (SOUZA; BATISTA, 2004; SUGANUMA, 2008), o microclima (CAMPANELLO et al., 2007), os processos do ecossistema (KING; HOBBS, 2006), a radiação solar que chega ao estrato inferior e a cobertura do dossel (DENSLOW, 1987), bem como a cobertura vegetal próxima ao solo (VANDENBERGHE et al., 2006) influenciam diretamente a colonização do sub-bosque. A riqueza de espécies regenerantes e a abundância de plantas do sub-bosque são afetadas também pela dinâmica da comunidade (i.e., morte e queda de indivíduos, floração e frutificação) (MONTTI et al., 2011) e composição de árvores do dossel, já que essas, além de dispersarem localmente, servem de poleiros para dispersores (PARROTTA, 1995; PARROTTA; TURNBULL; JONES, 1997).

O plantio de reflorestamentos próximos a remanescentes florestais é utilizado na ecologia da restauração, pois acelera a recuperação ambiental dessas áreas. A diminuição das distâncias das fontes de propágulos, dos efeitos de borda e a formação de habitat para animais dispersores tráfegarem entre o reflorestamento e a fonte de propágulos, estão entre os principais benefícios para a regeneração (BARBOSA, 2006; PARROTTA; TURNBULL; JONES, 1997; SOUZA; BATISTA, 2004; SUGANUMA, 2008; WUNDERLE JR., 1997).

Apesar disso, se o processo de sucessão é lento e parece estar estagnado, é importante verificar a composição florística e a regeneração no sub-bosque para identificar a ocorrência de espécies de estágios sucessionais mais avançados na área. A realização de plantios de adensamento (ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000) ou de ações de controle de espécies exóticas invasoras (SESSEGOLO, 2006), para dar continuidade ao processo de regeneração, são de suma importância em áreas em restauração, para não levar ao colapso do sistema, futuramente, pela ausência de regenerantes (SOUZA; BATISTA, 2004).

Existe uma grande preocupação em proteger as unidades de conservação da invasão por espécies exóticas (ZILLER, 2006), porque os processos de invasões biológicas

causam sérios riscos à biodiversidade e podem levar ao desaparecimento local das espécies nativas. A grande maioria das invasoras é muito agressiva e pode gerar alterações nas características do ambiente em que se instala, modificando ciclos biogeoquímicos, microclima local e processos do ecossistema (MACK et al., 2000). Após a instalação das espécies exóticas invasoras e fracasso nos métodos de prevenção e conservação, somente algumas medidas como o controle dessas espécies poderão reduzir os impactos negativos causados, já que sua erradicação muitas vezes é impossível (WILSON; PÄRTEL, 2003; WITTENBERG; COCK, 2001).

A remoção de espécies exóticas pode melhorar o estabelecimento de espécies nativas nos locais invadidos por diminuírem a competição, aumentarem o espaço físico para germinação ou chegada ao solo de sementes de outros locais e possibilitarem maior sobrevivência das plântulas (HOOPER; LEGENDRE; CONDIT, 2005; VIDRA; SHEAR; STUCKY, 2007). Locais com vegetação nativa remanescente próximos a fontes de espécies invasoras devem ser priorizados na restauração ecológica (DAVIES; SHELEY, 2011), pelo motivo de maior sucesso nos esforços de restauração e contínua degradação caso não se realize nenhuma intervenção (BROOKS; SETTERFIELD; DOUGLAS, 2010).

Contudo, embora as ações de controle de espécies exóticas invasoras sejam desejáveis, suas aplicações devem ser discutidas caso a caso, já que podem beneficiar algumas espécies e prejudicar outras (DUNCAN; CHAPMAN, 2003; SIMMONS et al., 2007). Assim, por provocarem alterações nos parâmetros abióticos (luz, temperatura, disponibilidade de água) (CAMPANELLO et al., 2007; ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000) e bióticos (predação, interações de facilitação e/ou competição) (HOOPER; CONDIT; LEGENDRE, 2002) que interagem com a germinação, crescimento e sobrevivência das plantas nativas, o controle de espécies exóticas invasoras pode ser complicado ou ineficiente.

Deste modo, pela variação das respostas da regeneração, deve se tomar cuidado com o método de controle aplicado, já que podem ocorrer respostas positivas e negativas ao mesmo tempo, como, por exemplo, o aumento em altura dos indivíduos regenerantes com concomitante diminuição de sua densidade (DUNCAN; CHAPMAN, 2003). Pode ocorrer ainda, dominação do sub-bosque por outras espécies indesejadas (CAMPANELLO et al., 2007), diminuição do estabelecimento de espécies de estágios sucessionais mais avançados (HOOPER; CONDIT; LEGENDRE, 2002; ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000) e diminuição da riqueza de espécies após as intervenções (CHAPMAN et al., 2002). Em alguns casos, há registro de retardo da sucessão pela elevada mortalidade de regenerantes (SAMPAIO; HOLL; SCARIOT, 2007).

Dentre as espécies exóticas invasoras, as gramíneas têm destaque por terem sido amplamente dispersadas pelo homem para a formação de pastagens ao redor do mundo todo (PARSONS, 1972) e estarem presentes em ambientes altamente inóspitos, como na Antártica (MOLINA-MONTENEGRO et al., 2012). Por causarem alterações drásticas nos locais onde se instalam como ocorre com o ciclo de fogo (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992) e persistirem após longos anos (e.g., 50) de tentativas de controle (MACK, 2011), o estudo de técnicas de controle das gramíneas invasoras, e de seus impactos diretos e indiretos, se faz necessário.

Muitos estudos citam a necessidade de se discutir a aplicação e revisão das técnicas de combate a gramíneas exóticas invasoras, pela ampla variação de respostas da regeneração, divergência e ineficácia dos métodos aplicados para controlar tais plantas (BROOKS; SETTERFIELD; DOUGLAS, 2010; CHAPMAN et al., 2002; CRAVEN; HALL; VERJANS, 2009; D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; HELLMANN et al., 2008; KING; HOBBS, 2006; SIMMONS et al., 2007). O alto custo de emprego de alguns métodos na restauração e a impossibilidade do uso de determinadas técnicas em algumas áreas (SAMPAIO; HOLL; SCARIOT, 2007) dificultam a tomada de decisões. Além disso, a possibilidade da redução de eficácia de herbicidas em face de condições elevadas de CO₂ (ZISKA; FAULKNER; LYDON, 2004) e de lesões a organismos não alvos (e.g., efeitos subletais em anfíbios – vide CAUBLE; WAGNER, 2005; HOWE et al., 2004), estão entre os principais empecilhos ao emprego de algumas técnicas, como o uso de herbicidas.

No Brasil essa discussão é um pouco mais recente. Pivello (2011) cita a necessidade de estudos de combate às gramíneas africanas invasoras no país utilizando diferentes técnicas de controle (e.g., capina manual, capina mecânica com roçadeiras e tratores, aplicação de herbicidas, uso de fogo e controle biológico clássico) e de arranjo paisagístico (e.g., plantio de indivíduos de espécies de crescimento rápido para sombreamento, modelos e espaçamento utilizado nos reflorestamentos). Dentre as gramíneas exóticas invasoras no país, destaca-se o capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs). Silva (1968), um dos primeiros autores a estudar essa espécie no Brasil, cita que o capim-colonião é originário da África e que foi introduzido com o fim de formar pastagens para a criação de gado. Perene e heliófita, essa gramínea exótica possui reprodução vegetativa por rizomas e dispersão de sementes pelo vento, e principalmente, pelas aves (SILVA, 1969).

O capim-colonião forma touceiras resistentes, responsáveis pela reprodução vegetativa e rebrota pós-queimada, e floresce durante um longo período, o que permite uma

dispersão intensa. É uma importante espécie infestante que prejudica culturas como a da cana-de-açúcar (KISSMANN, 1997). Silva (1969) considera ainda que, por ter se tornado um grave problema para a conservação da biodiversidade, é importante realizar o controle dessa gramínea exótica em áreas invadidas, já que sua erradicação é praticamente impossível.

Em nosso país, Souza e Batista (2004) citam que o capim-colonião é barreira para a regeneração do sub-bosque de reflorestamentos no estado de São Paulo, apresentando uma correlação positiva com a deciduidade do dossel das áreas, e Dias (2011) alega que a mesma não tem correlação com a idade de reflorestamentos no norte do estado do Paraná. Em um recente estudo, Ammond et al. (2012) mencionam que o capim-colonião pode apresentar um mecanismo de dormência na estação seca, o que favoreceria sua persistência em locais com elevada presença de espécies decíduas.

Atualmente, na paisagem muito fragmentada do norte do estado do Paraná, o plantio de reflorestamentos próximos a fragmentos florestais vem sendo utilizado. Contudo, pela persistência de gramíneas exóticas invasoras no sub-bosque, a continuidade do processo de sucessão ecológica tem sido retardada em alguns casos, e assim, há necessidade de melhor compreensão do papel das gramíneas exóticas na sucessão, bem como de respostas das técnicas de controle, no aspecto de conservação de fragmentos florestais e a aceleração da sucessão ecológica em reflorestamentos consolidados.

Deste modo, este estudo pretende contribuir para uma melhor compreensão do papel de gramíneas exóticas invasoras no processo sucessional, bem como gerar subsídios técnicos para o manejo do reflorestamento denominado Projeto Madeira, um reflorestamento adjacente ao Parque Estadual “Mata dos Godoy”, um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Londrina, norte do Estado do Paraná, Brasil. Implantado durante os anos de 1990-1992, o reflorestamento tinha o propósito de servir de modelo para produtores locais e testar o potencial madeireiro de algumas espécies nativas. A área teve intervenções com relação ao controle de gramíneas (capina manual com enxada) nos primeiros anos até 1994 e, após o abandono do objetivo inicial, mesmo depois de transcorridos 20 anos, o sub-bosque apresenta-se dominado por capim-colonião.

O processo de invasão biológica da gramínea exótica foi favorecido pela biologia dos indivíduos plantados, já que todas as espécies são decíduas, e pela estrutura do reflorestamento, amplo espaçamento (3x3 m), o que permite entrada de grande quantidade de luz no sub-bosque, principalmente no inverno (BARBOSA, 2006), facilitando a persistência da gramínea. Em um estudo anterior, foi constatado que o capim-colonião influencia negativamente a regeneração natural, sendo uma das possíveis causas para a lentidão da

sucessão ecológica no local (MANTOANI et al., 2012). Desta forma, neste estudo, três experimentos foram realizados para avaliar as respostas da regeneração e os impactos de diferentes técnicas de controle do capim-colonião (i.e., capina manual, roçagem e aplicação de glifosato) na colonização do sub-bosque do reflorestamento denominado Projeto Madeira.

REFERÊNCIAS

- AMMONDT, Selita A. et al. Restoration of native plant communities in a Hawaiian dry lowland ecosystem dominated by the invasive grass *Megathyrsus maximus*. **Applied Vegetation Science**, v. 16, n. 1, p. 29-39, jan 2013.
- BARBOSA, Carlos Eduardo de Araújo. **A estrutura da paisagem e a diversidade de plantas em reflorestamentos**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas: Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- BROOKS, Kristine J.; SETTERFIELD, Samantha A.; DOUGLAS, Michael M. Exotic grass invasions: applying a conceptual framework to the dynamics of degradation and restoration in Australia's tropical savannas. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 2, p. 188-197, 2010.
- CAMPANELLO, Paula I. et al. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 252, p. 108-117, 2007.
- CAUBLE, K.; WAGNER, R. S. Sublethal effects of the herbicide glyphosate on amphibian metamorphosis and development. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 75, p. 429-435, 2005.
- CHAPMAN, Colin. A. et al. Does weeding promote regeneration of an indigenous tree community in felled pine plantations in Uganda? **Restoration Ecology**, v. 10, n. 2, p. 408-415, 2002.
- CRAVEN, Dylan; HALL, Jefferson; VERJANS, Jean-Marc. Impacts of herbicide application and mechanical cleanings on growth and mortality of two timber species in *Saccharum spontaneum* grasslands of the Panama Canal Watershed. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 6, p. 751-761, 2009.
- D'ANTONIO, Carla M.; VITOUSEK, Peter M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, p. 63-87, 1992.
- DALLING, J. W.; HUBBELL, S. P. Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. **Journal of Ecology**, v. 90, p. 557-568, 2002.
- DAVIES, Kirk W.; SHELEY, Roger L. Promoting native vegetation and diversity in exotic annual grass infestations. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 159-165, 2011.
- DENSLOW, Julie Sloan. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 431-451, 1987.
- DIAS, Jézili. **Espécies invasoras em sítios de restauração florestal de floresta estacional**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas: Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

DOUST, Susan J. Seed removal and predation as factors affecting seed availability of tree species in degraded habitats and restoration plantings in rainforest areas of Queensland, Australia. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 5, p. 617-626, 2011.

DUNCAN, R. Scot; CHAPMAN, Colin A. Tree-shrub interactions during early secondary forest succession in Uganda. **Restoration Ecology**, v. 11, n. 2, p. 198-207, 2003.

GARCÍA-ORTH, Ximena; MARTÍNEZ-RAMOS, Miguel. Isolated trees and grass removal improve performance of transplanted *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae) saplings in tropical pastures. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 1, p. 24-34, 2011.

HELLMANN, Jessica J. et al. Five potential consequences of climate change for invasive species. **Conservation Biology**, v. 22, n. 3, p. 534-543, 2008.

HOLL, Karen D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.

HOOPER, Elaine; CONDIT, Richard; LEGENDRE, Pierre. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. **Ecological Applications**, v. 12, n. 6, p. 1626-1641, 2002.

HOOPER, Elaine; LEGENDRE, Pierre; CONDIT, Richard. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, p. 1165-1174, 2005.

HOWE, Christina. M. et al. Toxicity of glyphosate-based pesticides to four North American frog species. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23, n. 8, p. 1928-1938, 2004.

KISSMANN, Kurt Gottfried. **Plantas infestantes e nocivas**. 2. ed. São Paulo: Basf, 1997. Tomo 1, 825 p.

KING, Elizabeth G.; HOBBS, Richard J. Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: towards an integrative framework. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 3, p. 369-378, 2006.

MACK, Richard N. et al. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological Applications**, v. 10, n. 3, p. 689-710, 2000.

MACK, Richard N. Fifty years of ‘waging war on cheatgrass’: research advances, while meaningful control languishes. In: RICHARDSON, David M. (ed.). **Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton**, Wiley-Blackwell Publishing, 2011. p. 253-266.

MANTOANI, Maurício C. et al. Efeitos da invasão por *Panicum maximum* Jacq. e do seu controle manual sobre a regeneração de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 33, n. 1, p. 97-110, 2012.

MOLINA-MONTENEGRO, Marco A. et al. Occurrence of the non-native annual bluegrass on the Antarctic mainland and its negative effects on native plants. **Conservation Biology**, v. 26, n. 4, p. 717-723, 2012.

MONTTI, Lía et al. Understory bamboo flowering provides a very narrow light window of opportunity for canopy-tree recruitment in a neotropical forest of Misiones, Argentina. **Forest Ecology and Management**, v. 262, p. 1360-1369, 2011.

PARROTTA, John. A. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. **Journal of Vegetation Science**, v. 6, n. 5, p. 627-636, 1995.

PARROTTA, John. A.; TURNBULL, John W.; JONES, Norman. Catalyzing forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 1-7, 1997.

PARSONS, James J. Spread of African pasture grasses to the American tropics. **Journal of Range Management**, v. 25, p. 12-17, 1972.

PIVELLO, Vânia R. Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. **ECOLOGIA.INFO** 33, 2011. Disponível em: <<http://www.ecologia.info/cerrado.htm>>. Acesso em: 15 jun. 2011.

SAMPAIO, Alexandre B.; HOLL, Karen D.; SCARIOT, Aldicir. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? **Restoration Ecology**, v. 15, n. 3, p. 462-471, 2007.

SESSEGOLO, Gisele C.. A Recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. In: CAMPOS, João Batista; TOSSULINO, Márcia de Guadalupe Pires; MÜLLER, Carolina Regina Cury (Orgs.). **Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2006. p. 25-33.

SILVA, Sebastião A. Ferreira da. Contribuição ao estudo do "Capim-colonião" (*Panicum maximum* Jacq. var. *maximum*). **Vellozia**, v. 6, p. 3-8, 1968.

SILVA, Sebastião A. Ferreira da. Contribuição ao estudo do "Capim-colonião" (*Panicum maximum* Jacq. var. *maximum*) II - Considerações sobre sua dispersão e seu controle. **Vellozia**, v. 7, p. 3-21, 1969.

SIMMONS, Mark T. et al. Selective and non-selective control of invasive plants: the short-term effects of growing-season prescribed fire, herbicide and mowing in two Texas prairies. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 4, p. 662-669, 2007.

SOUZA, Flaviana Maluf de; BATISTA, João Luís Ferreira. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration desing on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p. 185-200, 2004.

SUGANUMA, Márcio Seiji. **Avaliação de sucesso de restauração florestal baseada em estrutura florestal e processos do ecossistema**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas: Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

VANDENBERGHE, Charlotte et al. Competitive effects of herbaceous vegetation on tree seedling emergence, growth and survival: does gap size matter? **Journal of Vegetation Science**, v. 17, p. 481-488, 2006.

- VIDRA, Rebecca L.; SHEAR, Theodore H.; STUCKY, Jon M. Effects of vegetation removal on native understory recovery in an exotic-rich urban forest. **Journal of the Torrey Botanical Society**, v. 134, n. 3, p. 410-419, 2007.
- WILSON, Scott D.; PÄRTEL, Meelis. Extirpation or coexistence? management of a persistent introduced grass in a prairie restoration. **Restoration Ecology**, v. 11, n. 4, p. 410-416, 2003.
- WITTENBERG, Rüdiger; COCK, Matthew J. W. (Eds.). **Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices**. GICP/CAB International, Wallingford, Oxon, UK, 2001. xvii – 228,
- WUNDERLE JR., Joseph M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 223-235, 1997.
- ZILLER, Sílvia R.. Espécies exóticas da flora invasora em unidades de conservação. In: CAMPOS, João Batista; TOSSULINO, Márcia de Guadalupe Pires; MÜLLER, Carolina Regina Cury (Orgs.). **Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2006. p. 34-52.
- ZIMMERMAN, Jess K.; PASCARELLA, John B.; AIDE, T. Mitchell. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 350-360, 2000.
- ZISKA, Lewis H.; FAULKNER, Shaun; LYDON, John. Changes in biomass and root:shoot ratio of field-grown Canada thistle (*Cirsium arvense*), a noxious, invasive weed, with elevated CO₂: implications for control with glyphosate. **Weed Science**, v. 52, p. 584-588, 2004.

CAPÍTULO 1

ROÇAGEM E APLICAÇÃO DE HERBICIDA PARA CONTROLE DE CAPIM-COLONIÃO, *MEGATHYRSUS MAXIMUS*: DANOS SOBRE A REGENERAÇÃO NATURAL PRÉ-EXISTENTE EM UM REFLORESTAMENTO DE 20 ANOS

Artigo a ser submetido à revista Ciência Florestal

Resumo: A necessidade de controlar gramíneas exóticas em áreas de restauração ecológica por longos prazos pode acarretar elevados custos, danos colaterais à regeneração e outros danos ambientais menos óbvios, assim, dimensionar estes fatores negativos como parte do esforço para avaliar a razão custo/benefício dessas técnicas se faz necessário. Este estudo objetivou avaliar os danos causados pela roçagem com roçadeiras costais e roçagem seguida da aplicação de herbicida à base de glifosato, para o controle de capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs), sobre a regeneração pré-existente em um reflorestamento de 20 anos e estimar os custos de emprego dessas técnicas. Em 30 parcelas de 10x20 m, foi feito o inventário dos indivíduos arbóreos e arbustivos antes das intervenções e, após as mesmas, tais indivíduos foram avaliados durante o período de um ano. Não houve diferenças na mortalidade imposta pela roçagem inicial, tampouco na mortalidade imposta exclusivamente pela roçagem ou pelo glifosato, no tratamento com herbicida. Após um ano, não houve diferenças com a mortalidade natural encontrada no controle e a mortalidade causada pelas duas técnicas, e a riqueza de espécies também não diferiu. Quando os três grupos foram comparados consigo mesmos após um ano, para as plantas > 1 m, houve redução da abundância no controle e redução da riqueza no herbicida; já para as plantas < 1 m, houve redução da abundância na roçagem, e redução da abundância e riqueza no herbicida, portanto, as técnicas parecem afetar mais fortemente as plantas < 1 m. O custo final da roçagem foi 34,1% maior do que o custo do tratamento com herbicida, e mesmo que o custo para se realizar novas intervenções diminua para ambos, há aumento dos custos quando ocorre necessidade de intervenções esparsas em áreas pequenas. Ambas as técnicas são indicadas para controlar o capim-colonião, sendo que o uso de glifosato deve ser restrito a áreas com baixa cobertura de dossel de inverno (< 70%), por essas demandarem mais manutenções, e pela técnica ser mais prejudicial à regeneração, já que houve alta mortalidade de indivíduos de pequeno porte (73%) em áreas com densa infestação (100%).

Palavras-chave: Glifosato. Manejo adaptativo. *Panicum maximum* Jacq.

1 INTRODUÇÃO

A invasão biológica por gramíneas exóticas está associada à lentidão e até mesmo à estagnação da sucessão ecológica em áreas tropicais degradadas (BROOKS; SETTERFIELD; DOUGLAS, 2010; GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011; HOLL et al., 2000). Tal

processo é reportado como uma das principais fontes de custos na restauração ecológica (SAMPAIO; HOLL; SCARIOT, 2007), aumentando conforme a intensidade e necessidade do manejo (CRAVEN; HALL; VERJANS, 2009).

Em projetos de reflorestamento é de suma importância verificar a composição florística da regeneração no sub-bosque para identificar a ocorrência de espécies de estágios sucessionais mais avançados. Realizar plantios de adensamento para dar continuidade ao processo de regeneração (ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000), ou mesmo promover ações de controle de espécies exóticas invasoras (SESSEGOLO, 2006), podem ser fundamentais para não levar ao colapso do sistema futuramente, pela ausência de indivíduos regenerantes (SOUZA; BATISTA, 2004).

A remoção de espécies exóticas pode melhorar o estabelecimento de espécies nativas nos locais invadidos por diminuírem a competição, aumentarem o espaço físico para germinação ou chegada de sementes de outros locais e possibilitarem maior sobrevivência das plântulas (HOOPER; LEGENDRE; CONDIT, 2005; VIDRA; SHEAR; STUCKY, 2007). Locais com vegetação nativa remanescente próximos a fontes de invasoras devem ser priorizados na restauração ecológica (DAVIES; SHELEY, 2011), pela possibilidade de aumentar o sucesso nos esforços de restauração e reduzir a contínua degradação, caso não se realize nenhuma intervenção (BROOKS; SETTERFIELD; DOUGLAS, 2010).

Embora as ações de controle de espécies exóticas invasoras sejam desejáveis, suas aplicações devem ser cautelosas, já que podem beneficiar algumas espécies e prejudicar outras (DUNCAN; CHAPMAN, 2003; SIMMONS et al., 2007), bem como podem lesionar organismos não alvos (CAUBLE; WAGNER, 2005; HOWE et al., 2004). Assim, por provocarem alterações nos parâmetros abióticos (luz, temperatura, disponibilidade de água) (CAMPANELLO et al., 2007; ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000) e bióticos (predação, interações de facilitação e/ou competição) (HOOPER; CONDIT; LEGENDRE, 2002) que interagem com a germinação, crescimento e sobrevivência das plantas nativas, o controle de espécies exóticas invasoras pode ser complicado e deve ser analisado caso a caso.

Pela ampla variação das respostas da regeneração e do grau de impactos diretos e indiretos causados, a escolha do método a ser aplicado é crítica. Podem ocorrer simultaneamente respostas positivas e negativas, tais como o aumento em altura de indivíduos em concomitância com a diminuição da densidade de regenerantes (DUNCAN; CHAPMAN, 2003). Ainda, a dominação do sub-bosque por outras espécies indesejadas (CAMPANELLO et al., 2007), a diminuição do estabelecimento de espécies de estágios sucessionais mais avançados (HOOPER; CONDIT; LEGENDRE, 2002; ZIMMERMAN; PASCARELLA;

AIDE, 2000) e a diminuição da riqueza de espécies após as intervenções (CHAPMAN et al., 2002). Pior, há ainda o registro do retardo do processo sucessional pela alta mortalidade de regenerantes (SAMPAIO; HOLL; SCARIOT, 2007).

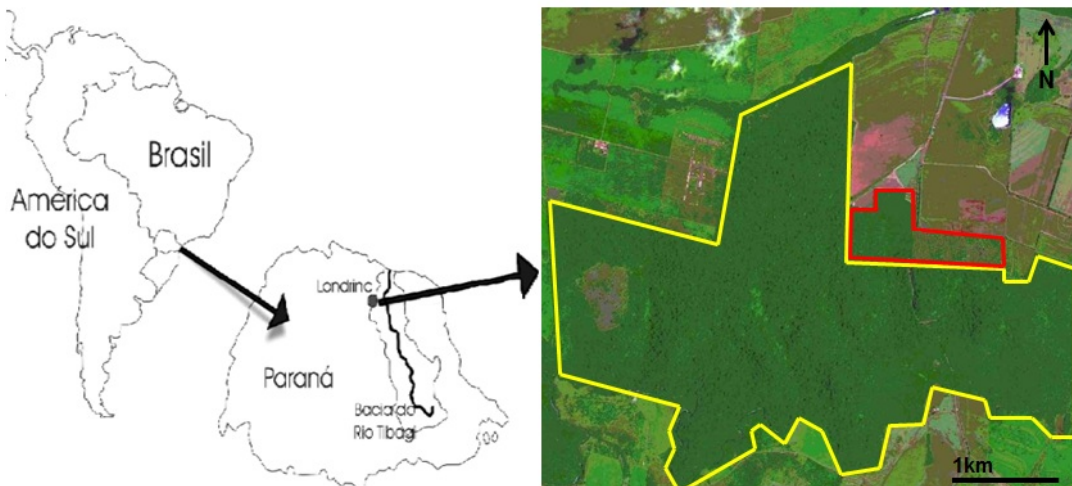
A necessidade de se discutir a aplicação e de se rever técnicas de combate a gramíneas exóticas invasoras (e.g., controle mecânico, químico, sombreamento, fogo) (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; KING; HOBBS, 2006; HELLMANN et al., 2008) é citada há tempos e sempre recorrente. No Brasil, no entanto, essa discussão é um pouco mais recente (PIVELLO, 2011). Este estudo teve por objetivo verificar os danos causados à regeneração natural pré-existente em um reflorestamento com 20 anos de implantação, pela remoção de capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) com o uso de roçadeiras costais e aplicação de herbicida (Roundup Transorb R® - glifosato), e estimar os custos das duas técnicas de controle da gramínea exótica nesse reflorestamento.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi conduzido no reflorestamento conhecido como “Projeto Madeira” (23°27'S, 51°15'W), adjacente ao fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Parque Estadual “Mata dos Godoy” (PEMG), em Londrina, norte do Estado do Paraná, Brasil (Figura 1).

Figura 1 – Localização da área de estudo no município de Londrina, norte do estado do Paraná. A área delimitada em amarelo é o Parque Estadual “Mata dos Godoy”, que inclui o reflorestamento conhecido como Projeto Madeira (área delimitada em vermelho). Extraído e modificado de Barbosa (2006).



Implantado durante os anos de 1990-1992, o reflorestamento teve intervenções com relação ao controle de gramíneas (capina manual com enxada) nos primeiros anos até 1994, e tinha o propósito de servir de modelo a produtores locais para testar o potencial madeireiro de oito espécies nativas: *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl (Rutaceae; pau-marfim), *Colubrina glandulosa* Perkins (Rhamnaceae; sobrasil), *Cordia trichotoma* (Vell.) Arrab. ex Steud. (Boraginaceae; louro-pardo), *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.) L. P. Queiroz (Fabaceae – Caesalpinioideae; pau-ferro), *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan (Fabaceae – Mimosoideae; gurucaia), *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. (Fabaceae – Caesalpinioideae; canafistula), *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos (Bignoniaceae; ipê-roxo) e *Pterogyne nitens* Tul. (Fabaceae – Caesalpinioideae; amendoim-bravo).

Contudo, após abandonado o objetivo inicial do reflorestamento e depois de transcorridos 20 anos, o Projeto Madeira, mesmo estando adjacente ao melhor remanescente de floresta madura da região de Londrina, apresenta-se ainda em um estágio inicial da sucessão ecológica e com o sub-bosque dominado pelo capim-colonião. O processo de invasão da gramínea exótica foi favorecido pela biologia dos indivíduos plantados, já que todas as espécies utilizadas no plantio são decíduas, e pela estrutura do reflorestamento, com espaçamento de 3x3 m, que permite entrada de grande quantidade de luz no sub-bosque, principalmente no inverno (BARBOSA, 2006). Em um estudo anterior, foi constatado que o capim-colonião, juntamente com a baixa cobertura de dossel da área, influencia negativamente a regeneração, sendo uma das possíveis causas para a lenta sucessão ecológica do local (MANTOANI et al., 2012).

A região tem clima subtropical úmido do tipo Cfa, caracterizada por verões quentes e chuvosos, invernos pouco rigorosos com baixa incidência de geadas e uma temperatura média anual de 21°C. A média anual de precipitação é da ordem de 1450 a 1600 mm e umidade relativa do ar ao redor de 75%. A altitude varia de 460 m a.n.m., área mais baixa ao sul, até 640 m a.n.m., parte mais elevada localizada no centro-norte do PEMG, sendo que as áreas do estudo têm altitude média de 610 m a.n.m. Os solos pertencem às categorias de solo do tipo Latossolo Roxo Eutroférico e Nitossolo Vermelho Eutroférico (VICENTE, 2006; nomenclatura atualizada de acordo com EMBRAPA, 1999).

2.2 Delineamento Experimental

Foram implantadas 30 parcelas de 10 x 20 m (200 m²) com duas sub-parcelas de 5 x 5 m (25 m²) cada, em locais com cobertura de *M. maximus* mínima de 70% (estimada

visualmente) e sorteadas em três grupos com 10 parcelas cada: (A) controle, sem nenhuma intervenção nas parcelas; (B) remoção de capim-colonião com o uso de roçadeiras costais; e, (C) remoção de capim-colonião com o uso de roçadeiras costais seguida de aplicação de herbicida não-seletivo (Roundup Transorb R ® - N-(fosfometil) glicina, concentração de 4 L. ha⁻¹) (glifosato). A aplicação do herbicida foi realizada três semanas após a roçagem, quando o capim-colonião estava rebrotando nas touceiras.

A área roçada excedeu os limites das parcelas em 2,5 m. Após a roçagem inicial em ambos os tratamentos (setembro de 2011), no tratamento de roçagem foram feitas mais quatro roçagens (nov/2011; jan/2012; abril/2012; out/2012). Já no tratamento de roçagem seguida da aplicação de herbicida, além da roçagem inicial, foram feitas três aplicações de Roundup Transorb R ® (out/2011; fev/2012; out/2012).

Para se realizar uma nova roçagem ou uma nova aplicação de herbicida nas parcelas, foi adotado o critério de restabelecimento de 50% de cobertura de *M. maximus* (estimada visualmente) ou crescimento médio acima de 1 m de dez touceiras de capim-colonião amostradas aleatoriamente. Para os tratamentos de remoções se aproximarem mais da realidade de outros manejadores de gramíneas exóticas (e.g., produtores rurais, órgãos ambientais) e da acurácia de outras técnicas com emprego de roçadeiras, em nenhum momento a necromassa (palha) das touceiras de capim-colonião foi removida das parcelas de ambos os tratamentos de remoção de *M. maximus*.

2.3 Coleta dos Dados

Foi feito o inventário (com placas de identificação) de todos os indivíduos de espécies arbustivas e arbóreas antes das intervenções (set/2011). Para as parcelas de 10 x 20 m, com exceção das árvores plantadas no reflorestamento, todos os indivíduos com altura maior que 1 m foram amostrados, e para as sub-parcelas de 5 x 5 m foram amostrados todos os indivíduos com altura entre 10 cm e 1 m.

Após o inventário inicial, somente os indivíduos previamente marcados foram avaliados durante o período de um ano, e assim, nenhum indivíduo regenerante novo entrou para a contagem dos danos dos tratamentos. Nos tratamentos de controle e roçagem, os indivíduos foram avaliados mensalmente até seis meses e uma última vez após um ano. Já no tratamento de roçagem com aplicação de herbicida, para maior elucidação dos danos causados por esse tratamento, os indivíduos foram avaliados semanalmente no primeiro mês, e então foram avaliados mensalmente até o sexto mês e uma última vez após um ano do início do

estudo. Os indivíduos foram considerados como mortos ou danificados com rebrota, sendo que foram computados quantos indivíduos morreram e rebrotaram para cada intervenção efetuada nas parcelas.

A identificação das espécies se realizou em campo, e quando não puderam ser identificadas, foram coletadas amostras botânicas para identificação no Herbário da Universidade Estadual de Londrina (FUEL). Os nomes das espécies seguiram o padrão de nomenclatura da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/>).

A cobertura de *M. maximus* foi estimada subdividindo-se as parcelas em quatro sub-parcelas, realizando-se a estimativa visual em intervalos de 5%, com posterior soma/média das proporções relativas das mesmas. A altura média do capim-colonião foi medida com o auxílio de uma fita métrica, verificando a altura de 10 touceiras amostradas ao acaso, desde a base da touceira (i.e, solo) até o maior colmo, com posterior soma/média das alturas e estimativa para a parcela como um todo.

Para avaliar o nível de cobertura (descontinuidade) do dossel, foram feitas duas fotos hemisféricas por parcela, com lente “olho de peixe” (distância focal de 8 mm), tiradas a 1 m do nível do solo. Para tal, as parcelas foram subdivididas em duas sub-parcelas de 10 x 10 m e as fotos foram tiradas no centro dessas, no verão (fev/2012) e no inverno (ago/2012), com posterior soma/média das proporções relativas das mesmas. As fotos foram analisadas com o software Gap Light Analyzer – GLA v. 2.0 (FRAZER; CANHAM; LERTZMAN, 1999).

Dados como abundância e riqueza total de espécies, mortalidade e proporção de indivíduos danificados pelos tratamentos foram coletados.

2.4 Gastos dos Tratamentos

Para se estimar o gasto (em reais) de cada tratamento, foram empregadas as seguintes equações:

A) Tratamento de Roçagem:

Custo por Hectare = $[(DT + DR) \times ND + COM]$, sendo:

DT – Diária do Trabalhador Local (R\$ 60,00)

DR – Diária do Equipamento (Roçadeira costal - R\$ 50,00)

ND – Número de Dias Trabalhados

COM – Combustível e Lubrificante utilizados (preço por Litro R\$3,00)

B) Tratamento de Roçagem mais Aplicação de Herbicida:

Custo por Hectare = Custo da Roçagem (equação acima) + Custo do Herbicida [(DT + DB) x ND + HERB], sendo:

DT – Diária do Trabalhador Local (R\$ 60,00)

DB – Diária do Equipamento (Bomba Pulverizadora Costal - R\$ 20,00)

HERB – Roundup Transorb R[®] utilizado (preço por Litro R\$16,00)

ND – Número de Dias Trabalhados

Na estimativa de custos por parcelas, as equações foram divididas por 10 (pois cada tratamento tem 10 parcelas) e para se estimar os custos por hectare, as equações foram multiplicadas por 2,67, já que a área roçada total de dez parcelas é de 3750 m².

2.5 Análise dos Dados

Como todos os dados atenderam as premissas para o uso de testes paramétricos, normalidade (Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (Bartlett), para avaliar diferenças entre os três grupos, foi empregada a Análise de Variância de Medidas Repetidas seguida do Teste de Tukey ou Teste de Tukey-Kramer, este para análises estatísticas dos dados das plantas com altura > 10 cm e < 1m, já que três sub-parcelas do tratamento com herbicida foram retiradas das análises, pois não apresentavam nenhum indivíduo regenerante no início do experimento.

Para distinguir se os danos causados à vegetação no tratamento de roçagem seguida da aplicação de Roundup Transorb R[®] são causados mais por uma (roçagem inicial) ou outra (aplicação de herbicida) técnica, foi empregado teste t não pareado. Pela impossibilidade de se distinguir qual técnica foi a responsável pela eliminação de uma espécie nesse tratamento, tal análise não foi realizada, atendo-se somente a comparações entre os grupos como um todo.

Para correlacionar os efeitos da cobertura de dossel e da cobertura e altura (m) do capim-colonião sobre a regeneração foi empregada análise de regressão e ajuste dos dados a um modelo linear. Para tal, os dados de porcentagem de cobertura de dossel e cobertura de *M. maximus* foram previamente transformados em arco-seno da proporção, para se adequarem aos testes paramétricos. Todas as análises foram feitas adotando-se $\alpha = 0,05$.

3 RESULTADOS

A abundância e a riqueza de espécies não diferiram entre os três grupos estudados anteriormente à roçagem inicial, tanto para plantas > 1 m quanto para plantas < 1 m (Tabela 1). Igualmente não existiam diferenças prévias com relação à cobertura e à altura do capim-colonião e à cobertura de dossel.

Tabela 1 – Variáveis da regeneração (média ± erro padrão), antes e após um ano de remoção do capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) dos três grupos estudados (CON – controle; ROC – roçagem; HERB – roçagem seguida da aplicação de Roundup Transorb R[®] - glifosato), no Parque Estadual “Mata dos Godoy”, Londrina-PR.

Variáveis / Tratamento	Abundância		Riqueza		Número de Mortos (1 ANO)	
	AR	1ANO	AR	1ANO		
Plantas > 1m	CON	85,90 ± 19,65*	83,70 ± 19,10*	28,40 ± 5,04	28,10 ± 5,01	2,20 ± 0,96
	ROC	68,50 ± 15,42	67,30 ± 15,59	17,70 ± 3,43	17,30 ± 3,34	1,20 ± 0,57
	HERB	68,30 ± 19,75	66,50 ± 19,65	19,70 ± 3,57*	18,90 ± 3,61*	1,80 ± 0,36
Plantas < 1m	CON	59,50 ± 13,38	51,65 ± 11,20	10,65 ± 1,58	10,00 ± 1,59	7,85 ± 4,45
	ROC	29,45 ± 4,68	23,00 ± 4,19	9,45 ± 1,11*	7,85 ± 1,05*	6,45 ± 1,10
	HERB	34,77 ± 5,87*	19,12 ± 5,03*	11,65 ± 0,90*	6,88 ± 0,83*	15,65 ± 1,94

Legenda: AR – antes da roçagem inicial; 1ANO – um ano após as intervenções. Nota: dados seguidos de (*) são diferentes entre tempos para um mesmo tratamento, pelo Teste de Tukey ($p < 5\%$). As mortalidades causadas pelos tratamentos de roçagem e roçagem mais herbicida se referem exclusivamente à mortalidade causada por tais técnicas, e a mortalidade do controle, se refere à mortalidade natural encontrada nas áreas com a gramínea exótica.

Não houve diferença na mortalidade causada pela roçagem inicial nos tratamentos de remoção, para plantas > de 1 m ou para plantas < 1 m. Também não houve diferenças com a mortalidade natural do controle, para ambas as classes de tamanho analisadas (Tabela 1).

Após um ano, mesmo com 12 indivíduos (1,75%) mortos no tratamento de roçagem, 18 plantas (2,65%) mortas no tratamento de roçagem com herbicida e 22 (2,56%) indivíduos mortos naturalmente no controle, não foram encontradas diferenças na mortalidade dos três grupos ($F_{(2,27)} = 0,55$; $p = 0,58$) para plantas > 1 m (Tabela 1). Para as plantas < 1 m, mesmo com a eliminação acidental de 129 (21,9%) indivíduos na roçagem e de 266 (45%) indivíduos

nas parcelas de roçagem e aplicação de herbicida, não houve diferenças ($F_{(2,54)} = 2,64$; $p = 0,081$) com a mortalidade natural encontrada no controle (N mortos = 157, 13,2%) (Tabela 1).

Para as plantas > 1 m, os danos à riqueza de espécies foram similares entre os grupos, e embora tenha sofrido redução de até 25% em algumas áreas, não houve diferenças com o controle após um ano ($F_{(2,27)} = 1,34$; $p = 0,28$). Para as plantas < 1 m, mesmo os tratamentos causando reduções expressivas (até 75%) na riqueza de espécies, a riqueza do controle não foi diferente da riqueza da roçagem ($F_{(2,54)} = 27,44$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,81) e do herbicida ($F_{(2,54)} = 27,44$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,51).

Entretanto, quando os grupos foram comparados ao longo do tempo, para a vegetação com altura acima de 1 m, o controle apresentou menor abundância ($F_{(1,27)} = 19,5$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,034) e o tratamento com glifosato apresentou menor riqueza de espécies ($F_{(1,27)} = 14,36$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,02), após um ano de estudo. Já para as plantas < 1 m, a roçagem apresentou menor riqueza de espécies ($F_{(1,54)} = 101,7$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,002), e o herbicida apresentou menor abundância ($F_{(1,54)} = 33,8$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) e menor riqueza de espécies ($F_{(1,54)} = 101,7$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$), após um ano de estudo.

No tratamento de roçagem seguida de aplicação de herbicida, 10 indivíduos > 1 m morreram por danos causados pela roçadeira costal e outros oito pelo herbicida; para indivíduos < 1 m, 123 morreram pela roçagem e 143 morreram por danos causados pelo herbicida. Assim, a mortalidade imposta exclusivamente pela roçagem foi similar à mortalidade imposta exclusivamente pelo herbicida, tanto para plantas > 1 m ($t = -0,420$; $p = 0,674$) quanto para plantas < 1 m ($t = 0,733$; $p = 0,469$).

A maior parte dos indivíduos que sofreu danos nos tratamentos morreu nas primeiras intervenções (roçagem inicial para os dois tratamentos e primeira aplicação de herbicida), tanto para plantas > 1 m (cerca de 60%), como para as plantas < 1 m (aproximadamente 50 até 75%). Entretanto, apenas no herbicida é que morreram indivíduos (inclusive > 1 m) na segunda intervenção adicional (segunda aplicação de herbicida) (Figura 2). Ainda, no tratamento de roçagem com herbicida, a maioria dos indivíduos de pequeno porte (93) morreu até o segundo mês após a aplicação do herbicida (Figura 3).

Figura 2 – Número de indivíduos mortos nos tratamentos de roçagem e roçagem seguida de aplicação de Roundup Transorb R[®] para remoção da gramínea invasora *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs, em 20 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Legenda: Roçagem inicial – roçagem realizada nas 20 parcelas com roçadeiras costais nos dois tratamentos. 1^a - 4^a I. A. – intervenções adicionais realizadas nos tratamentos. Nota: para o tratamento de roçagem, foram realizadas mais quatro roçagens e, para o tratamento de roçagem com herbicida, foram realizadas mais três pulverizações.

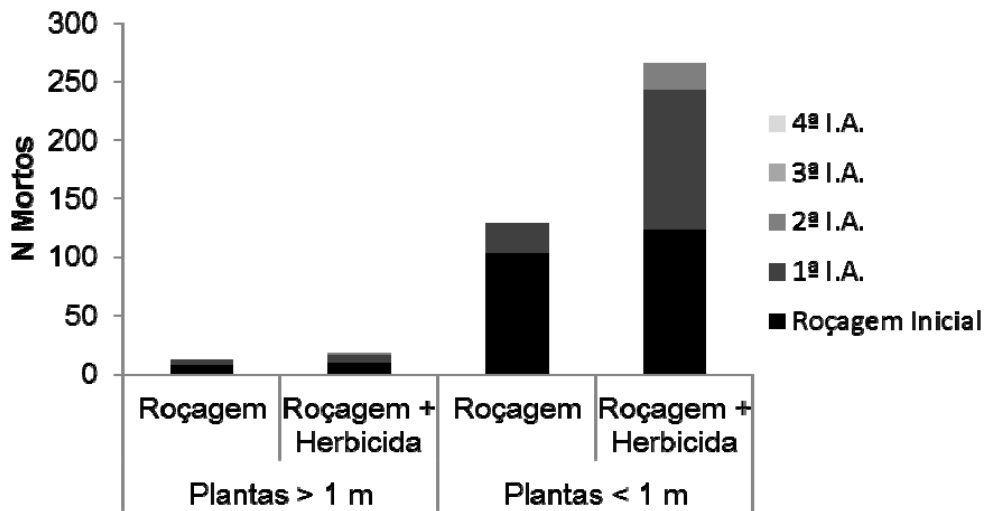
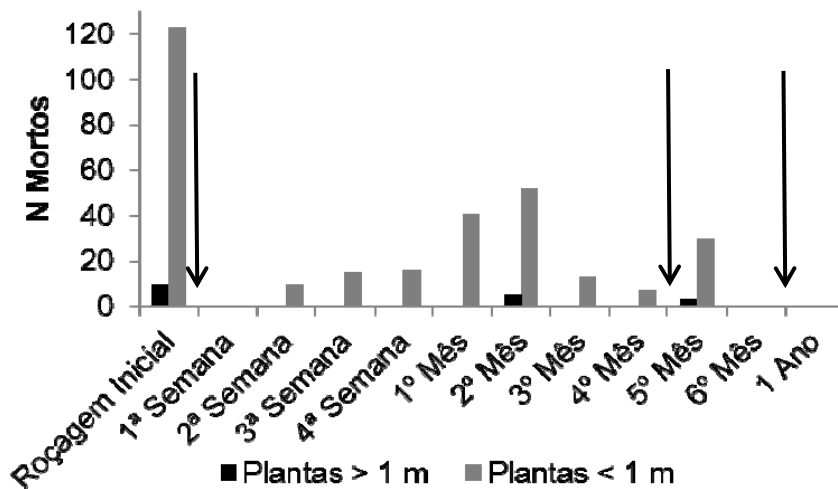
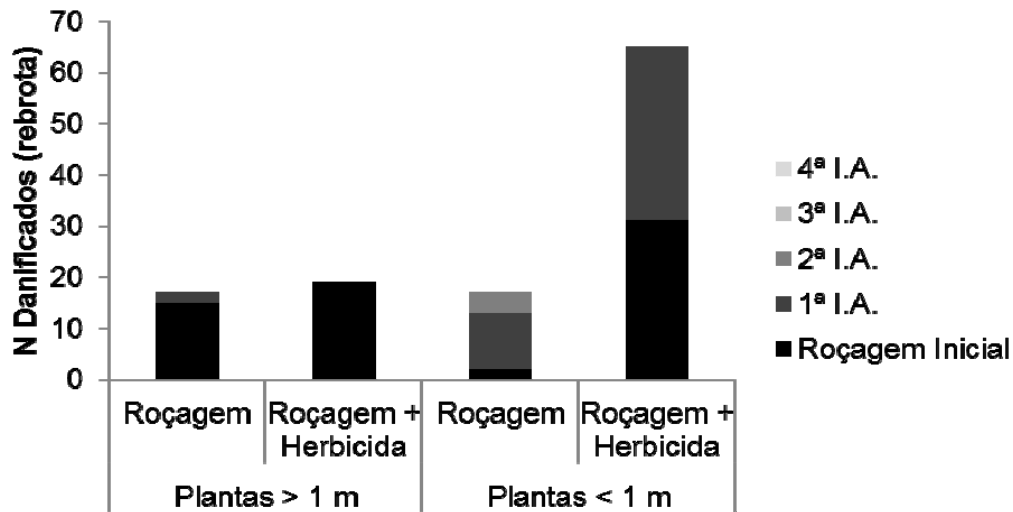


Figura 3 – Número de indivíduos mortos no tratamento de roçagem com herbicida para remoção da gramínea invasora *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs, em 20 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Nota: as setas indicam as três aplicações do herbicida Roundup Transorb R[®] - glifosato.



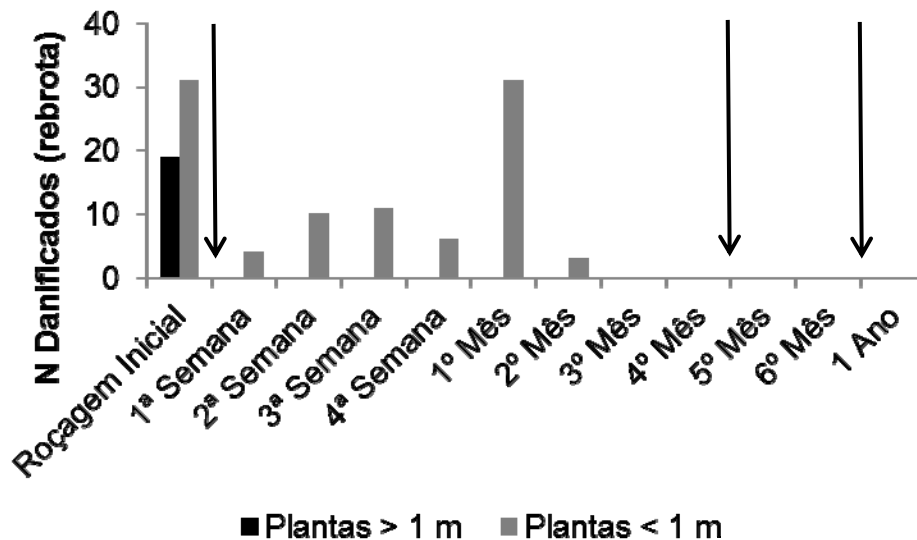
Para plantas > 1 m, 34 indivíduos rebrotaram após sofrer danos pela roçagem inicial (ambos os tratamentos), dois indivíduos rebrotaram após sofrer danos na segunda roçagem e nenhum dos oito que sofreram danos pelo herbicida rebrotou. Já para plantas < 1 m, 48 rebrotaram de danos causados pela roçadeira, e 34 rebrotaram de danos causados pelo herbicida. Todavia, só no tratamento de roçagem é que ocorreu rebrota na segunda intervenção nas parcelas, para plantas < 1 m (Figura 4). E de um total de 177 indivíduos < 1 m e que foram pulverizados com o herbicida acidentalmente, só 34 (cerca 20%) rebrotaram até o segundo mês (Figura 5).

Figura 4 – Número de indivíduos danificados (com rebrota) nos tratamentos de roçagem e roçagem seguida de aplicação de Roundup Transorb R[®] para remoção da gramínea invasora *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs, em 20 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Legenda: Roçagem inicial – roçagem realizada nas 20 parcelas com roçadeiras costais nos dois tratamentos. 1^a - 4^a I. A. – intervenções adicionais realizadas nos tratamentos. Nota: para o tratamento de roçagem, foram realizadas mais quatro roçagens e, para o tratamento de roçagem com herbicida, foram realizadas mais três pulverizações.



A cobertura de capim-colonião decresceu ao longo das repetidas intervenções para os tratamentos de remoção da gramínea exótica, sendo que a cobertura final foi bem inferior à cobertura inicial, tanto para o tratamento com uso exclusivo de roçadeiras ($F_{(8,108)} = 25,9$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) quanto para o tratamento com o uso de glifosato ($F_{(8,108)} = 25,9$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$), e essas, não difeririam entre os dois tratamentos de remoção da gramínea após um ano ($F_{(8,108)} = 25,9$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,99) (Figura 6).

Figura 5 – Número de indivíduos danificados (com rebrota) no tratamento de roçagem seguida da aplicação de herbicida para remoção da gramínea invasora *Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs, em 20 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Nota: as setas indicam as três aplicações de Roundup Transorb R® - glifosato.



Contudo, no controle, não houve redução da cobertura de *M. maximus* após um ano ($F_{(8,108)} = 25,9$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,51), e assim, a mesma foi maior do que a cobertura encontrada no tratamento de roçagem ($F_{(8,108)} = 25,9$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) e no tratamento com glifosato ($F_{(8,108)} = 25,9$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) (Figura 6).

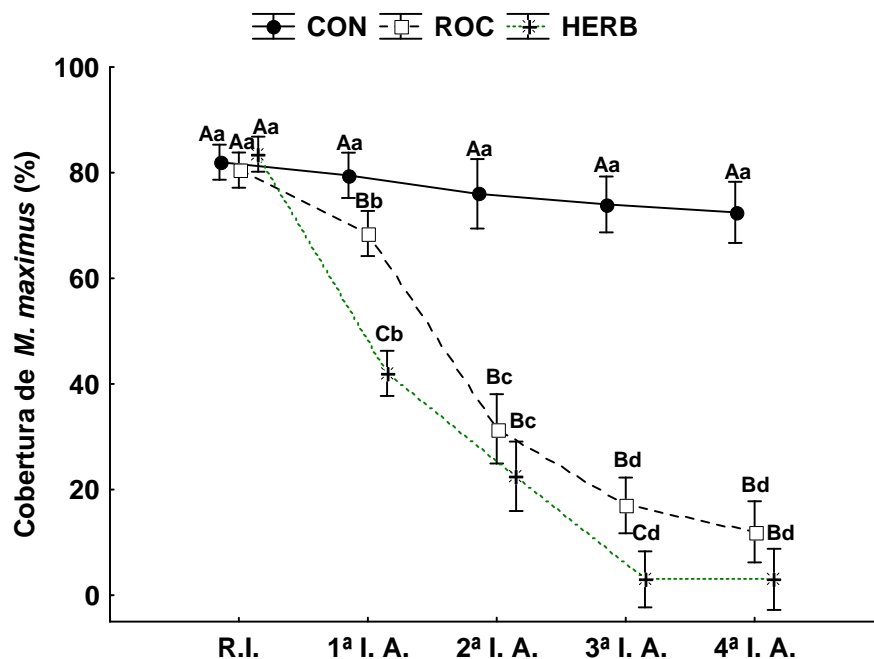
A abundância inicial de indivíduos com altura acima de 1 m se correlacionou negativamente com a cobertura ($\beta = -0,65$; $r^2 = 0,42$; $p = 0,002$) e altura ($\beta = -0,67$; $r^2 = 0,45$; $p = 0,001$) de *M. maximus*. Os indivíduos de pequeno porte também se correlacionaram negativamente com as mesmas variáveis ($\beta = -0,55$; $r^2 = 0,31$; $p \ll 0,01$; $\beta = -0,54$; $r^2 = 0,294$; $p \ll 0,01$), respectivamente. E ao contrário do esperado, não houve correlação entre a altura ($\beta = -0,27$; $r^2 = 0,08$; $p = 0,25$) e cobertura ($\beta = -0,14$; $r^2 = 0,02$; $p = 0,55$) de capim-colonião com o número de indivíduos mortos.

A variável de cobertura de dossel que melhor explica a estrutura do sub-bosque é a cobertura no inverno, que se correlacionou positivamente com a abundância inicial de indivíduos maiores ($\beta = 0,716$; $r^2 = 0,512$; $p \ll 0,01$) e menores ($\beta = 0,501$; $r^2 = 0,251$; $p = 0,002$) que 1 m, e negativamente com a cobertura de capim ($\beta = -0,83$; $r^2 = 0,69$; $p \ll 0,01$) e com a altura média das touceiras ($\beta = -0,80$; $r^2 = 0,64$; $p \ll 0,01$).

Além disso, houve correlação negativa ($\beta = -0,50$; $r^2 = 0,354$; $p = 0,006$) entre a cobertura de dossel de inverno com a cobertura de *M. maximus* nas parcelas após um ano de

estudo, e assim, nas áreas com dossel mais aberto (média de 55%) houve maior necessidade da realização de novas remoções da gramínea exótica.

Figura 6 – Cobertura de capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) ao longo das intervenções realizadas em 20 parcelas no Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Legenda: R. I. – roçagem inicial (roçadeiras costais) realizada nas 20 parcelas dos tratamentos de remoção do capim-colonião; 1^a – 4^a I. A. – intervenções adicionais realizadas nos tratamentos; CON – controle; ROC – roçagem; HERB – roçagem seguida de aplicação de glifosato. Nota: as barras representam o erro padrão e os símbolos as médias de cada tratamento. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre tratamentos, para um mesmo período. Letras minúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre períodos, para um mesmo tratamento. Para o tratamento de roçagem, foram realizadas mais quatro roçagens e, para o tratamento de roçagem com herbicida, foram realizadas mais três pulverizações.



Os custos iniciais dos tratamentos foram similares entre si (roçagem inicial – R\$ 687,00 por ha) (Figura 7). Para o tratamento de roçagem, o custo total final por hectare foi de R\$ 2175,92, já para o tratamento de roçagem seguida da aplicação de herbicida o custo total final por hectare foi de R\$ 1434,60. Assim, com uma economia de R\$ 741,31, o custo do tratamento com herbicida ficou 34,1% menor. O custo de novas intervenções diminuiu conforme a falta de necessidade de intervenção nas áreas e ficou bem mais barato para se realizar novas aplicações de herbicida (média de R\$ 250,00) do que para se realizar novas roçagens (média de R\$ 370,00). Entretanto, se há necessidade de se realizar novas

intervenções em poucas áreas, o custo para ambos os tratamentos aumentam. Para se realizar novas roçadas, o custo inicial médio que era aproximadamente de R\$ 20,00, chegou a R\$ 45,00 na última roçada realizada em duas parcelas. No caso de novas aplicações de herbicida, o custo médio por parcela das primeiras intervenções que era cerca de R\$ 10,00, passou para R\$ 80,00 na última aplicação em uma única parcela (Figura 8).

Figura 7 – Custos estimados (para hectare e em reais) dos tratamentos de remoção de capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) em 20 parcelas no Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Legenda: R. I. – roçada inicial (roçadeiras costais) realizada nas 20 parcelas dos tratamentos de remoção de capim-colonião; 1^a – 4^a I. A. – intervenções adicionais realizadas nos tratamentos; C. T. – custo total estimado dos tratamentos. Nota: para o tratamento de roçada, foram realizadas mais quatro roçadas e, para o tratamento de roçada com herbicida, foram realizadas mais três pulverizações de Roundup Transorb R ®.

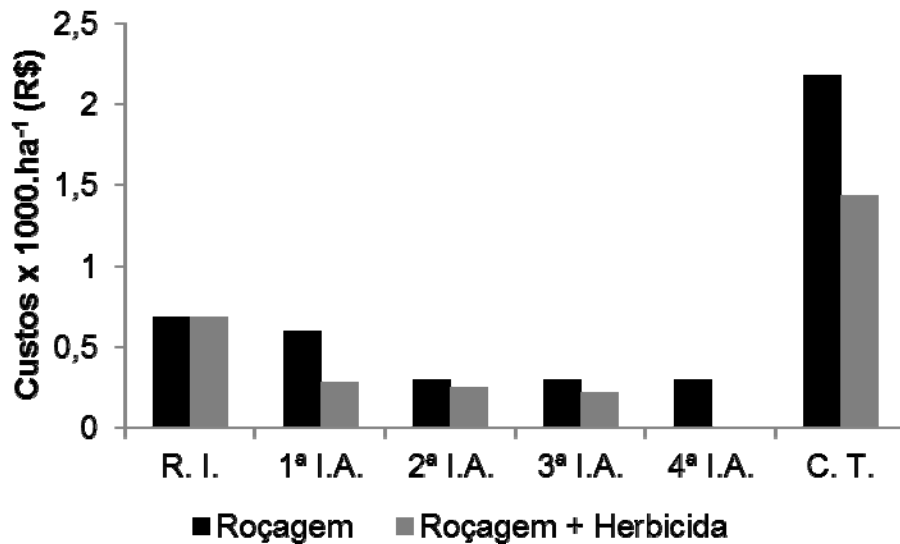
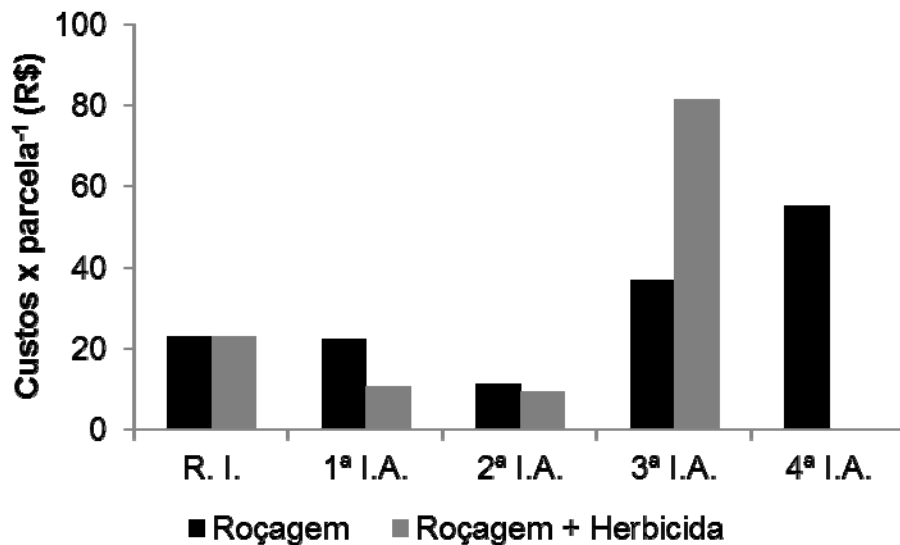


Figura 8 – Custos estimados (por parcela e em reais) dos tratamentos de remoção de capim-colonião (*Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) em 20 parcelas no Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Legenda: R. I. – roçagem inicial (roçadeiras costais) realizada nas 20 parcelas dos tratamentos de remoção de capim-colonião; 1^a – 4^a I. A. – intervenções adicionais realizadas nos tratamentos; C. T. – custo total estimado dos tratamentos. Nota: para o tratamento de roçagem, foram realizadas mais quatro roçagens e, para o tratamento de roçagem com herbicida, foram realizadas mais três pulverizações de Roundup Transorb R[®].



4 DISCUSSÃO

A correlação negativa entre abundância de indivíduos com a cobertura e a altura de gramíneas, bem como dessas com a baixa cobertura de dossel, e consequente maior disponibilidade de luz para a gramínea, é citada em muitos estudos (GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011; HOLL et al., 2000; SOUZA; BATISTA, 2004). A correlação entre a cobertura de capim-colonião com a cobertura de dossel de inverno, estação desfavorável e na qual o dossel apresenta o menor índice de cobertura, está de acordo com o que Souza e Batista (2004) encontraram para reflorestamentos com presença elevada de espécies decíduas, embora no estudo dos autores, a abundância de *M. maximus* tenha se correlacionado melhor com a discrepância verão-inverno da cobertura de dossel, e no nosso estudo tal correlação se deu com os menores índices de cobertura de dossel de inverno.

O menor índice de cobertura de dossel encontrado em nosso estudo foi de 47,25%, em uma parcela do tratamento de roçagem a qual requereu intervenções até um ano após a roçagem inicial, sendo que, dentre o grupo de áreas que precisou de mais manutenções, a

maior cobertura de dossel de inverno chegou a 67%, sugerindo um limiar no qual, áreas com cobertura de dossel menor que 70% devam ter mais manutenções e ser monitoradas com maior frequência, pelo motivo de maior sucesso nos esforços de restauração e contínua degradação caso não se realize nenhuma intervenção (BROOKS; SETTERFIELD; DOUGLAS, 2010). Ainda, pela área possuir uma melhor estrutura arbórea do que um reflorestamento no início de seu plantio, este fato pode colaborar para uma menor necessidade de intervenção, ou remoções de capim-colonião mais espaçadas entre si, indicando que poucas intervenções sejam suficientes para o restabelecimento da vegetação local.

É interessante notar também que o tratamento com o uso exclusivo de roçadeiras costais requereu uma intervenção a mais do que o tratamento com aplicação de herbicida, e que devido a este fato, os custos de tal tratamento foram 34,1% maiores. Craven, Hall e Verjans (2009) estudando custos de controle de *Saccharum spontaneum* L. durante os três primeiros anos de um reflorestamento com duas espécies comerciais, citam que os custos de controle da gramínea não diferem para as duas espécies arbóreas, mas aumentam conforme a intensidade do manejo mecânico, independentemente da utilização de herbicidas, relação também encontrada em nosso estudo.

Além disso, o fato de que intervenções mais pontuais (em poucos locais com infestação resistente) tenham elevado os custos dos tratamentos, pode indicar que as manutenções não devam ser realizadas em grande escala, mas sim, somente nos locais onde realmente há necessidade de se realizar tais intervenções, para não prejudicar a regeneração e nem aumentar abusivamente os gastos com restauração, como acontece com o uso de enxadas (SAMPAIO; HOLL; SCARIOT, 2007).

Havia expectativa que haveria correlação entre a altura do capim-colonião com o número de indivíduos mortos nas parcelas, uma vez que com maior cobertura e altura de gramíneas, e assim, possibilidade de menor visualização de regenerantes de pequeno porte, se esperava maior mortalidade em tais áreas, o que não foi observado.

Aliado a tal fato, a ausência de diferenças dos danos provocados pela roçagem inicial para ambos os tratamentos, pode indicar que a mortalidade causada pela roçagem sofre influências de heterogeneidade das parcelas, as quais, por exemplo, possuindo aglomerações de indivíduos em micro sítios favoráveis ao estabelecimento ou indivíduos que se desenvolvem nos espaços entre touceiras, podem, por simples acaso ou desatenção no momento do manejo, contribuir para que a intervenção seja mais ou menos agressiva em dado local, dependendo de onde a roçadeira passa. Tal só mudará quando a cobertura de *M. maximus* for reduzida expressivamente, e assim, com maior visualização dos indivíduos

regenerantes, o trabalhador poderá fazer o controle mais direcionado para as plantas alvo. Fato que não acontece quando se utilizam enxadas para controle pontual de gramíneas, pois neste caso, além de ter maior controle do equipamento, em comparação com a roçadeira costal e a bomba de pulverização, a melhor visualização de plantas de menor porte no momento das primeiras intervenções ameniza a mortalidade imposta por tal método (GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011; MANTOANI et al., 2012).

Em nosso estudo, após a roçagem inicial realizada em cada tratamento, que eliminou a maior parte dos regenerantes, mesmo com alguns indivíduos sofrendo lesões na segunda roçagem adicional, a mortalidade cessou para o tratamento de roçagem na primeira intervenção adicional, o que não ocorreu para o tratamento com herbicida. O que pode ter levado a tal constatação é que no tratamento de roçagem, o manejador da roçadeira tem mais controle sobre a mesma, enquanto a bomba pulverizadora, embora mais próxima do trabalhador e mais fácil de manusear, pela altura da aplicação do herbicida, pelo tipo de aplicador (bico em leque) que pode atingir mais indivíduos, ou ainda pela existência de pequenas correntes de ventos, pode ocorrer a pulverização de indivíduos acidentalmente, ainda que o tratamento tenha sido realizado em condições ótimas de climatologia para aplicação do herbicida (dias de sol e sem ventos).

Mesmo que as reduções sobre a riqueza de espécies sejam similares para os tratamentos, o tratamento com aplicação de herbicida sofreu maiores perdas na riqueza de espécies, alcançando valores de 75% em algumas parcelas, para indivíduos de pequeno porte. É interessante notar também que, embora haja redução na abundância de indivíduos, tal redução foi mais expressiva para indivíduos de pequeno porte (cerca de 40%) e mínima para indivíduos com altura acima de 1 m (cerca de 4%), não sendo, entretanto, diferente entre os tratamentos. Contudo, em algumas áreas e para ambas as classes de altura e tratamentos, não ocorreram mortalidade de nenhum indivíduo. Somando-se a isso, a inexistência de diferenças na abundância de regenerantes > 1 m nos tratamentos de remoção, demonstra que as técnicas afetam mais o estrato regenerativo inferior (plantas < 1 m).

Além disso, somente na roçagem, houve rebrota de indivíduos > 1 m, indicando existir uma maior chance de indivíduos danificados rebrotarem e sobreviverem nesse tratamento, o que não ocorreu com o herbicida, no qual nenhum indivíduo > 1 m que sofreu danos pelo glifosato rebrotou, sugerindo que o tratamento com uso exclusivo de roçadeiras parece ser menos agressivo à regeneração (CRAVEN; HALL; VERJANS, 2009).

Ainda que muitos estudos cite a eficiência do uso deste herbicida no controle de gramíneas invasoras (CRAVEN; HALL; VERJANS, 2009; MARTINS, 2011; SIMMONS et

al., 2007), muito provavelmente os danos sobre a regeneração seriam menores se o herbicida utilizado no estudo fosse seletivo (e.g., Fluazifop, Haloxifope) e não de amplo espectro como no caso do nosso estudo (Roundup Transorb®). Além disso, pela possibilidade da redução de eficácia do glifosato, principalmente em condições elevadas de CO₂ (ZISKA; FAULKNER; LYDON, 2004), bem como lesões a organismos não alvos (e.g., efeitos sub-letais em anfíbios – vide CAUBLE; WAGNER, 2005; HOWE et al., 2004), o uso de glifosato deve ser restrito a áreas com baixa cobertura de dossel de inverno (< 70%), por essas demandarem mais manutenções, e pela técnica ser mais prejudicial à regeneração, já que houve alta mortalidade de indivíduos de pequeno porte (73%) em áreas com densa infestação (100%).

5 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Pela inexistência de diferenças na mortalidade imposta pelos tratamentos de roçagem e roçagem seguida da aplicação do herbicida Roundup Transorb R® com a mortalidade natural encontrada no controle, bem como similaridade na mortalidade imposta exclusivamente pela roçagem e a mortalidade imposta exclusivamente pelo herbicida, no tratamento de roçagem com aplicação de herbicida, ambos os tratamentos são eficientes e indicados para o controle de *M. maximus*. Mesmo assim, o custo final do tratamento de roçagem foi 34,1% maior do que o custo do tratamento com herbicida, e ainda que o custo para se realizar novas intervenções diminua para ambos, há aumento dos custos quando ocorre necessidade de intervenções esparsas em áreas pequenas.

Como visto, as técnicas afetam muito mais o estrato de regenerantes < 1 m, e com isso, as técnicas são mais indicadas para locais com pouca regeneração ou de estrutura arbórea mais formada, principalmente o tratamento com uso de glifosato, já que este provocou reduções mais expressivas sobre a abundância e riqueza de espécies regenerantes, e apresentou menor percentual de rebrota dos indivíduos lesionados, devendo ser restrito a áreas com baixa cobertura de dossel de inverno (< 70%), por essas demandarem mais manutenções, e pela técnica ser mais prejudicial à regeneração, já que houve alta mortalidade de indivíduos de pequeno porte (73%) em áreas com densa infestação (100%).

Pelo Projeto Madeira já possuir uma estrutura arbórea mais desenvolvida (i.e., grande quantidade de árvores altas e dossel com cerca de 80% de cobertura), este fato pode colaborar para uma menor necessidade de intervenção na área ou remoções de capim-colonião com maior tempo entre si, indicando que poucas intervenções sejam suficientes para o restabelecimento da vegetação local e eliminação da gramínea, devendo a área ser priorizada

na restauração ecológica, pelo motivo de maior sucesso nos esforços de restauração e possibilidade de contínua degradação caso não se realize nenhuma intervenção, principalmente frente a distúrbios graves, como o risco de incêndios.

REFERÊNCIAS

- BARBOSA, Carlos Eduardo de Araújo. **A estrutura da paisagem e a diversidade de plantas em reflorestamentos**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas: Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- BROOKS, Kristine J.; SETTERFIELD, Samantha A.; DOUGLAS, Michael M. Exotic grass invasions: applying a conceptual framework to the dynamics of degradation and restoration in Australia's tropical savannas. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 2, p. 188-197, 2010.
- CAMPANELLO, Paula I. et al. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 252, p. 108-117, 2007.
- CAUBLE, K.; WAGNER, R. S. Sublethal effects of the herbicide glyphosate on amphibian metamorphosis and development. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 75, p. 429-435, 2005.
- CHAPMAN, Colin. A. et al. Does weeding promote regeneration of an indigenous tree community in felled pine plantations in Uganda? **Restoration Ecology**, v. 10, n. 2, p. 408-415, 2002.
- CRAVEN, Dylan; HALL, Jefferson; VERJANS, Jean-Marc. Impacts of herbicide application and mechanical cleanings on growth and mortality of two timber species in *Saccharum spontaneum* grasslands of the Panama Canal Watershed. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 6, p. 751-761, 2009.
- D'ANTONIO, Carla M.; VITOUSEK, Peter M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, p. 63-87, 1992.
- DAVIES, Kirk W.; SHELEY, Roger L. Promoting native vegetation and diversity in exotic annual grass infestations. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 159-165, 2011.
- DUNCAN, R. Scot; CHAPMAN, Colin A. Tree-shrub interactions during early secondary forest succession in Uganda. **Restoration Ecology**, v. 11, n. 2, p. 198-207, 2003.
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, EMBRAPA, 1999. 412p.
- FLORA DO BRASIL. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/>>. Acesso: 15 dez. 2012.

- FRAZER, G. W.; CANHAM, C. D.; LERTZMAN, K. P. **Gap Light Analyzer (GLA)**: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true color fisheye photographs, user's manual and program documentation. Copyright c 1999: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia and The Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York, 1999.
- GARCÍA-ORTH, Ximena; MARTÍNEZ-RAMOS, Miguel. Isolated trees and grass removal improve performance of transplanted *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae) saplings in tropical pastures. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 1, p. 24-34, 2011.
- HELLMANN, Jessica J. et al. Five potential consequences of climate change for invasive species. **Conservation Biology**, v. 22, n. 3, p. 534-543, 2008.
- HOLL, Karen D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.
- HOOPER, Elaine; CONDIT, Richard; LEGENDRE, Pierre. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. **Ecological Applications**, v. 12, n. 6, p. 1626-1641, 2002.
- HOOPER, Elaine; LEGENDRE, Pierre; CONDIT, Richard. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, p. 1165-1174, 2005.
- HOWE, Christina M. et al. Toxicity of glyphosate-based pesticides to four North American frog species. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23, n. 8, p. 1928-1938, 2004.
- KING, Elizabeth G.; HOBBS, Richard J. Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: towards an integrative framework. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 3, p. 369-378, 2006.
- MANTOANI, Maurício C. et al. Efeitos da invasão por *Panicum maximum* Jacq. e do seu controle manual sobre a regeneração de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 33, n. 1, p. 97-110, 2012.
- MARTINS, Adriana Ferrer. **Controle de gramíneas exóticas invasoras em áreas de restauração ecológica com plantio total, Floresta Estacional Semidecidual, ITU – SP**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências: Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Escola Superior Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.
- PIVELLO, Vânia R. Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. **ECOLOGIA.INFO** 33, 2011. Disponível em: <<http://www.ecologia.info/cerrado.htm>>. Acesso em: 15 jun. 2011.
- SAMPAIO, Alexandre B.; HOLL, Karen D.; SCARIOT, Aldicir. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? **Restoration Ecology**, v. 15, n. 3, p. 462-471, 2007.
- SESSEGOLO, Gisele C.. A Recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. In: CAMPOS, João Batista; TOSSULINO, Márcia de Guadalupe Pires; MÜLLER, Carolina

Regina Cury (Orgs.). **Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2006, p. 25-33.

SIMMONS, Mark T. et al. Selective and non-selective control of invasive plants: the short-term effects of growing-season prescribed fire, herbicide and mowing in two Texas prairies. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 4, p. 662-669, 2007.

SOUZA, Flaviana Maluf de; BATISTA, João Luís Ferreira. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration desing on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p. 185-200, 2004.

VICENTE, Raquel Fila. O Parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, José Marcelo Domigues (Org.). **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**, Londrina: Itedes, 2006, p. 13-18.

VIDRA, Rebecca L.; SHEAR, Theodore H.; STUCKY, Jon M. Effects of vegetation removal on native understory recovery in an exotic-rich urban forest. **Journal of the Torrey Botanical Society**, v. 134, n. 3, p. 410-419, 2007.

ZIMMERMAN, Jess K.; PASCARELLA, John B.; AIDE, T. Mitchell. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 350-360, 2000.

ZISKA, Lewis H.; FAULKNER, Shaun; LYDON, John. Changes in biomass and root:shoot ratio of field-grown Canada thistle (*Cirsium arvense*), a noxious, invasive weed, with elevated CO₂: implications for control with glyphosate. **Weed Science**, v. 52, p. 584-588, 2004.

CAPÍTULO 2

REGENERAÇÃO EM UM REFLORESTAMENTO DE 20 ANOS APÓS ROÇAGEM E APLICAÇÃO DE HERBICIDA PARA CONTROLE DE CAPIM-COLONIÃO, *MEGATHYRSUS MAXIMUS*

Artigo a ser submetido à revista Restoration Ecology

Resumo: Dentre as espécies de gramíneas invasoras, no Brasil, o capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) tem destaque. Este estudo teve por objetivo avaliar as respostas da regeneração (pelo período de um ano) à remoção dessa gramínea em um reflorestamento de 20 anos, com o uso de roçadeiras costais e roçagem seguida de aplicação de Roundup Transorb R® - glifosato. Para isso, 30 parcelas de 10 x 20 m foram instaladas, nas quais todos os indivíduos de espécies lenhosas > 1 m foram amostrados, e para se amostrar indivíduos > 10 cm e < 1 m, duas sub-parcelas de 5x5 m foram implantadas em cada parcela. Dados como abundância e riqueza de espécies, banco de sementes, cobertura e altura de *M. maximus* e cobertura de dossel foram coletados. Houve correlação positiva entre a cobertura de dossel e a regeneração, e negativa com a gramínea, bem como desta com a abundância e riqueza de regenerantes. A quantidade de sementes de capim-colonião foi menor em áreas com mais regenerantes. Com o aumento da abundância e riqueza no controle, não houve diferenças para os três grupos com relação a todas as variáveis analisadas para plantas > 1 m, após um ano de estudo. Para plantas < 1 m, somente no tratamento com uso exclusivo de roçadeiras houve aumento da abundância e riqueza de espécies pioneiras, e no tratamento com glifosato houve redução da abundância e riqueza de espécies não-pioneiras. A competição com o capim-colonião parece estar associada mais fortemente com outros parâmetros (e.g., fertilidade e disponibilidade de água no solo) do que com a luz, e com espécies pioneiras do que não pioneiras. Ambas as técnicas são indicadas para o controle de capim-colonião na área, contudo, para prazos maiores do que o estudado (i.e., 5 anos), acredita-se que os tratamentos de remoção de *M. maximus* apresentarão melhora da regeneração, quando comparados com o controle, desde que se mantenha a eliminação do risco de incêndios e a proximidade com fragmentos fontes de propágulos.

Palavras-chave: Glifosato. Manejo adaptativo. *Panicum maximum* Jacq.

1 INTRODUÇÃO

O processo de invasão biológica por gramíneas exóticas está associado à lentidão e até mesmo à estagnação do processo sucessional, sendo reportado como uma das principais barreiras à regeneração, causa de mortalidade de indivíduos plantados em reflorestamentos e extinção local de espécies (BROOKS; SETTERFIELD; DOUGLAS, 2010; CRAVEN; HALL; VERJANS, 2009; DAVIES; SHELEY, 2011; DIAS, 2011; GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011; HOLL et al., 2000).

Em projetos de reflorestamentos é de suma importância verificar a composição florística e a regeneração no sub-bosque para identificar a ocorrência de espécies de estágios sucessionais mais avançados. Realizar plantios de adensamento para dar continuidade ao processo de regeneração (ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000) ou mesmo promover ações de controle de espécies exóticas invasoras (SESSEGOLO, 2006), podem ser fundamentais para não levar ao colapso do sistema futuramente, pela ausência de indivíduos regenerantes (SOUZA; BATISTA, 2004).

A remoção de espécies exóticas pode melhorar o estabelecimento de espécies nativas nos locais invadidos por diminuindo a competição, aumentarem o espaço físico para germinação ou chegada ao solo de sementes de outros locais e possibilitarem maior sobrevivência das plântulas (HOOPER; LEGENDRE; CONDIT, 2005; VIDRA; SHEAR; STUCKY, 2007). Locais com vegetação nativa remanescente próximos de fontes de espécies exóticas devem ser priorizados neste tipo de restauração ecológica (DAVIES; SHELEY, 2011), pela maior chance de sucesso e também porque desta forma evita-se mais perdas de biodiversidade (BROOKS; SETTERFIELD; DOUGLAS, 2010).

No entanto, embora o controle das espécies invasoras seja desejável, seus resultados são heterogêneos entre as espécies (DAVIES; SHELEY, 2011; DUNCAN; CHAPMAN, 2003; SIMMONS et al., 2007) e efeitos colaterais negativos podem surgir, especialmente com prejuízos a organismos não alvos (CAUBLE; WAGNER, 2005; HOWE et al., 2004). Por provocarem alterações no ambiente físico (luz, temperatura, disponibilidade de água e nutrientes) (CAMPANELLO et al., 2007; ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000) e nas interações bióticas (predação, interações de facilitação e/ou competição) (HOOPER; CONDIT; LEGENDRE, 2002), a escolha do método aplicado é crítica.

Citada há tempos e sempre recorrente (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; HELLMANN et al., 2008; KING; HOBBS, 2006), a discussão da aplicação e da revisão de técnicas de combate a gramíneas exóticas invasoras (e.g., controle mecânico ou químico, sombreamento por espécies de crescimento rápido, uso do fogo) no Brasil é um pouco mais recente (PIVELLO, 2011). Dentre as gramíneas exóticas invasoras no país, destaca-se o capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs), introduzido à partir da África para formar pastagens para criação de gado e que se tornou um grave problema para a conservação ambiental (SILVA, 1968).

Perene e heliófita, o capim-colonião possui reprodução vegetativa por rizomas e dispersão de sementes pelo vento, e principalmente, pelas aves (SILVA, 1969). Forma touceiras resistentes, responsáveis pela reprodução vegetativa e rebrota pós-queimada, e

floresce durante um longo período, o que permite uma dispersão intensa. Pela sua agressividade e resistência é uma importante espécie infestante que prejudica além de reservas naturais, culturas como a da cana-de-açúcar (KISSMANN, 1997).

Com o objetivo de gerar subsídios para o manejo de reflorestamentos e fragmentos florestais invadidos pelo capim-colonião, este estudo verificou os efeitos da presença de *M. maximus* na colonização do sub-bosque por espécies nativas em um reflorestamento de 20 anos, testando as seguintes hipóteses:

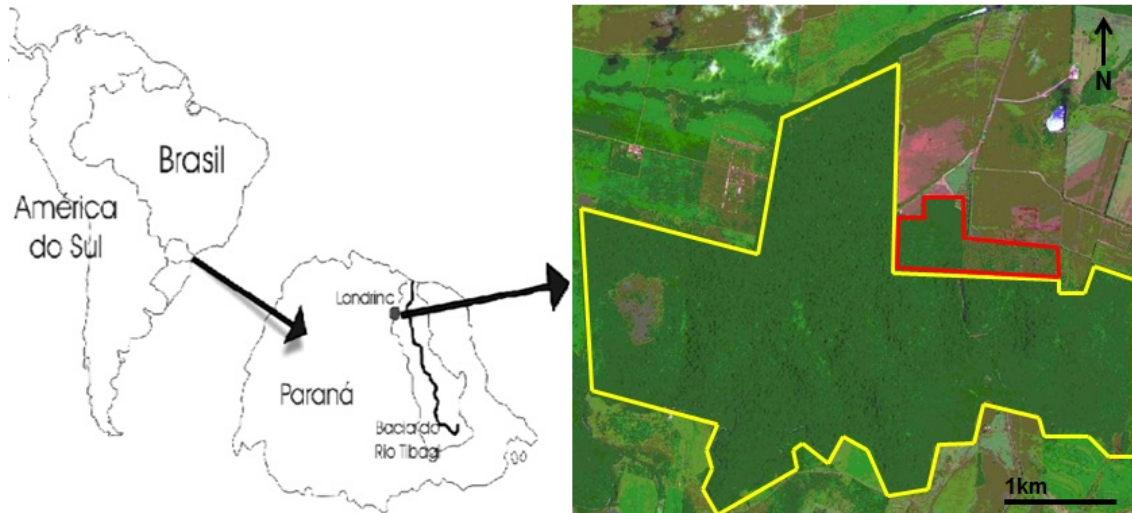
- (1) a cobertura de *M. maximus* será maior em áreas com menor cobertura de dossel, tanto no verão (estação chuvosa) quanto no inverno (estação seca);
- (2) a quantidade de sementes de *M. maximus* no banco de sementes será menor em áreas com maior abundância e riqueza de indivíduos regenerantes;
- (3) a remoção de *M. maximus* aumenta a abundância e a riqueza de espécies lenhosas;
- (4) a regeneração responde melhor ao tratamento de roçagem seguida de aplicação de herbicida (Roundup Transorb R ® - glifosato) do que ao tratamento com uso exclusivo de roçadeiras costais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi conduzido no reflorestamento conhecido como “Projeto Madeira” (23°27’S, 51°15’W), adjacente ao fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Parque Estadual “Mata dos Godoy” (PEMG), em Londrina, norte do Estado do Paraná, Brasil (Figura 1).

Figura 1 – Localização da área de estudo no município de Londrina, norte do estado do Paraná. A área delimitada em amarelo é o Parque Estadual “Mata dos Godoy”, que inclui o reflorestamento conhecido como Projeto Madeira (área delimitada em vermelho). Extraído e modificado de Barbosa (2006).



Implantado durante os anos de 1990-1992, o reflorestamento teve intervenções com relação ao controle de gramíneas (capina manual com enxada) nos primeiros anos até 1994, e tinha o propósito de servir de modelo a produtores locais para testar o potencial madeireiro de oito espécies nativas: *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl (Rutaceae; pau-marfim), *Colubrina glandulosa* Perkins (Rhamnaceae; sobrasil), *Cordia trichotoma* (Vell.) Arrab. ex Steud. (Boraginaceae; louro-pardo), *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.) L. P. Queiroz (Fabaceae – Caesalpinioideae; pau-ferro), *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan (Fabaceae – Mimosoideae; gुरुcaia), *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. (Fabaceae – Caesalpinioideae; canafístula), *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos (Bignoniaceae; ipê-roxo) e *Pterogyne nitens* Tul. (Fabaceae – Caesalpinioideae; amendoim-bravo).

Contudo, após abandonado o objetivo inicial do reflorestamento e depois de transcorridos 20 anos, o Projeto Madeira, mesmo estando adjacente ao melhor remanescente de floresta madura da região de Londrina, apresenta-se ainda em um estágio inicial da sucessão ecológica e com o sub-bosque dominado pelo capim-colonião. O processo de invasão da gramínea exótica foi favorecido pela biologia dos indivíduos plantados, já que todas as espécies utilizadas no plantio são decíduas, e pela estrutura do reflorestamento, com espaçamento de 3x3 m, que permite entrada de grande quantidade de luz no sub-bosque, principalmente no inverno (BARBOSA, 2006). Em um estudo anterior, foi constatado que o capim-colonião, juntamente com a baixa cobertura de dossel da área, influencia

negativamente a regeneração, sendo uma das possíveis causas para a lenta sucessão ecológica do local (MANTOANI et al., 2012).

A região tem clima subtropical úmido do tipo Cfa, caracterizada por verões quentes e chuvosos, invernos pouco rigorosos com baixa incidência de geadas e uma temperatura média anual de 21°C. A média anual de precipitação é da ordem de 1450 a 1600 mm e umidade relativa do ar ao redor de 75%. A altitude varia de 460 m a.n.m., área mais baixa ao sul, até 640 m a.n.m., parte mais elevada localizada no centro-norte do parque, sendo que as áreas do estudo têm altitude média de 610 m a.n.m. Os solos pertencem às categorias de solo do tipo Latossolo Roxo Eutroférico e Nitossolo Vermelho Eutroférico (VICENTE, 2006; nomenclatura atualizada de acordo com EMBRAPA, 1999).

2.2 Delineamento Experimental

Foram implantadas 30 parcelas de 10 x 20 m (200 m²) com duas sub-parcelas de 5 x 5 m (25 m²) cada, em locais com cobertura de *M. maximus* mínima de 70% (estimada visualmente) e sorteadas em três grupos com 10 parcelas cada: (A) controle, sem intervenção nenhuma nas parcelas; (B) remoção mecânica, com o uso de roçadeiras costais; e (C) remoção mecânica seguida de aplicação de herbicida (Roundup Transorb R ® - N-(fosfometil) glicina, concentração de 4 L. ha⁻¹) (glifosato), após três semanas para permitir a rebrota do capim-colonião nas touceiras.

A área roçada em cada parcela excedeu os limites das parcelas em 2,5 m. Após a roçagem inicial em ambos os tratamentos (set/2011), no tratamento de roçagem foram feitas mais quatro roçagens (nov/2011; jan/2012; abril/2012; out/2012). Já no tratamento de roçagem seguida da aplicação de herbicida, além da roçagem inicial, foram feitas três aplicações de Roundup Transorb R ® (out/2011; fev/2012; out/2012).

Para se realizar uma nova roçagem ou nova aplicação de herbicida nas parcelas, foi adotado o critério de restabelecimento de 50% de cobertura de *M. maximus* (estimada visualmente) ou crescimento médio acima de 1 m de dez touceiras de capim-colonião amostradas aleatoriamente. Para os tratamentos de remoções se aproximarem mais da realidade de outros manejadores de gramíneas exóticas (e.g., produtores rurais, órgãos ambientais) e da acurácia de outros tratamentos com emprego de roçadeiras, em nenhum momento a necromassa (palha) das touceiras de capim-colonião foi removida das parcelas de ambos os tratamentos de remoção de *M. maximus*.

2.3 Coleta dos Dados

Foi feito o inventário (com placas de identificação) antes das intervenções (set/2011), com recenseamento a cada seis meses, totalizando três períodos de amostragem (antes, seis meses e um ano após a remoção inicial da gramínea). Para as parcelas de 10 x 20 m, com exceção das árvores plantadas no reflorestamento, todos os indivíduos de espécies lenhosas com altura maior que 1 m foram amostrados, e para as sub-parcelas de 5 x 5 m foram amostrados todos os indivíduos de espécies arbustivas e arbóreas com altura > 10 cm e < 1 m.

A identificação das espécies se realizou em campo, e quando não puderam ser identificadas, foram coletadas amostras botânicas para identificação no Herbário da Universidade Estadual de Londrina (FUEL). Os nomes das espécies seguiram o padrão de nomenclatura da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/>). Os indivíduos das sub-parcelas que cresceram durante o experimento e ultrapassaram a altura de 1 m (i.e., recrutaram), foram incorporados ao inventário das plantas com altura maior que 1 m e removidos do inventário de plantas de pequeno porte.

A cobertura de *M. maximus* foi estimada subdividindo-se as parcelas em quatro sub-parcelas, realizando-se a estimativa visual em intervalos de 5%, com posterior soma/média das proporções relativas das mesmas. A altura média do capim-colonião foi medida com o auxílio de uma fita métrica, verificando a altura de 10 touceiras amostradas ao acaso, desde a base da touceira (i.e, solo) até o maior colmo, com posterior soma/média das alturas e estimativa para a parcela como um todo.

Para avaliar o nível de cobertura (descontinuidade) do dossel, foram feitas duas fotos hemisféricas por parcela, com lente “olho de peixe” (distância focal de 8 mm), tiradas a 1m do nível do solo. Para tal, as parcelas foram subdivididas em duas sub-parcelas de 10 x 10m e as fotos foram tiradas no centro dessas, no verão (fev/2012) e no inverno (ago/2012), com posterior soma/média das proporções relativas das mesmas. As fotos foram analisadas com o software Gap Light Analyzer – GLA v. 2.0 (FRAZER; CANHAM; LERTZMAN, 1999).

Para se avaliar a quantidade de sementes de capim-colonião no banco de sementes, foram coletadas (abril/2012) quatro amostras de solo com um trado coletor circular de 10 cm de diâmetro e 5 cm de altura, nas áreas excedentes de cada uma das parcelas de 10 x 20 m. As amostras foram misturadas em campo, formando uma única amostra composta com cerca de 3 kg, e acondicionadas em sacos plásticos de 60 L em estufa com irrigação por nebulização quatro vezes ao dia, durante seis meses. Foi feita avaliação semanal para verificar a emergência das plântulas da gramínea exótica.

Dados como riqueza e abundância total de espécies, riqueza e abundância de espécies para os diferentes grupos sucessionais (pioneiras e não-pioneiras – somente para espécies arbóreas nativas – CAVALHEIRO; TOREZAN; FADELLI, 2002) e para a origem geográfica (nativas e exóticas) foram coletados.

2.4 Análise dos Dados

Como os dados não atenderam as premissas para testes paramétricos, os dados de abundância foram transformados em $\log(X + 1)$ e os dados de riqueza em raiz quadrada $(X + 0,5)$, e então submetidos aos mesmos testes, Shapiro-Wilk e Bartlett, que detectaram a normalidade e homocedasticidade dos dados, respectivamente.

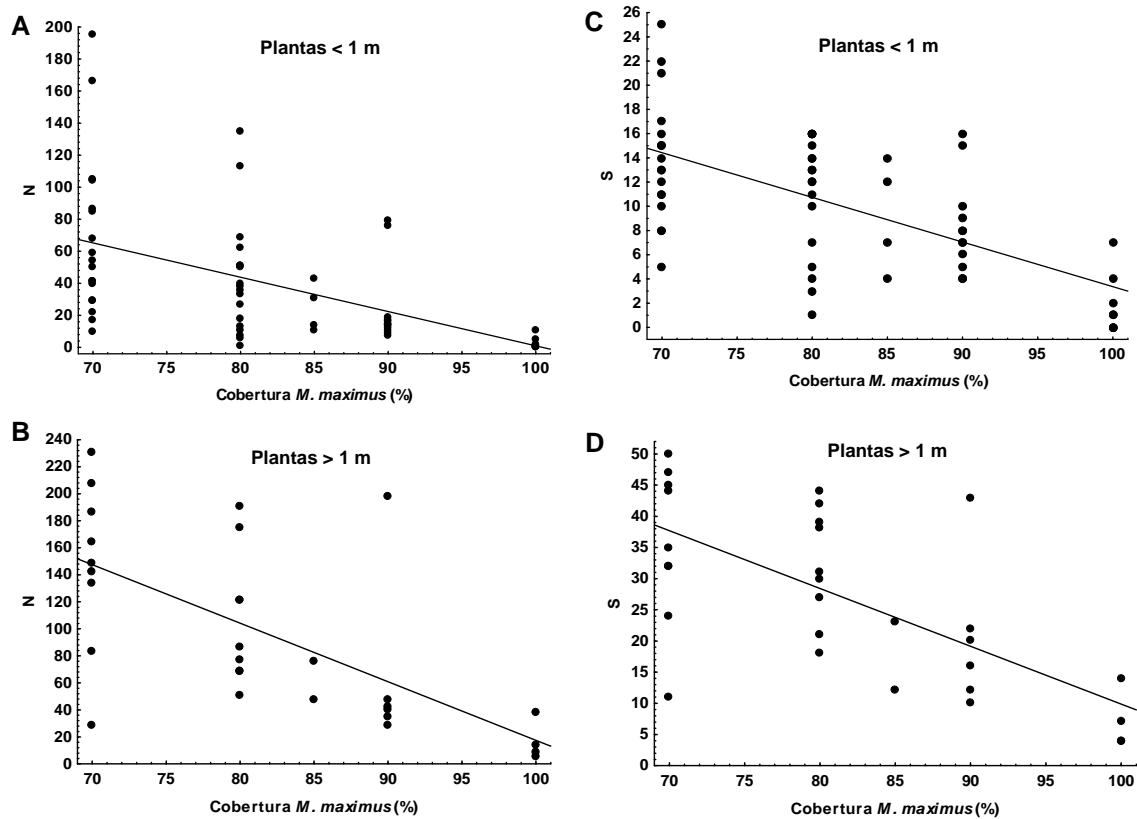
A Análise de Variância de Medidas Repetidas seguida do Teste de Tukey foi empregada para avaliar diferenças entre os três grupos. Para avaliar os efeitos da cobertura de dossel e da cobertura de *M. maximus* sobre a regeneração, foi empregada análise de regressão e ajuste dos dados a um modelo linear. Para tal, os dados de porcentagem de cobertura de dossel e cobertura de *M. maximus* foram previamente transformados em arco-seno da proporção. Todas as análises foram feitas adotando-se $\alpha = 0,05$.

3 RESULTADOS

3.1 Estrutura do Reflorestamento - Cobertura de *M. maximus* e de Dossel

Antes da roçagem inicial, a cobertura de *M. maximus* se correlacionou negativamente com a abundância ($\beta = -0,79$; $r^2 = 0,63$; $p \ll 0,01$) e riqueza de espécies ($\beta = -0,73$; $r^2 = 0,54$; $p \ll 0,01$) de indivíduos > 1 m, e também com a abundância ($\beta = -0,75$; $r^2 = 0,56$; $p \ll 0,01$) e riqueza ($\beta = -0,72$; $r^2 = 0,51$; $p \ll 0,01$) de indivíduos < 1 m (Figura 2).

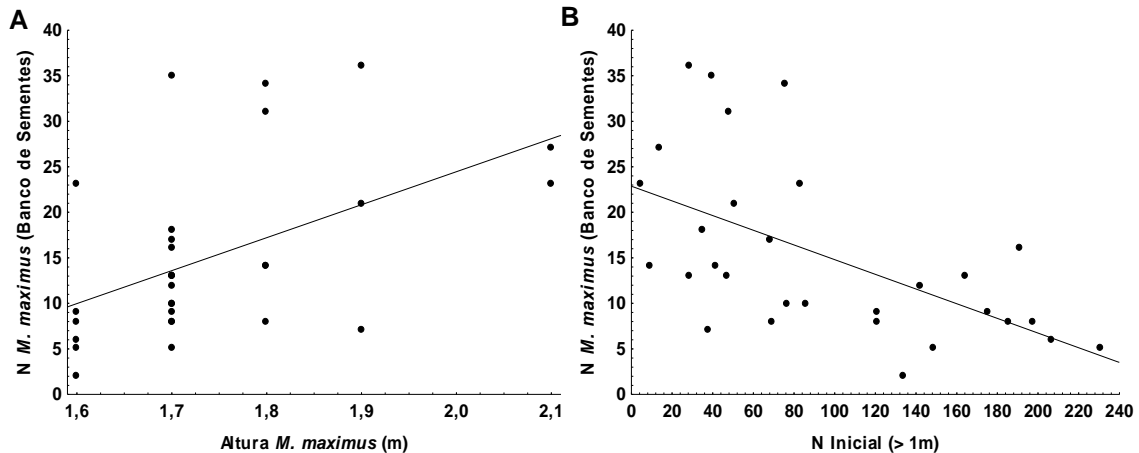
Figura 2 – Relações entre a cobertura de capim-colonião (*M. maximum* - %) e a abundância de indivíduos menores (A) e maiores (B) que 1 m, bem como com a riqueza de espécies de indivíduos de pequeno porte (C) e maior porte (D) nas parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados).



A altura do capim-colonião também se correlacionou negativamente com a abundância ($\beta = -0,78$; $r^2 = 0,60$; $p \ll 0,01$) e riqueza de espécies ($\beta = -0,76$; $r^2 = 0,58$; $p \ll 0,01$) de indivíduos com altura > 1 m, e também com a abundância ($\beta = -0,81$; $r^2 = 0,66$; $p \ll 0,01$) e riqueza ($\beta = -0,79$; $r^2 = 0,62$; $p \ll 0,01$) de indivíduos com altura < 1 m.

Houve correlação positiva entre a quantidade de sementes de capim-colonião no banco de sementes com a altura ($\beta = 0,514$; $r^2 = 0,26$; $p = 0,004$) (Figura 3 A), mas não com a cobertura de *M. maximum* ($\beta = 0,293$; $r^2 = 0,09$; $p = 0,12$). Além disso, houve correlação negativa entre a abundância ($\beta = -0,56$; $r^2 = 0,31$; $p = 0,001$) (Figura 3 B) e a riqueza de espécies ($\beta = -0,55$; $r^2 = 0,27$; $p = 0,002$) de indivíduos > 1 m e a quantidade de sementes de *M. maximum* encontrada no banco de sementes para a área.

Figura 3 – Relações entre a abundância de sementes de capim-colonião (*M. maximus* – Banco de Sementes), com a altura da gramínea (A), e com a abundância inicial de indivíduos > 1 m, antes da roçagem inicial em ambos os tratamentos de remoção da gramínea (B), das 30 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados).



Embora tenham sido encontradas correlações com a cobertura de dossel amostrada no verão, a variável de cobertura de dossel que melhor explica a regeneração e a cobertura de *M. maximus* é a cobertura de dossel amostrada no inverno, que se correlacionou positivamente com a abundância ($\beta = 0,858$; $r^2 = 0,74$; $p \ll 0,01$) e riqueza ($\beta = 0,750$; $r^2 = 0,56$; $p \ll 0,01$) de indivíduos com altura maior que 1m, bem como com as mesmas variáveis para indivíduos pequenos ($\beta = 0,783$; $r^2 = 0,61$; $p \ll 0,01$; $\beta = 0,745$; $r^2 = 0,56$; $p \ll 0,01$), respectivamente.

Ainda anteriormente à roçagem inicial realizada nas parcelas, a cobertura de dossel de inverno se correlacionou negativamente com a cobertura ($\beta = -0,77$; $r^2 = 0,59$; $p \ll 0,01$) e altura ($\beta = -0,71$; $r^2 = 0,50$; $p \ll 0,01$) de *M. maximus*.

3.2 Estrutura da Regeneração

3.2.1 Plantas Maiores que 1 m

Antes da roçagem inicial nas parcelas, 2864 indivíduos pertencentes a 38 famílias botânicas, distribuídos em 118 morfo-espécies foram amostrados. Dessas, 99 foram identificadas até o nível específico, 12 até gênero e sete até família. Após seis meses, foram amostrados 3109 indivíduos, pertencentes a 38 famílias botânicas, distribuídos em 122 morfo-espécies, sendo que, 101 foram identificadas até o nível específico, 14 até gênero e sete até família. Após um ano da roçagem inicial, 3331 indivíduos pertencentes a 38 famílias

botânicas, distribuídos em 123 morfo-espécies foram amostrados nas parcelas, e dessas, 102 foram identificadas até o nível específico, 14 até gênero e sete até família. As espécies amostradas estão reunidas no Apêndice 1.

No começo do estudo, a categoria sucessional predominante entre as arbóreas nativas foi de espécies não pioneiras (88%) e a maioria dos indivíduos amostrados era de espécies nativas (87%), valores que se mantiveram em um ano, embora tenham ocorrido alterações na composição da comunidade, com mudanças nas posições de abundância de famílias e espécies (Tabela 1). Como, por exemplo, Piperaceae, que passou a ser a segunda família botânica mais abundante com 340 indivíduos, com destaque para *Piper hispidum* Sw. var. *hispidum*, espécie que praticamente dobrou o número de regenerantes, passando de 122 no começo do estudo, para 205 ao final de um ano de experimento.

Tabela 1 – Famílias botânicas e espécies mais abundantes da regeneração, para plantas > 1 m em 30 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Dados de abundância total para antes e um ano após a roçagem inicial realizada nos tratamentos para a remoção de capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs).

AC	N	1ANO	N
Fabaceae	637	Fabaceae	710
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	311	<i>M. stipitatum</i>	317
Meliaceae	290	Piperaceae	340
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	89	<i>Piper hispidum</i> Sw. var. <i>hispidum</i>	205
Rutaceae	269	Meliaceae	326
<i>Citrus X limon</i> (L.) Osbeck	258	<i>C. canjerana</i>	107

A única espécie excluída durante o estudo foi *Euterpe edulis* Mart. a qual teve um único indivíduo morto após sofrer um corte acidental na roçagem inicial das parcelas. As espécies *Randia armata* (Sw.) DC., *Rauwolfia sellowii* Müll. Arg. e *Solanum mauritianum* Scop se instalaram somente nas áreas com capim-colonião removido, e a espécie *Endlicheria paniculata* (Spreng.) J.F. Macbr. foi a única que colonizou somente áreas com a presença da gramínea exótica.

3.2.2 Plantas Menores que 1 m

Para plantas menores que 1 m, 2370 indivíduos pertencentes a 34 famílias botânicas, distribuídos em 78 morfo-espécies foram amostrados nas parcelas antes da roçagem inicial. Dessas, 72 foram identificadas até o nível específico, cinco até gênero e uma até família.

Após seis meses, foram amostrados 2006 indivíduos, pertencentes a 32 famílias botânicas, distribuídos em 70 morfo-espécies, sendo que, 64 foram identificadas até o nível específico e seis até gênero. Após um ano da roçagem inicial, 2112 indivíduos pertencentes a 34 famílias botânicas, distribuídos em 76 morfo-espécies foram amostrados nas parcelas, e dessas, 70 foram identificadas até o nível específico e seis até gênero. As espécies amostradas estão reunidas no Apêndice 2.

Dentre as arbóreas nativas a categoria sucessional predominante foi de espécies não pioneiras (97%) e a maioria dos indivíduos amostrados era de espécies nativas (86%), valores que não se alteraram em um ano, e embora tenham ocorrido alterações na composição da comunidade, não houve mudanças nas posições de famílias e espécies (Tabela 2). Assim, as famílias mais abundantes, tanto antes da roçagem inicial quanto um ano depois, foram, respectivamente, Fabaceae, Rutaceae e Lauraceae, e as espécies mais representativas da regeneração foram *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan, a exótica *Citrus X limon* (L.) Osbeck. e *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez.

Tabela 2 – Famílias botânicas e espécies mais abundantes da regeneração, para plantas < 1 m em 60 sub-parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Dados de abundância total para antes e um ano após a roçagem inicial realizada nos tratamentos para a remoção de capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs).

AC	N	1ANO	N
Fabaceae	863	Fabaceae	667
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	643	<i>P. rigida</i>	469
Rutaceae	318	Rutaceae	301
<i>Citrus X limon</i> (L.) Osbeck	308	<i>C. limon</i>	295
Lauraceae	273	Lauraceae	260
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	175	<i>N. megapotamica</i>	154

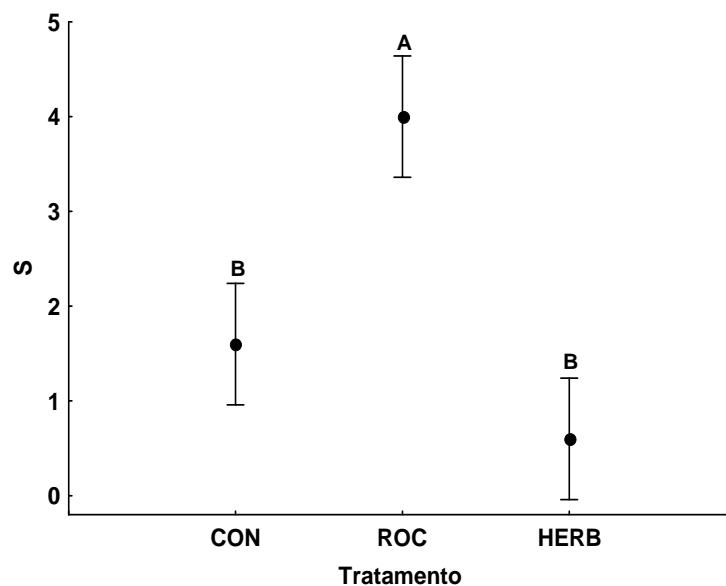
As espécies *Bougainvillea spectabilis* Willd., *Cordia ecalyculata* Vell., *Schinus terebinthifolius* Raddi e uma morfo-espécie de Myrtaceae foram excluídas após morrerem nas intervenções. As espécies *Justicia brasiliana* Roth, *Pterogyne nitens* Tul., *Solanum mauritianum* Scop., *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. e a exótica *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth colonizaram somente áreas sem a presença da gramínea após um ano. *Plinia trunciflora* (O. Berg) Kausel, entretanto, foi a única espécie que se instalou no tratamento com presença do capim-colonião.

3.2.3 Recrutamento de Indivíduos de Pequeno Porte

Cento e quarenta e um indivíduos de pequeno porte cresceram e recrutaram para a classe de plantas com altura acima de 1 m ao longo de um ano de estudo. Não houve diferenças para a quantidade de indivíduos das sub-parcelas que recrutaram nos três grupos ($F_{(2,27)} = 1,43$; $p = 0,26$), bem como para o incremento causado pela riqueza de espécies por regenerantes previamente marcados ($F_{(2,27)} = 1,32$; $p = 0,28$).

Não foram encontradas diferenças para o ingresso de indivíduos que não estavam previamente marcados no começo do experimento nas parcelas, para os três grupos após um ano ($F_{(2,27)} = 2,61$; $p = 0,09$), sendo que, no controle, esses indivíduos representaram 60% dos indivíduos amostrados, e no tratamento com roçagem e com glifosato, 58% e 47%, respectivamente. Entretanto, o tratamento de roçagem apresentou maior riqueza de espécies, causada por indivíduos que não estavam previamente marcados no início do estudo, do que o controle ($F_{(2,27)} = 7,44$; $p = 0,003$; Tukey = 0,035) e o tratamento com glifosato ($F_{(2,27)} = 7,44$; $p = 0,003$; Tukey = 0,003) (Figura 4).

Figura 4 – Incremento na riqueza de espécies (S) por indivíduos regenerantes que não estavam previamente marcados nas sub-parcelas. Nota: as barras representam o erro padrão e os pontos as médias de cada tratamento. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre tratamentos.



3.3 Interação Tratamentos x Tempos Amostrais

3.3.1 Plantas Maiores que 1 m

Os três grupos não diferiram entre si com relação a nenhuma variável para qualquer período amostral (antes, seis meses e um ano após a roçagem inicial). Entretanto, após um ano, a abundância no controle ($F_{(4,54)} = 3,80$; $p = 0,009$; Tukey, $p \ll 0,01$) e do tratamento de roçagem ($F_{(4,54)} = 3,80$; $p = 0,009$; Tukey, $p \ll 0,01$) foram maiores do que quando no começo do estudo. A riqueza de espécies também foi maior após um ano no controle ($F_{(4,54)} = 6,38$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,03) e no tratamento de roçagem ($F_{(4,54)} = 6,38$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,03).

Não houve diferenças entre tempos amostrais e grupos para as variáveis de abundância e riqueza de espécies pioneiras, mas a abundância ($F_{(2,54)} = 42,35$; $p \ll 0,01$) e riqueza ($F_{(2,54)} = 36$; $p \ll 0,01$) de espécies não pioneiras aumentou para os três tratamentos com o tempo. Diferentemente, a abundância e riqueza de espécies exóticas não sofreram alterações significativas em nenhum dos três grupos para qualquer período amostral.

3.3.2 Plantas Menores que 1 m

Os três grupos não diferiram entre si com relação a nenhuma variável para qualquer período amostral (antes, seis meses e um ano após a roçagem inicial). Contudo, após seis meses, houve redução na abundância do tratamento de roçagem com herbicida ($F_{(4,114)} = 6,91$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$). Após um ano, a riqueza de espécies aumentou no tratamento de roçagem ($F_{(4,114)} = 11,04$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,03), mas foi menor no tratamento com glifosato quando comparada ao início do estudo ($F_{(4,114)} = 11,04$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,006).

Após um ano, no tratamento com uso exclusivo de roçadeiras houve aumento da abundância ($F_{(4,114)} = 3,33$; $p = 0,013$; Tukey = 0,007) e riqueza ($F_{(4,114)} = 2,84$; $p = 0,027$; Tukey = 0,025) de espécies pioneiras, e no tratamento com glifosato houve redução da abundância ($F_{(4,114)} = 10,83$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) e riqueza ($F_{(4,114)} = 9,04$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) de espécies não pioneiras. A abundância e riqueza de espécies exóticas se mantiveram ao longo do estudo para os três tratamentos.

4 DISCUSSÃO

4.1 Estrutura do Reflorestamento - Cobertura de *M. maximus* e de Dossel

A correlação negativa entre a cobertura e altura de *M. maximus* com a regeneração, tanto de indivíduos $< 1\text{m}$ como indivíduos $> 1\text{m}$ indica que a gramínea, pelo aumento da mortalidade de regenerantes imposta pela competição, é causadora da lenta sucessão no local (AMMONDT; LITTON, 2012; DIAS, 2011; SOUZA; BATISTA, 2004), assim como ocorre com outras espécies de gramíneas que invadem ecossistemas brasileiros (HOFFMANN et al, 2004; MARTINS, 2006; MARTINS, 2011). Demonstra também que, mesmo em áreas próximas a fragmentos florestais, a estrutura do reflorestamento pode se tornar uma barreira maior do que a distância da borda da mata (BARBOSA, 2006).

O fato de haver menor quantidade de sementes de capim-colonião no banco de sementes de áreas com maior abundância e a riqueza de espécies de indivíduos $> 1\text{m}$ indica haver menor reprodução da gramínea nessas áreas, relação encontrada no estudo de Ammond e Litton (2012), no qual os autores citam que em comunidades artificiais mais complexas (nas quais o capim-colonião cresceu com mais três espécies) há menor reprodução da gramínea exótica, incluindo a ausência da produção de inflorescências.

Ao contrário do estudo de Souza e Batista (2004), no qual a discrepância entre os valores de cobertura de dossel medidos no verão e no inverno se correlacionou melhor com a cobertura de *M. maximus*, em nosso estudo a cobertura de dossel amostrada no inverno foi a que apresentou as melhores correlações. Independente de tal fato, tanto neste estudo como no estudo dos referidos autores, a grande presença de espécies decíduas no reflorestamento, bem como o amplo espaçamento de plantio utilizado, favoreceram a permanência da gramínea no sub-bosque, o que contribui em última análise, para a lenta sucessão local.

Contudo, ainda que haja menor quantidade da gramínea em locais com maior cobertura de dossel, há de se notar a elevada abundância de *M. maximus* (85%) em áreas com alta cobertura de dossel (80%), demonstrando que a gramínea exótica por possuir alta plasticidade fenotípica (DIAS, 2011), cresce em áreas sombreadas tanto quanto em áreas a pleno sol ou mais (AMMONDT; LITTON, 2012) e podendo apresentar um mecanismo de dormência na estação seca (AMMONDT et al., 2012), o que favorece sua permanência no sub-bosque mesmo após 20 anos de reflorestamento.

4.2 Estrutura da Regeneração e Interação Tratamentos x Tempos Amostrais

Após um ano, as áreas com capim-colonião parecem ceder lentamente à pressão da vegetação e estar no limite de sua manutenção populacional, indicando existir uma melhora no controle ao contrário do que se esperava e do que é citado pela literatura (BROOKS; SETTERFIELD; DOUGLAS, 2010; CABIN et al., 2002), e ainda que os tratamentos de remoção tenham apresentado melhora, não houve diferenças com o controle após um ano.

Todavia, espera-se que para um prazo acima do estudado, ocorram mais mudanças nas áreas livres de capim-colonião, já que a lenta evolução dos tratamentos com eliminação da gramínea pode ocorrer por mudanças causadas no microclima local, e assim, o menor estabelecimento de indivíduos de espécies de estágios sucessionais mais avançados nesses locais, como aconteceu com *Endlicheria paniculata* (Spreng.) J.F. Macbr. e *Plinia trunciflora* (O. Berg) Kausel, que se instalaram somente em áreas com presença de *M. maximus* (HOOPER; CONDIT; LEGENDRE, 2002; ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000).

Com a repetida remoção de *M. maximus*, e assim, aumento da necromassa (palha) nas parcelas, tal necromassa pode ter interceptado a chuva de sementes e se tornado uma barreira à germinação das espécies nativas, atrasando a sucessão, ao menos até que a mesma seja decomposta, o que ocorreu em nosso estudo após o sexto mês. Assim, mudanças causadas nos processos ecossistêmicos locais (WILLIAMS; BARUCH, 2000), podem levar ao retardo da sucessão até que tais processos sejam restabelecidos com a remoção da invasora (KING; HOBBS, 2006), o que pode demorar, a exemplo da alteração da biota do solo e das taxas de decomposição causada pela invasão de gramíneas (HOLLY et al., 2009).

Além disso, ainda que o uso de glifosato seja indicado para o controle de gramíneas sob pena de impor competição aos indivíduos plantados (CRAVEN; HALL; VERJANS, 2009), o fato de mudanças mais pronunciadas ocorrerem no tratamento com aplicação de herbicida somente após um ano, sugere que há maior prejuízo à regeneração neste tratamento em curto prazo. O que não sucede no tratamento com uso exclusivo de roçadeiras, uma vez que no tratamento com aplicação de herbicida pode ocorrer expressiva redução da riqueza de espécies (75%) e alta mortalidade de plantas de pequeno porte (91%) (dados não apresentados), que poderiam contribuir para melhora do tratamento com uso de herbicida, tornando esse tratamento, deste modo, mais agressivo à regeneração (SIMMONS et al., 2007).

O aumento de *Piper hispidum* Sw. var. *hispidum* no controle, sugere que esta espécie pode competir fortemente com o capim-colonião e deva ser incluída em estudos de restauração e manejo de gramíneas exóticas, dado o sombreamento que causa à gramínea e

oferta de recursos para a fauna quiróptera que pode contribuir para o avanço do processo sucessional (BIANCONI et al., 2007). A colonização das áreas por *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart. e muitas outras espécies consideradas não-pioneiras (e.g., *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez., *Plinia trunciflora* (O. Berg) Kausel) demonstra que a competição com o capim-colonião pode estar associada mais fortemente com parâmetros do solo (i.e., fertilidade, disponibilidade de água) (AMMONDT; LITTON, 2012; AMMONDT et al., 2012), do que com a luz, já que a área de estudo possui elevada descontinuidade de dossel e abundância de clareiras, o que favoreceria o estabelecimento das pioneiras.

A colonização da espécie pioneira *Solanum mauritianum* Scop somente em áreas sem *M. maximus* confirma tal constatação, e pode indicar uma maior competição da gramínea com essas espécies, já que por possuírem raízes mais finas, as espécies pioneiras não conseguem se estabelecer em meio às touceiras, e ao germinarem pela alta disponibilidade de luz e baixa cobertura de dossel, acabam morrendo pela competição com a gramínea. Espécies não-pioneiras possuem reservas nutritivas que podem ajuda-las a superarem a competição inicial com gramíneas e assim, aumentar sua maior regeneração, demonstrando que em áreas com vegetação arbórea mais estabelecida, mas com domínio de gramíneas no sub-bosque, a sucessão ecológica favorece tais espécies em detrimento das pioneiras, por essas possuírem sementes pequenas sem reservas nutritivas (HOOPER; CONDIT; LEGENDRE, 2002).

Além disso, a regeneração de espécies pioneiras e não-pioneiras (e.g., *S. mauritianum*, *Justicia brasiliana* Roth, *Zanthoxylum rhoifolium* Lam.) e de espécies exóticas (e.g., *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth) em áreas sem a presença da gramínea após um ano, demonstra que os mecanismos de respostas à remoção são mais espécie-específicas (HOOPER; CONDIT; LEGENDRE, 2002; ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000). Bem como, a eliminação de espécies de diferentes categorias sucessionais ou indivíduos de classes de tamanho diferentes (e.g., *Cordia ecalyculata* Vell., *Euterpe edulis* Mart., *Schinus terebinthifolius* Raddi) por danos causados diretamente pelos tratamentos, elucida que as respostas da regeneração são mais diversificadas conforme o local manejado, e complicando ainda mais as medidas a serem tomadas para supressão da exótica (AMMONDT et al., 2012).

Ainda, como citado na literatura (AMMONDT et al., 2012; SOUZA; BATISTA, 2004), a supressão do fogo e proximidade com o fragmento do PEMG se revelam as principais causas para eliminação natural do capim-colonião da área. O que não ocorreria se o local sofresse perturbações contínuas e estivesse distante de fonte de propágulos, demandando assim, além da remoção de *M. maximus*, o plantio de indivíduos para acelerar a sucessão na área, o que não é necessário para o Projeto Madeira.

5 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

A gramínea exótica é a causa do retardo da sucessão ecológica no reflorestamento estudado, sugerindo que a pressão competitiva exercida pela gramínea é um fato tão importante quanto a distância das fontes de propágulos, mesmo que haja estrutura florestal bem formada (i.e., grande quantidade de árvores altas e dossel com cerca de 80% de cobertura). Além disso, o capim-colonião exerce maior pressão competitiva contra espécies pioneiras, e esta pressão parece estar associada mais fortemente outros recursos (e.g., fertilidade e disponibilidade de água no solo) do que com a luz.

A ausência de diferenças entre os três tratamentos após um ano de remoção de *M. maximus*, bem como a menor quantidade de sementes da gramínea em áreas com mais vegetação indicam que há melhora da regeneração espontaneamente. Contudo, para prazos maiores do que o estudado (i.e., 5 anos), acredita-se que os tratamentos de remoção de *M. maximus* apresentarão melhora da estrutura regenerativa, quando comparados com o controle.

Todavia, as respostas da regeneração são mais espécie-específicas, tornando difícil prever os resultados em médio prazo no que diz respeito à composição de espécies, sendo que, em ambientes sujeitos a risco elevado de incêndio, como ocorre com o Projeto Madeira, a remoção da gramínea é imperativa para se evitar danos ao fragmento florestal adjacente e mais perdas de biodiversidade causada pela presença do capim-colonião.

REFERÊNCIAS

- AMMONDT, Selita A.; LITTON, Creighton M. Competition between native Hawaiian plants and the invasive grass *Megathyrsus maximus*: implications of functional diversity for ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 5, p. 638-646, 2012.
- AMMONDT, Selita A. et al. Restoration of native plant communities in a Hawaiian dry lowland ecosystem dominated by the invasive grass *Megathyrsus maximus*. **Applied Vegetation Science**, v. 16, n. 1, p. 29-39, jan 2013.
- BARBOSA, Carlos Eduardo de Araújo. **A estrutura da paisagem e a diversidade de plantas em reflorestamentos**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas: Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- BIANCONI, Gledson V. et al. Attraction of fruit-eating bats with essential oils of fruits: a potential tool for forest restoration. **Biotropica**, v. 39, n. 1, p. 136-140, 2007.

- BROOKS, Kristine J.; SETTERFIELD, Samantha A.; DOUGLAS, Michael M. Exotic grass invasions: applying a conceptual framework to the dynamics of degradation and restoration in Australia's tropical savannas. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 2, p. 188-197, 2010.
- CABIN, Robert J. et al. Effects of light, alien grass, and native species additions on Hawaiian dry forest restoration. **Ecological Applications**, v. 12, n. 6, p. 1595-1610, 2002.
- CAMPANELLO, Paula I. et al. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 252, p. 108-117, 2007.
- CAUBLE, K.; WAGNER, R. S. Sublethal effects of the herbicide glyphosate on amphibian metamorphosis and development. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 75, p. 429-435, 2005.
- CAVALHEIRO, Alba L.; TOREZAN, José Marcelo D.; FADELLI, Laércio. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. In: MEDRI et al. (Eds.). **A Bacia do Rio Tibagi**. Londrina, 2002, p. 213-224.
- CRAVEN, Dylan; HALL, Jefferson; VERJANS, Jean-Marc. Impacts of herbicide application and mechanical cleanings on growth and mortality of two timber species in *Saccharum spontaneum* grasslands of the Panama Canal Watershed. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 6, p. 751-761, 2009.
- D'ANTONIO, Carla M.; VITOUSEK, Peter M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, p. 63-87, 1992.
- DAVIES, Kirk W.; SHELEY, Roger L. Promoting native vegetation and diversity in exotic annual grass infestations. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 159-165, 2011.
- DIAS, Jézili. **Espécies invasoras em sítios de restauração florestal de floresta estacional**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas: Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- DUNCAN, R. Scot; CHAPMAN, Colin A. Tree-shrub interactions during early secondary forest succession in Uganda. **Restoration Ecology**, v. 11, n. 2, p. 198-207, 2003.
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, EMBRAPA, 1999. 412p.
- FLORA DO BRASIL. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/>>. Acesso: 15 dez. 2012.
- FRAZER, G. W.; CANHAM, C. D.; LERTZMAN, K. P. **Gap Light Analyzer (GLA)**: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true color fisheye photographs, user's manual and program documentation. Copyright c 1999: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia and The Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York, 1999.

GARCÍA-ORTH, Ximena; MARTÍNEZ-RAMOS, Miguel. Isolated trees and grass removal improve performance of transplanted *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae) saplings in tropical pastures. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 1, p. 24-34, 2011.

HELLMANN, Jessica J. et al. Five potential consequences of climate change for invasive species. **Conservation Biology**, v. 22, n. 3, p. 534-543, 2008.

HOFFMANN, William A. et al. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. **Diversity and Distributions**, v. 10, p. 99-103, 2004.

HOLL, Karen D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.

HOLLY, D. Christopher et al. Effect of an invasive grass on ambient rates of decomposition and microbial community structure: a search for causality. **Biological Invasions**, v. 11, n. 8, p. 1855-1868, 2009.

HOOPER, Elaine; CONDIT, Richard; LEGENDRE, Pierre. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. **Ecological Applications**, v. 12, n. 6, p. 1626-1641, 2002.

HOOPER, Elaine; LEGENDRE, Pierre; CONDIT, Richard. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, p. 1165-1174, 2005.

HOWE, Christina. M. et al. Toxicity of glyphosate-based pesticides to four North American frog species. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23, n. 8, p. 1928-1938, 2004.

KING, Elizabeth G.; HOBBS, Richard J. Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: towards an integrative framework. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 3, p. 369-378, 2006.

KISSMANN, Kurt Gottfried. **Plantas infestantes e nocivas**. 2. ed. São Paulo: Basf, 1997. Tomo 1, 825 p.

MANTOANI, Maurício C. et al. Efeitos da invasão por *Panicum maximum* Jacq. e do seu controle manual sobre a regeneração de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 33, n. 1, p. 97-110, 2012.

MARTINS, Carlos R. **Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura): uma espécie invasora do cerrado**. 2006. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília.

MARTINS, Adriana Ferrer. **Controle de gramíneas exóticas invasoras em áreas de restauração ecológica com plantio total, Floresta Estacional Semidecidual, ITU – SP**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências: Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Escola Superior Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

PIVELLO, Vânia R. Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. **ECOLOGIA.INFO** 33, 2011. Disponível em: <<http://www.ecologia.info/cerrado.htm>>. Acesso em: 15 jun. 2011.

SESSEGOLO, Gisele C.. A Recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. In: CAMPOS, João Batista; TOSSULINO, Márcia de Guadalupe Pires; MÜLLER, Carolina Regina Cury (Orgs.). **Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2006, p. 25-33.

SILVA, Sebastião A. Ferreira da. Contribuição ao estudo do "Capim-colonião" (*Panicum maximum* Jacq. var. *maximum*). **Vellozia**, v. 6, p. 3-8, 1968.

SILVA, Sebastião A. Ferreira da. Contribuição ao estudo do "Capim-colonião" (*Panicum maximum* Jacq. var. *maximum*) II - Considerações sobre sua dispersão e seu controle. **Vellozia**, v. 7, p. 3-21, 1969.

SIMMONS, Mark T. et al. Selective and non-selective control of invasive plants: the short-term effects of growing-season prescribed fire, herbicide and mowing in two Texas prairies. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 4, p. 662-669, 2007.

SOUZA, Flaviana Maluf de; BATISTA, João Luís Ferreira. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration desing on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p. 185-200, 2004.

VICENTE, Raquel Fila. O Parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, José Marcelo Domigues (Org.). **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**, Londrina: Itedes, 2006, p. 13-18.

VIDRA, Rebecca L.; SHEAR, Theodore H.; STUCKY, Jon M. Effects of vegetation removal on native understory recovery in an exotic-rich urban forest. **Journal of the Torrey Botanical Society**, v. 134, n. 3, p. 410-419, 2007.

WILLIAMS, David G.; BARUCH, Zdravko. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. **Biological Invasions**, v. 2, p. 123-140, 2000.

ZIMMERMAN, Jess K.; PASCARELLA, John B.; AIDE, T. Mitchell. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 350-360, 2000.

Apêndice 1 – Lista de espécies lenhosas de indivíduos com altura maior que 1m amostrados nos três períodos amostrais – antes da roçagem inicial (0), seis meses (6) e um ano (12) – para os três tratamentos (controle, roçagem e roçagem com glifosato) em 30 parcelas num reflorestamento com sub-bosque dominado pela gramínea exótica *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs). Legenda: Categoria Sucessional: P – pioneiras; NP – não pioneiras; Origem Geográfica: EXO – exóticas; NAT – nativas.

Nome Científico	Categoria Sucessional	Origem Geográfica	0	6	12
ANACARDIACEAE					
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	NP	NAT	45	50	51
<i>Mangifera indica</i> L.	-	EXO	1	1	2
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	P	NAT	1	1	2
ANNONACEAE					
<i>Annona cacans</i> Warm.	NP	NAT	6	5	5
<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	NP	NAT	1	1	1
APOCYNACEAE					
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	NP	NAT	2	6	7
<i>Condylocarpon isthmicum</i> (Vell.) A. DC.	-	NAT	4	6	6
<i>Condylocarpon</i> sp.	-	NAT	10	12	12
<i>Fischeria stellata</i> (Vell.) E. Fourn.	-	NAT	28	27	27
<i>Forsteronia thyrsoides</i> (Vell.) Müll. Arg.	-	NAT	19	20	20
<i>Peltastes peltatus</i> (Vell.) Woodson	-	NAT	10	10	10
<i>Rauvolfia sellowii</i> Müll. Arg.	NP	NAT	0	1	1
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	NP	NAT	104	117	129
ARECAEAE					
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	NP	NAT	1	0	0
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	NP	NAT	8	8	10
ASTERACEAE					
<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	-	NAT	12	9	14

<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	-	NAT	8	5	6
<i>Mikania</i> sp.	-	NAT	27	26	25
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H. Rob.	-	NAT	5	5	5
<i>Vernonanthura</i> sp.	-	NAT	5	6	3
BIGNONIACEAE					
<i>Adenocalymma marginatum</i> (Cham.) DC.	-	NAT	7	7	7
Bignoniaceae 1	-	NAT	12	12	11
<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L.G. Lohmann	-	NAT	117	122	122
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	-	EXO	15	15	15
<i>Tynanthus</i> sp.	-	NAT	1	1	1
BORAGINACEAE					
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J. S. Mill.	NP	NAT	1	1	1
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	NP	NAT	18	18	25
CACTACEAE					
<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	-	NAT	4	4	4
CANNABACEAE					
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	P	NAT	9	9	12
CARICACEAE					
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	NP	NAT	5	6	6
DILLENiaceae					
<i>Davilla rugosa</i> Poir.	-	NAT	13	17	17
EUPHORBIACEAE					
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	NP	NAT	3	5	6
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	NP	NAT	7	8	8
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P	NAT	50	50	52
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	NP	NAT	4	10	10

<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	NP	NAT	3	3	3
FABACEAE					
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	NP	NAT	1	1	1
Fabaceae 1	-	NAT	2	2	2
<i>Inga marginata</i> Willd.	NP	NAT	81	85	92
<i>Inga striata</i> Benth.	NP	NAT	52	60	69
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L. P. Queiroz	NP	NAT	2	2	2
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	NP	NAT	94	98	98
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	NP	NAT	311	315	317
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	NP	NAT	1	1	1
<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Wild.) H. S. Irwin & Barneby	P	NAT	1	1	1
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	NP	NAT	5	5	6
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	NP	NAT	13	12	13
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	NP	NAT	74	89	108
LAURACEAE					
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	NP	NAT	0	1	2
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	NP	NAT	1	2	2
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	NP	NAT	58	70	88
<i>Ocotea elegans</i> Mez	NP	NAT	1	1	2
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees.	NP	NAT	30	37	41
MALPIGHIACEAE					
Malpighiaceae 1	-	NAT	9	9	9
<i>Mascagnia divaricata</i> (Kunth) Nied.	-	NAT	50	51	49
MALVACEAE					
<i>Abutilon ramiflorum</i> A.St.-Hil.	-	NAT	2	2	2
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	P	NAT	25	25	22

Malvaceae 1	-	NAT	3	3	3
Malvaceae 2	-	NAT	1	1	1
<i>Pavonia sepium</i> A.St.-Hil.	-	NAT	0	3	3
MELASTOMATACEAE					
<i>Miconia discolor</i> DC.	NP	NAT	7	8	8
MELIACEAE					
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	NP	NAT	89	98	107
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	NP	NAT	6	6	8
<i>Guarea kuntiana</i> A. Juss	NP	NAT	41	45	47
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	NP	NAT	3	3	5
<i>Melia azedarach</i> L.	-	EXO	63	52	48
<i>Trichilia casaretii</i> C. DC.	NP	NAT	19	22	23
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	NP	NAT	1	1	1
<i>Trichilia claussenii</i> C. DC.	NP	NAT	14	14	14
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	NP	NAT	4	4	4
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	NP	NAT	50	62	69
MONIMIACEAE					
<i>Mollinedia</i> sp.	NP	NAT	1	1	1
MORACEAE					
<i>Ficus insipida</i> Willd.	NP	NAT	3	4	4
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	P	NAT	12	13	13
MYRTACEAE					
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O. Berg.	NP	NAT	4	7	7
<i>Eugenia florida</i> DC.	NP	NAT	6	6	7
<i>Myrcia</i> sp.	NP	NAT	1	1	2
<i>Psidium guajava</i> L.	-	EXO	10	11	11

NYCTAGINACEAE					
<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	NP	NAT	2	2	2
Nyctaginaceae 1	-	NAT	2	2	2
Nyctaginaceae 2	-	NAT	11	11	11
<i>Pisonia aculeata</i> L.	-	NAT	75	78	78
PHYTOLACCACEAE					
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	NP	NAT	4	4	6
PICRAMNIACEAE					
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	NP	NAT	7	9	9
PIPERACEAE					
<i>Piper aduncum</i> L.	-	NAT	34	33	36
<i>Piper amalago</i> L.	-	NAT	52	68	83
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	-	NAT	6	5	5
<i>Piper hispidum</i> Sw. var. <i>hispidum</i>	-	NAT	122	170	205
<i>Piper ovatum</i> Vahl	-	NAT	1	1	1
<i>Piper</i> sp.1	-	NAT	5	5	5
<i>Piper</i> sp.2	-	NAT	0	1	1
<i>Piper umbellatum</i> L.	-	NAT	1	3	4
PRIMULACEAE					
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	NP	NAT	22	29	31
PROTEACEAE					
<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex R. Br.	-	EXO	32	33	33
RHAMNACEAE					
<i>Gouania virgata</i> Reissek	-	NAT	125	125	125
ROSACEAE					
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	NP	NAT	18	18	22

RUBIACEAE

<i>Palicourea macrobotrys</i> (Ruiz & Pav.) Schult.	-	NAT	4	4	4
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	NP	NAT	10	9	10
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	NP	NAT	0	1	1

RUTACEAE

<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	NP	NAT	3	3	5
<i>Citrus X limon</i> (L.) Osbeck	-	EXO	258	271	285
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	NP	NAT	5	10	9
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	NP	NAT	1	1	2
<i>Zanthoxylum</i> sp.	NP	NAT	2	3	3

SALICACEAE

<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	NP	NAT	2	3	4
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	NP	NAT	2	2	2
<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.	NP	NAT	3	3	3

SAPINDACEAE

<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	NP	NAT	2	5	5
<i>Paulinia meliifolia</i> Juss.	-	NAT	3	4	4
<i>Paullinia</i> sp.	-	NAT	45	46	46
<i>Serjania glabrata</i> Kunth	-	NAT	15	14	14
<i>Serjania</i> sp.	-	NAT	52	51	51

SAPOTACEAE

<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	NP	NAT	15	19	21
---	----	-----	----	----	----

SOLANACEAE

<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	P	NAT	55	65	72
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	-	NAT	34	41	55
<i>Lycianthes pauciflora</i> (Vahl) Bitter	-	NAT	2	2	1

<i>Solanum diploconos</i> (Mart.) Bohs	P	NAT	10	12	12
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	P	NAT	0	0	1
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	P	NAT	5	5	7
<i>Solanum</i> sp. 1	-	NAT	13	12	11
<i>Solanum</i> sp. 2	-	NAT	1	1	1
URTICACEAE					
<i>Boehmeira caudata</i> Sw.	P	NAT	1	1	1
VERBENACEAE					
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	P	NAT	12	12	12
VIOLACEAE					
<i>Hybanthus bigibbosus</i> (A. St.-Hil.) Hassl.	-	NAT	73	74	81

Apêndice 2 – Lista de espécies arbóreo-arbustivas de indivíduos com altura menor que 1m amostrados – antes da roçagem inicial (0), seis meses (6) e um ano (12) – para os três tratamentos (controle, roçagem e roçagem com glifosato) em 60 sub-parcelas num reflorestamento com sub-bosque dominado pela gramínea exótica *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs). Legenda: Categoria Sucessional: P – pioneiras; NP – não pioneiras; Origem Geográfica: EXO – exóticas; NAT – nativas.

Nome Científico	Categoria Sucessional	Origem Geográfica	AC	6M	1ANO
ACANTHACEAE					
<i>Justicia brasiliana</i> Roth	-	NAT	0	0	1
ANACARDIACEAE					
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	NP	NAT	7	5	5
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	P	NAT	1	0	0
ANNONACEAE					
<i>Annona cacans</i> Warm.	NP	NAT	3	1	2
APOCYNACEAE					
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	NP	NAT	11	9	9
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> (A. DC.)	NP	NAT	110	120	126
ARECACEAE					
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	NP	NAT	9	3	4
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	NP	NAT	11	11	14
ASTERACEAE					
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H. Rob.	-	NAT	14	7	3
BIGNONIACEAE					
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	-	EXO	0	0	11
BORAGINACEAE					
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	NP	NAT	1	0	0
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	NP	NAT	135	125	133
CANNABACEAE					

<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	P	NAT	1	0	3
CARICACEAE					
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	NP	NAT	3	2	1
EUPHORBIACEAE					
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	NP	NAT	3	2	5
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P	NAT	3	4	6
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	NP	NAT	7	5	10
FABACEAE					
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	NP	NAT	2	2	2
<i>Inga marginata</i> Willd.	NP	NAT	63	67	65
<i>Inga striata</i> Benth.	NP	NAT	41	31	31
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L. P. Queiroz	NP	NAT	1	1	1
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	NP	NAT	14	15	11
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	NP	NAT	72	52	61
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	NP	NAT	1	1	1
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	NP	NAT	23	18	21
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	NP	NAT	3	4	4
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	NP	NAT	643	480	469
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	NP	NAT	0	0	1
LAURACEAE					
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	NP	NAT	175	145	154
<i>Ocotea elegans</i> Mez	NP	NAT	6	4	3
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees.	NP	NAT	92	87	103
MALVACEAE					
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	P	NAT	12	15	29
MELASTOMATACEAE					

<i>Miconia discolor</i> DC.	NP	NAT	6	9	12
MELIACEAE					
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	NP	NAT	82	49	52
<i>Guarea kuntiana</i> A. Juss	NP	NAT	44	34	38
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	NP	NAT	1	1	0
<i>Melia azedarach</i> L.	-	EXO	1	8	19
<i>Trichilia casaretii</i> C. DC.	NP	NAT	4	1	1
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	NP	NAT	4	3	3
<i>Trichilia claussenii</i> C. DC.	NP	NAT	2	0	0
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	NP	NAT	1	4	5
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	NP	NAT	36	24	24
MONIMIACEAE					
<i>Mollinedia</i> sp.	NP	NAT	3	4	4
MORACEAE					
<i>Ficus insipida</i> Willd.	NP	NAT	3	3	2
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	P	NAT	9	17	16
MYRTACEAE					
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O. Berg.	NP	NAT	4	3	3
<i>Eugenia florida</i> DC.	NP	NAT	3	4	7
<i>Eugenia piryformis</i> Cambess.	NP	NAT	1	1	1
<i>Myrcia</i> sp.	NP	NAT	1	1	0
Myrtaceae 1	NP	NAT	1	0	0
<i>Plinia trunciflora</i> (O. Berg) Kausel	NP	NAT	0	1	1
<i>Psidium guajava</i> L.	-	EXO	7	7	7
NYCTAGINACEAE					
<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	NP	NAT	1	0	0

PHYTOLACCACEAE					
<i>Gallsia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	NP	NAT	63	47	41
PICRAMNIACEAE					
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	NP	NAT	5	6	6
PIPERACEAE					
<i>Piper aduncum</i> L.	-	NAT	9	10	10
<i>Piper amalago</i> L.	-	NAT	25	26	28
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	-	NAT	3	2	1
<i>Piper hispidum</i> Sw. var. <i>hispidum</i>	-	NAT	85	68	63
<i>Piper</i> sp.1	-	NAT	0	1	2
<i>Piper</i> sp.2	-	NAT	1	2	2
<i>Piper umbellatum</i> L.	-	NAT	1	0	1
POACEAE					
<i>Olyra</i> sp.	-	NAT	10	10	8
PRIMULACEAE					
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	NP	NAT	18	22	31
PROTEACEAE					
<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex R. Br.	-	EXO	3	3	2
RHAMNACEAE					
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	NP	NAT	6	3	3
ROSACEAE					
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	NP	NAT	16	15	14
RUBIACEAE					
<i>Coffea arabica</i> L.	-	EXO	1	1	1
<i>Palicourea macrobotrys</i> (Ruiz & Pav.) Schult.	-	NAT	1	0	2
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	NP	NAT	12	13	17

RUTACEAE					
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	NP	NAT	7	4	4
<i>Citrus X limon</i> (L.) Osbeck	-	EXO	308	297	295
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	NP	NAT	3	0	1
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	NP	NAT	0	0	1
SALICACEAE					
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	NP	NAT	2	2	2
SAPINDACEAE					
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil. <i>et al.</i>) Hieron. <i>ex</i> Niederl.	NP	NAT	1	0	0
SAPOTACEAE					
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler <i>ex</i> Miq.) Engl.	NP	NAT	6	4	3
SOLANACEAE					
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	P	NAT	18	17	20
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	-	NAT	24	23	22
<i>Solanum diploconos</i> (Mart.) Bohs	P	NAT	1	0	0
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	P	NAT	0	0	1
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	P	NAT	5	3	3
<i>Solanum</i> sp.	-	NAT	5	3	3
URTICACEAE					
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	P	NAT	0	1	0
VERBENACEAE					
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	P	NAT	1	1	1
VIOLACEAE					
<i>Hybanthus bigibbosus</i> (A. St.-Hil.) Hassl.	-	NAT	49	32	40

CAPÍTULO 3

A REGENERAÇÃO NATURAL EM UM REFLORESTAMENTO DE 20 ANOS APÓS QUATRO ANOS DE REMOÇÃO MANUAL DA GRAMÍNEA EXÓTICA *MEGATHYRSUS MAXIMUS*

Artigo a ser submetido à revista Forest Ecology and Management

Resumo: O capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) é uma gramínea exótica que pode levar áreas de restauração à lentidão da sucessão ecológica. Este estudo teve por objetivo avaliar as respostas da regeneração à capina manual com o uso de enxadas em um reflorestamento de 20 anos. Quarenta e cinco parcelas de 5 x 5 m instaladas em 2008 e avaliadas até 2012, foram distribuídas em três grupos: controle, remoção manual por um ano e abandono por três anos e remoção manual por dois anos e abandono por dois anos. Todos os indivíduos de espécies lenhosas >10 cm foram amostrados e foram coletados dados de abundância e riqueza de espécies, cobertura de dossel, cobertura e número de plântulas de *M. maximus*. O número de plântulas de capim-colonião que foram arrancadas diminuiu com as repetidas remoções e não diferiu entre os tratamentos. A cobertura de dossel variou durante os quatro anos e se correlacionou positivamente com a regeneração e negativamente com *M. maximus*. Houve aumento da abundância e riqueza de espécies exóticas até o segundo ano. Para a vegetação nativa, após quatro anos, a abundância total e a riqueza de espécies pioneiras foram maiores nos tratamentos de remoção, mas com a melhora do grupo controle, não houve diferença na riqueza de espécies. Assim, a gramínea exótica é causa da lenta sucessão ecológica da área, e embora sua diminuição seja vagarosa (somente após dois anos, neste estudo), a vegetação local está suprimindo-a, indicando a importância da estrutura arbórea, da proximidade com o fragmento florestal para chegada de novos propágulos e do isolamento de fogo da área. Diferenças entre os tratamentos de remoção com o controle indicam que a técnica pode ser usada para acelerar a sucessão da área, ainda que algumas variáveis não apresentem melhoria, sendo que a remoção de *M. maximus* por dois anos é mais eficiente, favorecendo mais as espécies pioneiras.

Palavras-chave: Espécies exóticas invasoras. Manejo adaptativo. *Panicum maximum* Jacq.

1 INTRODUÇÃO

O processo de invasão biológica por gramíneas exóticas está associado à lentidão e até à estagnação do processo sucessional, sendo reportado como uma das principais barreiras à regeneração, causa de mortalidade de indivíduos plantados em reflorestamentos e extinção local de espécies (BROOKS; SETTERFIELD; DOUGLAS, 2010; CRAVEN; HALL; VERJANS, 2009; GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011; HOLL et al., 2000).

Em projetos de reflorestamentos é de suma importância verificar a composição florística e a regeneração no sub-bosque para identificar a ocorrência ou não de espécies de estágios sucessionais mais avançados. Realizar plantios de adensamento para dar continuidade ao processo de regeneração (ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000) ou mesmo promover ações de controle de espécies exóticas invasoras (SESSEGOLO, 2006), podem ser fundamentais para não levar ao colapso futuro do sistema, pela ausência de indivíduos regenerantes (SOUZA; BATISTA, 2004).

A remoção de espécies exóticas pode melhorar o estabelecimento de espécies nativas nos locais invadidos por diminuindo a competição, aumentarem o espaço físico para germinação ou chegada de sementes de outros locais e possibilitarem maior sobrevivência das plântulas (HOOPER; LEGENDRE; CONDIT, 2005; VIDRA; SHEAR; STUCKY, 2007). Locais com vegetação nativa remanescente próximos a fontes de espécies exóticas devem ser priorizados neste tipo de restauração ecológica (DAVIES; SHELEY, 2011), pela maior chance de sucesso e pela diminuição de contínua degradação caso não se realize nenhuma intervenção (BROOKS; SETTERFIELD; DOUGLAS, 2010).

No entanto, embora o controle das espécies invasoras seja desejável, seus resultados são heterogêneos entre as espécies (DAVIES; SHELEY, 2011; DUNCAN; CHAPMAN, 2003; SIMMONS et al., 2007) e efeitos colaterais negativos podem surgir, especialmente com prejuízos a organismos não alvos (CAUBLE; WAGNER, 2005; HOWE et al., 2004). Além disso, por provocarem alterações no ambiente físico (luz, temperatura, disponibilidade de água e nutrientes) (CAMPANELLO et al., 2007; ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000) e nas interações bióticas (predação, interações de facilitação e/ou competição) (HOOPER; CONDIT; LEGENDRE, 2002), a escolha do método aplicado é crítica.

Pela variação das respostas da regeneração e do grau de impactos diretos e indiretos causados, deve-se tomar cuidado com o método aplicado, pois podem ocorrer respostas positivas e negativas simultaneamente, tais como, o aumento em altura de indivíduos em concomitância com a diminuição da densidade de regenerantes (DUNCAN; CHAPMAN, 2003). Pode ocorrer a dominação do sub-bosque por outras espécies indesejadas (CAMPANELLO et al., 2007), a diminuição do estabelecimento de espécies de estágios sucessionais mais avançados (HOOPER; CONDIT; LEGENDRE, 2002; ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000) e da riqueza de espécies após as intervenções (CHAPMAN et al., 2002). Assim, é possível ocorrer também o retardo da sucessão pela elevada mortalidade de regenerantes causada por algumas técnicas (SAMPAIO; HOLL; SCARIOT, 2007).

Citada há tempos, a necessidade de se discutir a aplicação e de se rever técnicas de combate a gramíneas (e.g., controle mecânico, químico, biológico, uso do fogo) é sempre recorrente (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; HELLMANN et al., 2008; KING; HOBBS, 2006). No Brasil, no entanto, essa discussão é um pouco mais recente (PIVELLO, 2011). Dentre as gramíneas exóticas invasoras no país, destaca-se o capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs), introduzido a partir da África para formar pastagens para criação de gado e que se tornou um grave problema para a conservação ambiental (SILVA, 1968).

Perene e heliófita, o capim-colonião possui reprodução vegetativa por rizomas e dispersão de sementes pelo vento, e principalmente, pelas aves (SILVA, 1969). Forma touceiras resistentes, responsáveis pela reprodução vegetativa e rebrota pós-queimada, e floresce durante um longo período, o que permite uma dispersão intensa. Pela sua agressividade e resistência é uma importante espécie infestante que prejudica além de reservas naturais, culturas como a da cana-de-açúcar (KISSMANN, 1997).

Com o objetivo de gerar subsídios técnicos para o manejo de reflorestamentos invadidos por essa gramínea, no aspecto de conservação de fragmentos florestais e a aceleração da sucessão ecológica, este estudo verificou os efeitos da presença de *M. maximus* na colonização do sub-bosque por espécies nativas em um reflorestamento já consolidado (20 anos), testando as seguintes hipóteses:

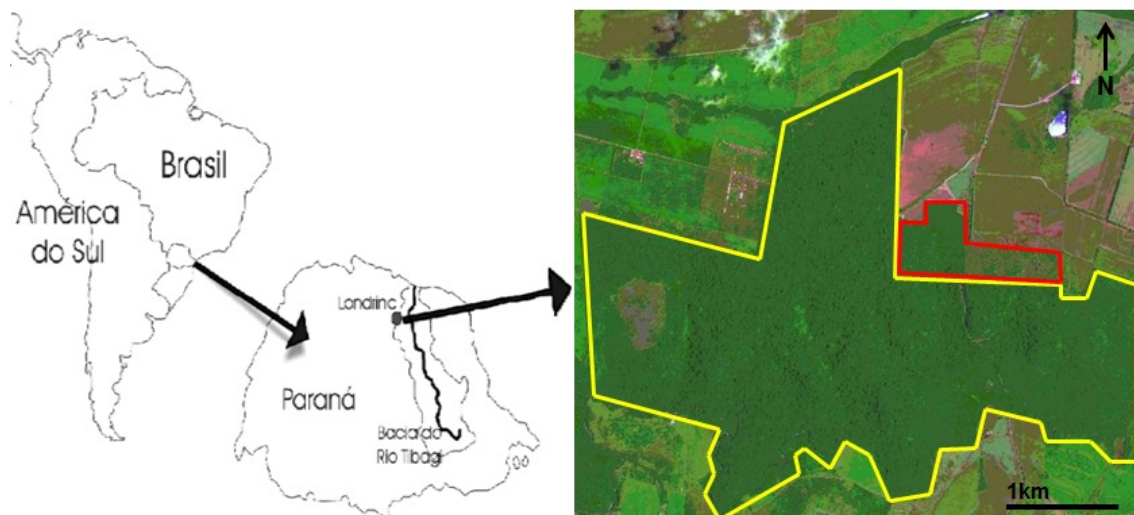
- (1) a cobertura de *M. maximus* é maior em áreas com menor cobertura de dossel;
- (2) a cobertura de *M. maximus* decresce com as remoções, nos tratamentos de remoção de capim-colonião, mas se mantém no controle;
- (3) a re-infestação por plântulas de *M. maximus* decresce ao longo do tempo após as remoções periódicas;
- (4) a re-infestação por plântulas de *M. maximus* aumenta ao longo do tempo após a suspensão das remoções periódicas;
- (5) a remoção de *M. maximus* aumenta a abundância e riqueza de espécies lenhosas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área do estudo

O estudo foi conduzido no reflorestamento conhecido como “Projeto Madeira” (23°27’S, 51°15’W), adjacente ao fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Parque Estadual “Mata dos Godoy” (PEMG), em Londrina, norte do Estado do Paraná, Brasil (Figura 1).

Figura 1 – Localização da área de estudo no município de Londrina, norte do estado do Paraná. A área delimitada em amarelo é o Parque Estadual “Mata dos Godoy”, que inclui o reflorestamento conhecido como Projeto Madeira (área delimitada em vermelho). Extraído e modificado de Barbosa (2006).



Implantado durante os anos de 1990-1992, o reflorestamento teve intervenções com relação ao controle de gramíneas (capina manual com enxada) nos primeiros anos até 1994, e tinha o propósito de servir de modelo a produtores locais para testar o potencial madeireiro de oito espécies nativas: *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl (Rutaceae; pau-marfim), *Colubrina glandulosa* Perkins (Rhamnaceae; sobrasil), *Cordia trichotoma* (Vell.) Arrab. ex Steud. (Boraginaceae; louro-pardo), *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.) L. P. Queiroz (Fabaceae – Caesalpinioideae; pau-ferro), *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan (Fabaceae – Mimosoideae; gurucaia), *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. (Fabaceae – Caesalpinioideae; canafístula), *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos (Bignoniaceae; ipê-roxo) e *Pterogyne nitens* Tul. (Fabaceae – Caesalpinioideae; amendoim-bravo).

Contudo, após abandonado o objetivo inicial do reflorestamento e depois de transcorridos 20 anos, o Projeto Madeira, mesmo estando adjacente ao melhor remanescente de floresta madura da região de Londrina, apresenta-se ainda em um estágio inicial da sucessão ecológica e com o sub-bosque dominado pelo capim-colonião. O processo de invasão da gramínea exótica foi favorecido pela biologia dos indivíduos plantados, já que todas as espécies utilizadas no plantio são decíduas, e pela estrutura do reflorestamento, com espaçamento de 3x3 m, que permite entrada de grande quantidade de luz no sub-bosque, principalmente no inverno (BARBOSA, 2006). Em um estudo anterior, foi constatado que o capim-colonião, juntamente com a baixa cobertura de dossel da área, influencia negativamente a regeneração, sendo uma das possíveis causas para a lenta sucessão ecológica do local (MANTOANI et al., 2012).

A região tem clima subtropical úmido do tipo Cfa, caracterizada por verões quentes e chuvosos, invernos pouco rigorosos com baixa incidência de geadas e uma temperatura média anual de 21°C. A média anual de precipitação é da ordem de 1450 a 1600 mm e umidade relativa do ar ao redor de 75%. A altitude varia de 460 m a.n.m., área mais baixa ao sul, até 640 m a.n.m., parte mais elevada localizada no centro-norte do parque, sendo que as áreas do estudo têm altitude média de 610 m a.n.m. Os solos pertencem às categorias de solo do tipo Latossolo Roxo Eutroférico e Nitossolo Vermelho Eutroférico (VICENTE, 2006; nomenclatura atualizada de acordo com EMBRAPA, 1999).

2.2 Delineamento Experimental

No ano de 2008, foram implantadas 45 parcelas de 5 x 5 m (25m²), em locais com cobertura de *M. maximus* mínima de 70% (estimada visualmente) e sorteadas em três grupos com 15 parcelas cada: (CON) controle, sem remoção de capim-colonião por quatro anos; (CAP1) remoção manual por um ano e re-infestação (supressão da remoção) por três anos; e (CAP2) remoção manual por dois anos e re-infestação por dois anos.

Depois da capina manual inicial (março/2008) com o uso de enxadas em ambos os tratamentos de remoção de capim-colonião, não foram feitas mais remoções com enxadas nas parcelas, mas as plântulas de capim-colonião foram arrancadas manualmente e contabilizadas (a cada quatro meses), seguindo-se cada um dos tratamentos, para se avaliar o nível de restabelecimento da gramínea invasora no sub-bosque. A área capinada em cada parcela excedeu os limites das parcelas em 1 m, e todas as touceiras de capim-colonião foram arrancadas e removidas das parcelas.

2.3 Coleta dos Dados

Foi feito o inventário de todos os indivíduos de espécies lenhosas com altura acima de 10 cm, com exceção das árvores plantadas no reflorestamento. As parcelas foram avaliadas antes, três meses, seis meses, um ano, dois anos e quatro anos depois da capina manual inicial dos tratamentos de remoção da gramínea invasora.

A identificação das espécies se realizou em campo, e quando não puderam ser identificadas, foram coletadas amostras botânicas para identificação no Herbário da Universidade Estadual de Londrina (FUEL). Os nomes das espécies seguiram o padrão de nomenclatura da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/>).

A cobertura de *M. maximus* foi estimada subdividindo-se as parcelas em quatro sub-parcelas, realizando-se a estimativa visual em intervalos de 5%, com posterior soma/média das proporções relativas das quatro sub-parcelas. Para avaliar o nível de cobertura e a descontinuidade do dossel, foram feitas fotos hemisféricas (com lente “olho de peixe” ou de distância focal de 8mm) tiradas a 1m do nível do solo e analisadas com o software Gap Light Analyzer – GLA v. 2.0 (FRAZER; CANHAM; LERTZMAN, 1999). Ambas as variáveis foram estimadas para cada período amostral.

Dados como riqueza e abundância total das espécies, riqueza e abundância de espécies para os diferentes grupos sucessionais (pioneiras e não-pioneiras – somente para espécies arbóreas nativas – CAVALHEIRO; TOREZAN; FADELLI, 2002) e para a origem biogeográfica (nativas e exóticas) foram coletados.

2.4 Análise dos Dados

Como os dados não atenderam as premissas para testes paramétricos, os dados de abundância foram transformados em $\log(X + 1)$ e os dados de riqueza em raiz quadrada ($X + 0,5$), e então submetidos aos mesmos testes, Shapiro-Wilk e Bartlett, que detectaram a normalidade e homocedasticidade dos dados, respectivamente.

A Análise de Variância de Medidas Repetidas seguida do Teste de Tukey foi empregada para avaliar diferenças entre os três grupos. Para avaliar os efeitos da cobertura de dossel e da cobertura de *M. maximus* sobre a regeneração, foi empregada análise de regressão e ajuste dos dados a um modelo linear. Para tal, os dados de porcentagem de cobertura de dossel e cobertura de *M. maximus* foram previamente transformados em arco-seno da proporção. Todas as análises foram feitas adotando-se $\alpha = 0,05$.

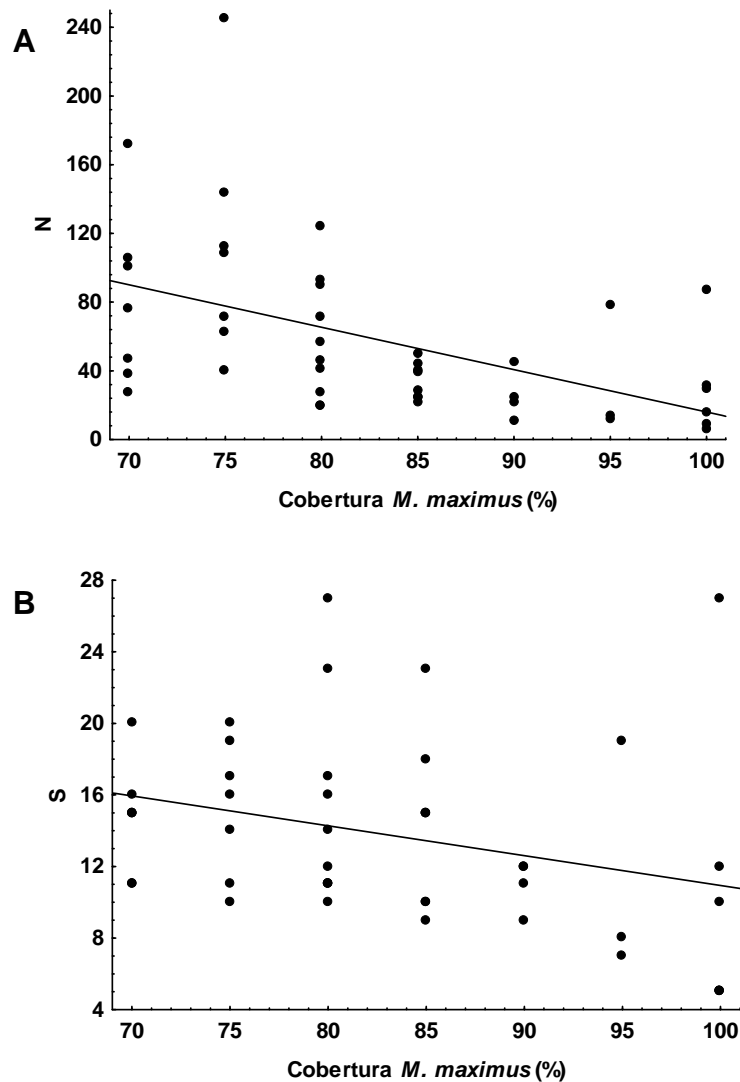
3 RESULTADOS

3.1 Estrutura do Reflorestamento

3.1.1 Cobertura de *M. maximus*

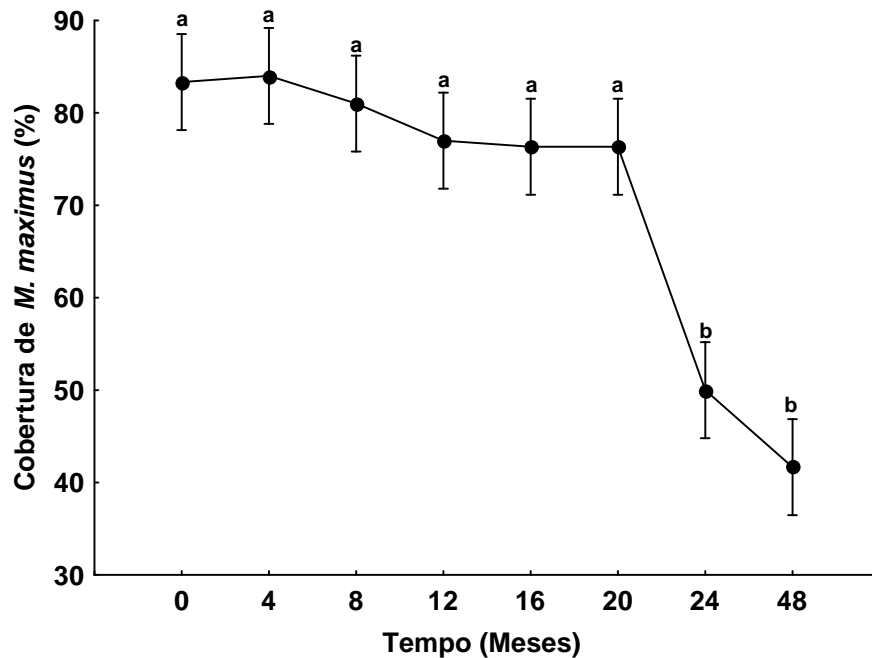
Antes da capina inicial realizada em março de 2008, a cobertura de capim-colônião se correlacionou negativamente com a abundância ($\beta = -0,55$; $r^2 = 0,31$; $p \ll 0,01$) e riqueza de espécies regenerantes ($\beta = -0,38$; $r^2 = 0,15$; $p = 0,009$) (Figura 2).

Figura 2 – Relações entre a cobertura de capim-colônião (*M. maximus* - %) e a abundância (A) e riqueza (B) de indivíduos regenerantes com altura acima de 10 cm em 45 parcelas, antes da capina manual inicial nas parcelas dos tratamentos de remoção, no sub-bosque do Projeto Madeira PEMG, Londrina-PR (dados não transformados).



A cobertura de *M. maximus* do tratamento controle diminuiu somente após o segundo ano ($F_{(7,112)} = 7,85$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$), sendo bem inferior após quatro anos, quando comparada com a cobertura encontrada no início do experimento ($F_{(7,112)} = 7,85$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) (Figura 3).

Figura 3 – Cobertura de capim-colonião (*M. maximus* - %) em 15 parcelas de controle ao longo de quatro anos de estudo no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados). Nota: as barras representam o erro padrão e os pontos as médias. Letras minúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre períodos.



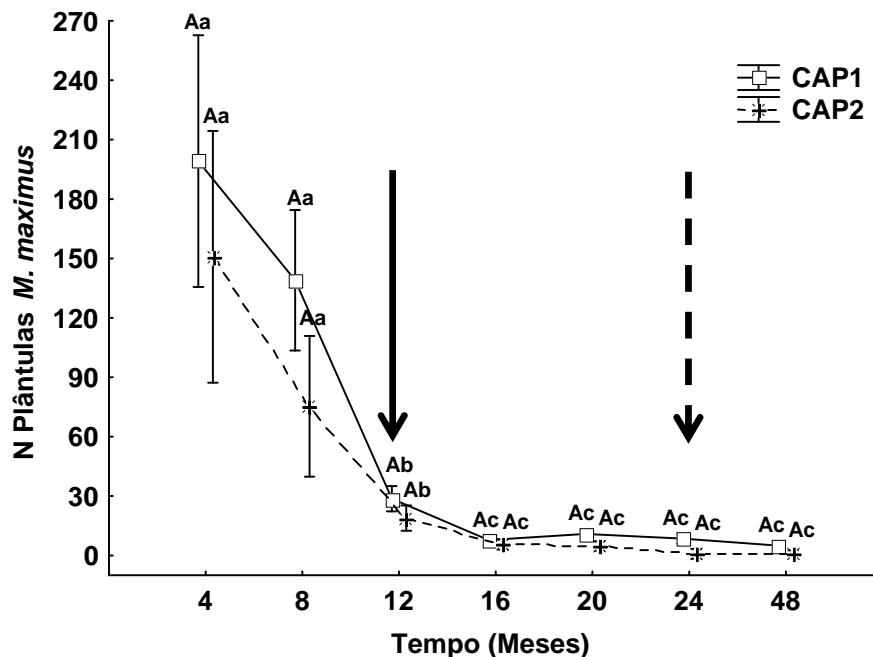
Após quatro anos, não houve diferenças entre a cobertura de capim-colonião dos dois tratamentos de remoção ($F_{(2,42)} = 11,01$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,49), mas a cobertura de *M. maximus* do controle foi maior do que a remoção por um ano ($F_{(2,42)} = 11,01$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,005) e a remoção por dois anos ($F_{(2,42)} = 11,01$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$).

3.1.2 Remoção de plântulas de *M. maximus*

Após quatro meses da capina inicial em ambos os tratamentos de remoção da gramínea exótica, foram removidas manualmente 5249 plântulas de capim-colonião, uma média de 175 plântulas por parcela. Aos oito meses, esse número caiu para 3215, e após um ano, 714 plântulas de *M. maximus* foram removidas das parcelas em ambos os tratamentos.

Após isso, no tratamento de capina por um ano e abandono por mais três anos, foram registradas (e deixadas vivas) 117, 163, 128 e 75 plântulas de capim-colônião para 16, 20, 24 e 48 meses posteriormente a capina inicial, respectivamente. Já no tratamento de capina por dois anos e abandono por mais dois, foram arrancadas para os mesmos períodos 83, 72, 13 e 14 plântulas de *M. maximus* (Figura 4).

Figura 4 – Número de plântulas de capim-colônião (*M. maximus*) que foram arrancadas manualmente ou contabilizadas (e deixadas vivas) nas repetidas remoções em 30 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados). Nota: as barras representam o erro padrão e os símbolos as médias de cada tratamento. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre tratamentos, para um mesmo período. Letras minúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre períodos, para um mesmo tratamento. A seta de linha sólida indica o momento (um ano) em que a remoção de plântulas de capim-colônião cessou para o tratamento de remoção por um ano e abandono por três anos (CAP1). A seta de linha tracejada indica o momento (dois anos) em que a remoção de plântulas de capim-colônião cessou para o tratamento de remoção por dois anos e abandono por mais dois anos (CAP2).



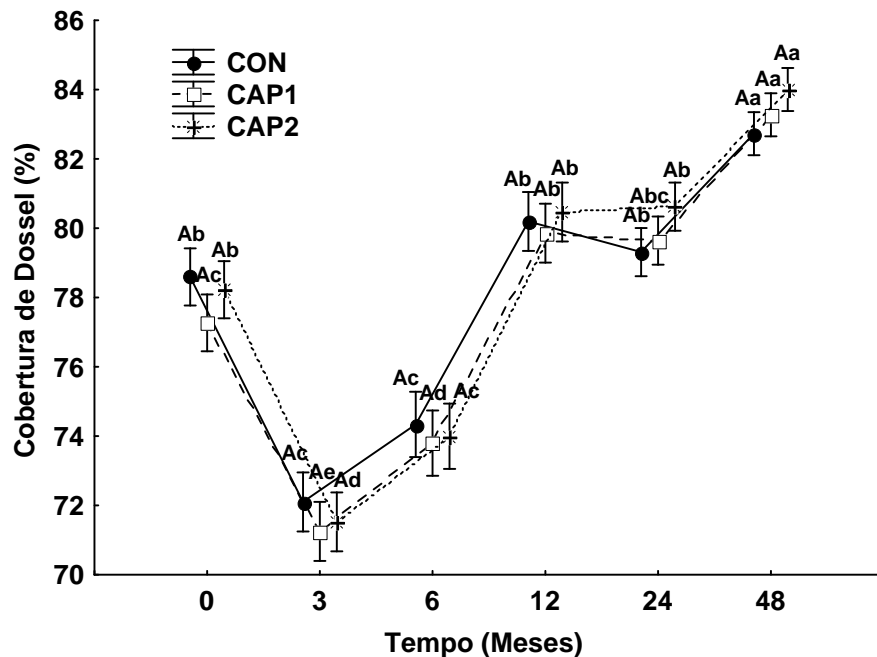
Assim, não houve diferenças entre os tratamentos de remoção da gramínea invasora para o número de plântulas de capim-colônião que foram arrancadas ou contadas (e não arrancadas) em qualquer período de manutenção das parcelas ($F_{(6,168)} = 1,05$; $p = 0,40$), mas o número de plântulas de *M. maximus* que se estabeleceram nas parcelas diminuiu com as repetidas remoções ($F_{(6,168)} = 81,68$; $p \ll 0,01$).

3.1.3 Cobertura de Dossel

A cobertura de dossel se correlacionou positivamente com a abundância ($\beta = 0,512$; $r^2 = 0,26$; $p = \ll 0,01$) e com a riqueza ($\beta = 0,328$; $r^2 = 0,11$; $p = 0,03$) de regenerantes, e negativamente com a cobertura de capim-colonião ($\beta = -0,58$; $r^2 = 0,34$; $p \ll 0,01$).

Houve variação na cobertura de dossel durante os quatro anos de estudo, mas essa não foi diferente entre os grupos para qualquer período amostral ($F_{(10,210)} = 0,81$; $p = 0,62$), somente existindo variação entre tempos amostrais, sendo que após quatro anos de estudo, houve aumento da cobertura de dossel da área, com acréscimo médio de 4% ($F_{(5,210)} = 192,79$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) (Figura 5).

Figura 5 – Variação da cobertura de dossel (%) ao longo de quatro anos nos períodos amostrais (0 – antes, 3 – três meses, 6 – seis meses, 12 – um ano, 24 – dois anos, 48 – quatro anos após a capina manual de capim-colonião (*M. maximus*)), para os tratamentos de controle (CON), remoção por um ano e abandono por três anos (CAP1) e remoção por dois anos e abandono por dois anos (CAP2), de 45 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados). Nota: as barras representam o erro padrão e os símbolos as médias de cada tratamento. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre tratamentos, para um mesmo período. Letras minúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre períodos, para um mesmo tratamento.



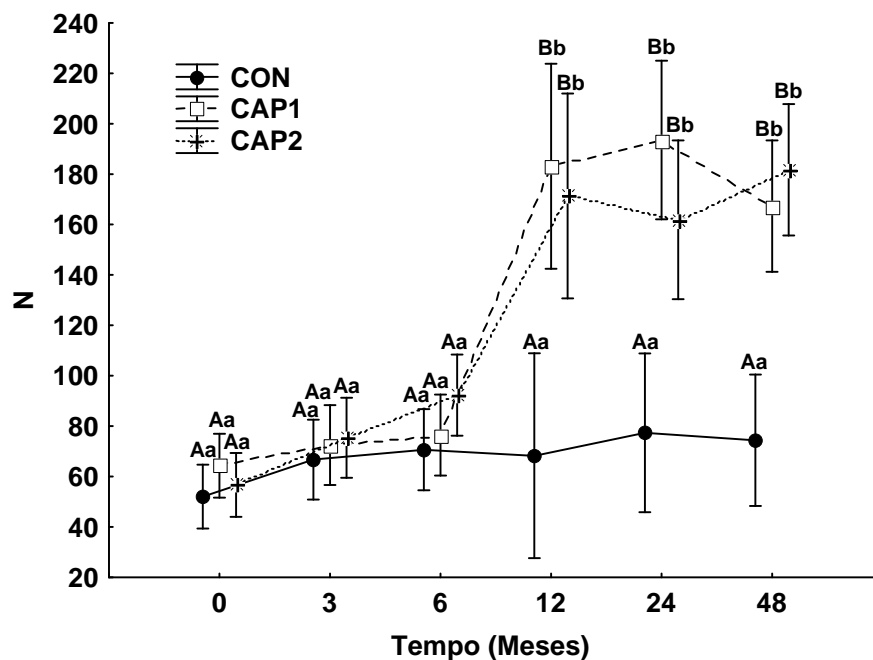
3.2 Estrutura da Regeneração - Interação Tratamentos x Tempos Amostrais

Antes da capina inicial, os três grupos não apresentaram diferenças para todas as variáveis analisadas de abundância e riqueza de espécies, e nenhuma diferença foi detectada até o terceiro mês depois da capina inicial para todas as variáveis estudadas. Todas as espécies amostradas estão reunidas no Apêndice 1.

Depois de seis meses, a abundância de indivíduos de espécies pioneiras foi maior no tratamento de remoção por dois anos quando comparado ao controle ($F_{(10,210)} = 4,46$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) e a remoção por um ano ($F_{(10,210)} = 4,46$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,045).

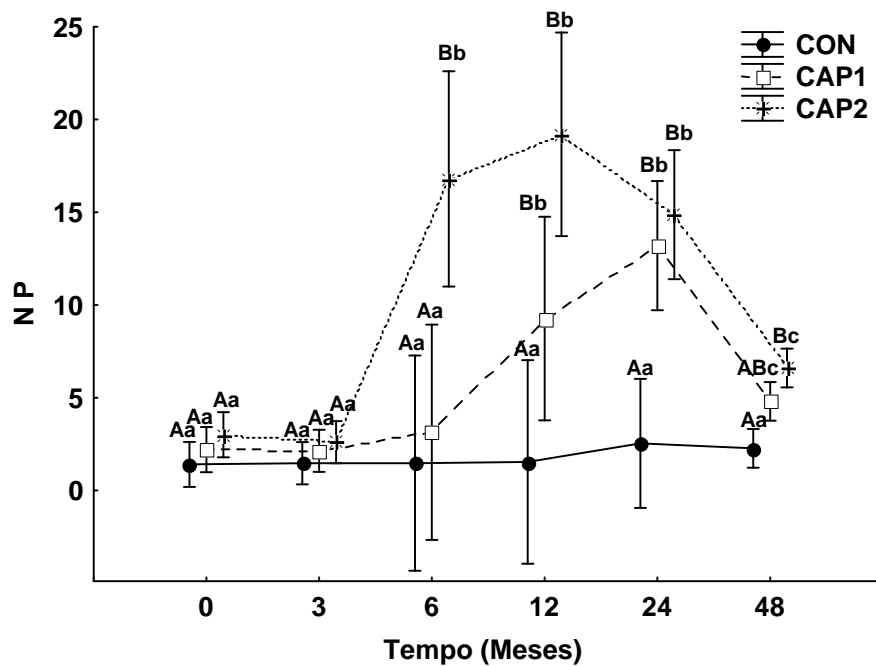
Após um ano, a abundância total (Figura 6) foi maior na remoção por um ano ($F_{(10,210)} = 3,28$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,02) e na remoção por dois anos ($F_{(10,210)} = 3,28$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,008) quando comparadas ao controle. Entretanto, a riqueza total de espécies não diferiu entre os tratamentos ($F_{(10,210)} = 1,14$; $p = 0,34$).

Figura 6 – Abundância de indivíduos regenerantes ao longo de quatro anos nos períodos amostrais (0 – antes, 3 – três meses, 6 – seis meses, 12 – um ano, 24 – dois anos, 48 – quatro anos depois da capina manual inicial de capim-colonião (*M. maximus*)), para os tratamentos de controle (CON), remoção por um ano e abandono por três anos (CAP1) e remoção por dois anos e abandono por dois anos (CAP2), de 45 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados). Nota: as barras representam o erro padrão e os símbolos as médias de cada tratamento. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre tratamentos, para um mesmo período. Letras minúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre períodos, para um mesmo tratamento.



Ainda, após um ano da capina manual inicial, a abundância de espécies pioneiras (Figura 7) também foi maior nos tratamentos de remoção por um ano ($F_{(10,210)} = 4,46$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,01) e por dois anos ($F_{(10,210)} = 4,46$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$), do que no controle, respectivamente. A riqueza de espécies pioneiras foi maior na remoção por um ano ($F_{(10,210)} = 4,15$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,015) e remoção por dois anos ($F_{(10,210)} = 4,15$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,011) do que no controle. A remoção por dois anos apresentou ainda maior abundância de espécies exóticas (Figura 8) do que o controle ($F_{(10,210)} = 1,99$; $p = 0,035$; Tukey = 0,03) e a remoção por um ano ($F_{(10,210)} = 1,99$; $p = 0,035$; Tukey = 0,043).

Figura 7 – Abundância (N) de espécies pioneiras (P) ao longo de quatro anos nos períodos amostrais (0 – antes, 3 – três meses, 6 – seis meses, 12 – um ano, 24 – dois anos, 48 – quatro anos após a capina manual de capim-colonião (*M. maximus*)), para os tratamentos de controle (CON), capina por um ano e abandono por três anos (CAP1) e capina por dois anos e abandono por mais dois (CAP2), de 45 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados). Nota: as barras representam o erro e os símbolos as médias de cada tratamento. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre tratamentos, para um mesmo período. Letras minúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre períodos, para um mesmo tratamento.



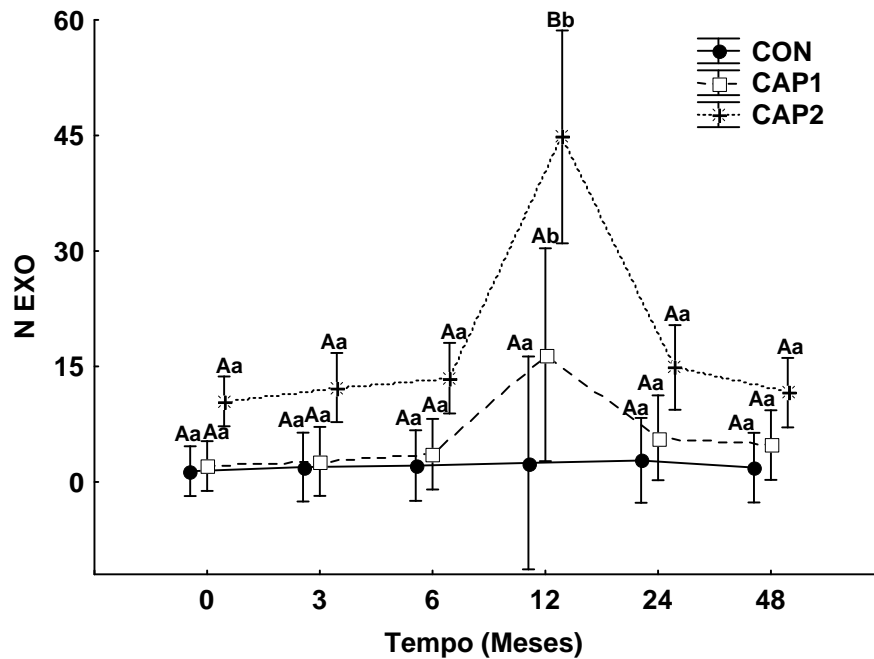
Passados dois anos da capina manual inicial, a abundância total da remoção por um ano ($F_{(10,210)} = 3,28$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) e por dois anos ($F_{(10,210)} = 3,28$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) (Figura 6), a abundância de indivíduos de espécies pioneiras (Figura 7) da remoção por um ano ($F_{(10,210)} = 4,46$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) e por dois anos ($F_{(10,210)} =$

4,46; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$), e a riqueza de espécies pioneiras (Figura 8) da remoção por um ano ($F_{(10,210)} = 4,15$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) e por dois anos ($F_{(10,210)} = 4,15$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) foram maiores quando comparadas ao controle. Entretanto, a abundância (Figura 8) e riqueza de espécies exóticas nas remoções diminuíram, se igualando ao controle.

Depois de quatro anos da capina inicial, a abundância total (Figura 6) da remoção por um ano ($F_{(10,210)} = 3,28$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,02) e por dois anos ($F_{(10,210)} = 3,28$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,004) foram maiores do que o controle, respectivamente, bem como, a riqueza de espécies pioneiras foi maior na remoção por um ($F_{(10,210)} = 4,15$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) e por dois anos ($F_{(10,210)} = 4,15$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$). Contudo, apenas no tratamento de remoção por dois anos é que a abundância de indivíduos de espécies pioneiras foi maior do que no controle ($F_{(10,210)} = 4,46$; $p \ll 0,01$; Tukey $\ll 0,01$) (Figura 7). Nenhuma variável diferiu entre os dois tratamentos de remoção de *M. maximus*.

Para todos os grupos, com exceção das variáveis de abundância e riqueza de espécies exóticas, que tiveram acréscimo nos períodos amostrais iniciais, mas depois decaíram e se igualaram aos seus valores iniciais, houve aumento dos valores encontrados quando comparados com os valores de antes da capina inicial.

Figura 8 – Abundância de indivíduos de espécies exóticas ao longo de quatro anos nos períodos amostrais (0 – antes, 3 – três meses, 6 – seis meses, 12 – um ano, 24 – dois anos, 48 – quatro anos depois da capina manual de capim-colonião (*M. maximus*)), para os tratamentos de controle (CON), capina por um ano e abandono por três anos (CAP1) e capina por dois anos e abandono por mais dois (CAP2), de 45 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR (dados não transformados). Nota: as barras representam o erro padrão e os símbolos as médias de cada tratamento. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre tratamentos, para um mesmo período. Letras minúsculas indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, $p < 0,05$) entre períodos, para um mesmo tratamento.



4 DISCUSSÃO

4.1 Estrutura do Reflorestamento

4.1.1 Cobertura e remoção de plântulas de *M. maximus*

A correlação negativa entre a cobertura de *M. maximus* com a abundância e riqueza de espécies indica que a gramínea é causadora da lenta sucessão do local, como observado em outros estudos (AMMONDT; LITTON, 2012; DIAS, 2011; SOUZA; BATISTA, 2004), e como ocorre com outras espécies de gramíneas que invadem ecossistemas brasileiros (HOFFMANN et al, 2004; MARTINS, 2006; MARTINS, 2011). Constatando o que Barbosa (2006) cita para áreas em recuperação, pois mesmo com a proximidade de fragmentos

florestais, a estrutura do reflorestamento pode se tornar uma barreira à sucessão, a exemplo da permanência de gramíneas no sub-bosque, alta incidência de luz e amplo espaçamento.

O decréscimo na cobertura de *M. maximus* no controle indica que a vegetação está suprimindo o capim-colonião e sugere que a gramínea esteja em seu ponto máximo de sustentação populacional, embora sua diminuição na área seja lenta (somente após dois anos neste estudo). O que aumenta a importância da estrutura arbórea, da proximidade com o fragmento florestal para chegada de novos propágulos e do isolamento de fogo da área (SOUZA; BATISTA, 2004). Diferentemente de estudos realizados em pastagens abandonadas ou áreas que sofrem perturbações constantes, o que ocasiona a permanência de gramíneas no sub-bosque e mudanças mais demoradas, com início em décadas (AIDE et al., 1995).

As principais espécies que colonizaram as áreas de controle e provavelmente auxiliaram na exclusão do capim-colonião e redução de sua cobertura naturalmente foram: *Piper hispidum* Sw. var. *hispidum*, espécie arbustiva que crescia e sombreava a gramínea, chegando a ter 102 indivíduos no tratamento controle após quatro anos e 26 em uma única parcela, e *Mikania* sp., liana que utilizava a gramínea como apoio para subir na vegetação e acabava sombreando-a, alcançando 20% de cobertura visual em algumas áreas. Com o sombreamento adicional ao sombreamento causado pelo dossel e mais próximo da cobertura de capim-colonião, tais espécies possivelmente eliminaram a gramínea de alguns locais, auxiliando no estabelecimento de *Geophila* sp., a qual embora não fora coletada por ser uma espécie herbácea rasteira, colonizou diversas parcelas com capim-colonião, cobrindo, cerca de 35% em algumas parcelas e excluindo e prevenindo a instalação do capim-colonião.

A similaridade da cobertura de *M. maximus* nos dois tratamentos após quatro anos, bem como do número de plântulas arrancadas e/ou contadas e deixadas vivas, para todos os períodos amostrais, demonstra que a remoção da gramínea exótica deva ser realizada prioritariamente pelo período mínimo de um ano, e mantida por alguns anos (i.e., até cinco anos), pela possibilidade de restabelecimento da gramínea (COX; ALLEN, 2008).

Demonstra também, a alta capacidade com que a gramínea tem de infestar novamente o local após a remoção inicial, vide o alto número de plântulas (9178) que foram arrancadas no primeiro ano e a permanência da gramínea (89 indivíduos) após o abandono das áreas, o que é esperado para gramíneas, em locais com distúrbios no solo (SETTERFIELD et al., 2005). Tais efeitos também são esperados para o emprego da técnica de capina com o uso de enxadas, uma vez que sementes de gramíneas invasoras podem permanecer viáveis por anos no banco de sementes, o que facilita seu restabelecimento após o distúrbio (GONZALEZ; GHERMANDI, 2008), e para espécies exóticas, já que há necessidade de que

tais remoções sejam repetidas pela proximidade dos locais com fonte de propágulos, pelo aumento da chance de restabelecimento das mesmas (VIDRA; SHEAR; STUCKY, 2007).

4.1.2 Cobertura de Dossel

O valor médio de cobertura de dossel da área (84% após quatro anos) é similar aos valores de reflorestamentos da região com idade de até cinco anos (87% - SUGANUMA, 2008), corroborando que, para a cobertura florestal, o modelo de plantio com uso de espécies pioneiras e poucas espécies decíduas é um importante fator para auxílio no controle de gramíneas, pelo aumento rápido da cobertura de dossel. Souza e Batista (2004) citam que a elevada presença de espécies decíduas em reflorestamentos, bem como o amplo espaçamento, favorece a permanência de capim-colonião no sub-bosque, por não atenderem pressupostos de restauração ecológica (i.e., sombreamento), o que acontece no Projeto Madeira (i.e., plantio de indivíduos de espécies decíduas e não pioneiras) e contribui para a lenta sucessão, ainda que tenha ocorrido aumento da cobertura de dossel na área durante os quatro anos de estudo.

Mesmo que haja menor quantidade da gramínea em locais com maior cobertura de dossel, há de se notar a elevada abundância de *M. maximus* em áreas com alta cobertura de dossel, alcançando valores de 100% de cobertura de capim-colonião em áreas com cerca de 80% de cobertura de dossel. Isso indica que a gramínea possui alta plasticidade fenotípica, podendo crescer em áreas sombreadas tanto quanto em áreas a pleno sol (AMMONDT; LITTON, 2012) e apresentar um mecanismo de dormência na estação seca (AMMONDT et al., 2012), favorecendo sua persistência no sub-bosque transcorridos 20 anos, sendo que, neste caso, a idade da área pode não estar relacionada a presença de *M. maximus* (DIAS, 2011).

Bianchini, Pimenta e Santos (2001) citam que o fragmento adjacente ao Projeto Madeira também sofre as flutuações sazonais na cobertura de dossel, perdendo cerca de 10% da cobertura de dossel no inverno, valores próximos aos deste estudo (7%). Contudo, o reflorestamento apresenta menor cobertura de dossel (média de 84%) do que o fragmento florestal (cerca de 90%), e se o acréscimo de cobertura de dossel se mantiver (5% a cada quadriênio), espera-se que somente em aproximadamente uma década, a área tenha cobertura de dossel similar à do fragmento de Florestal Estacional Semidecidual.

4.2 Estrutura da Regeneração - Interação Tratamentos x Tempos Amostrais

As alterações na abundância de espécies exóticas na remoção por dois anos foram causadas pelo ingresso de espécies que não estavam presentes no começo do estudo e que só colonizaram áreas livres da gramínea, tais como *Citrus X limon* (L.) Osbeck, *Grevillea robusta* A. Cunn. ex R. Br., *Lantana camara* L., *Melia azedarach* L., *Psidium guajava* L. e *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth. Demonstrando que a gramínea parece não facilitar o ingresso de outras espécies exóticas como relatado na literatura (SIMBERLOFF; HOLLE, 1999), e indicando que em áreas recentemente abertas e com vegetação removida, pode ocorrer regeneração de outras espécies indesejadas (LUKEN, 1997; COX; ALLEN, 2008) ou espécies que prejudiquem a regeneração de grupos alvo (CAMPANELLO et al., 2007).

Todavia, são conhecidas modificações ecossistêmicas, como mudanças no solo pela presença de gramíneas, que facilitam a invasão por outras espécies de gramíneas exóticas (JORDAN; LARSON; HUERD, 2008), e assim, há necessidade de maior acompanhamento da área para verificar possíveis sinergismos entre outras espécies exóticas e *M. maximus*, frente a distúrbios que promovem maiores invasões biológicas, principalmente o fogo (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; HOBBS; HUENNEKE, 1992).

Embora tenham ocorrido tais aumentos na abundância de espécies exóticas, após dois anos, com a redução drástica na abundância de *M. azedarach* (de 643 para 34 indivíduos), bem como das outras espécies exóticas que foram, em sua maioria, eliminadas do local naturalmente, tais variáveis não diferiram mais entre os três tratamentos. A exceção ocorre para *C. limon* que, ao final do estudo, permaneceu com 233 indivíduos nos tratamentos com remoção de capim-colonião, indicando que a presença de tal espécie pode vir a se tornar problemática, já que grande parte dos indivíduos é de pequeno porte (menores que 1 m de altura) e a espécie apresenta alta taxa de crescimento na área (cerca de 10 – 15 cm por semestre, dados não apresentados), colonizando preferencialmente as áreas livres da gramínea e competindo com as espécies nativas, gerando outros impactos.

Deste modo, após maior tempo de acompanhamento (neste estudo, quatro anos), tais variáveis se igualaram ao tratamento sem remoção da gramínea, sugerindo que tais alterações na composição de espécies exóticas em áreas com cobertura florestal ocorram nos primeiros anos, ao contrário do que é citado para pastagens abandonadas, nas quais modificações mais pronunciadas se dão com início em décadas (i.e., após 10 anos de abandono, vide MEINERS; PICKETT; CADENASSO, 2002). Além disso, indicam que modificações nos padrões

sucessionais em comunidades com presença de espécies exóticas são mais complexas do que se espera (D'ANTONIO; MEYERSON, 2002; SHELEY; MANGOLD; ANDERSON, 2006).

Para a vegetação nativa, a primeira variável que se mostrou maior em áreas sem o capim-colonião (no tratamento de remoção por dois anos) foi a abundância de espécies pioneiras, que apresentou aumento em seis meses, com o ingresso de indivíduos de *Solanum mauritianum* Scop., *Heliocarpus popayanensis* Kunth, *Bastardiopsis densiflora* (Hook. & Arn.) Hassl., e principalmente de *Trema micrantha* (L.) Blume, espécie que teve 146 indivíduos recrutados em uma única parcela após a capina inicial.

Tal fato se deve também à maior entrada de luz no sub-bosque durante a estação seca, o que provavelmente estimulou a germinação das espécies pioneiras, o que pode ter contribuído para o aumento das espécies pioneiras nas áreas livres da gramínea exótica. Resultado contrário ao estudo de Campanello et al. (2007), no qual, os autores esperavam que o recrutamento de espécies arbóreas pioneiras ocorresse, contudo, pelo elevado número de espécies herbácea-arbustivas, tais como *Piper* spp., que se instalaram em locais com vegetação removida, os autores não encontraram tal resultado.

García-Orth e Martínez-Ramos (2011), estudando o plantio de mudas de *T. micrantha* em pastagens, verificaram que a remoção de gramíneas com o uso de enxadas aumentou a sobrevivência das plântulas, e em áreas próximas a árvores remanescentes na pastagem, os indivíduos transplantados exibiram maiores valores de copa e altura do que os indivíduos plantados a céu aberto. Barbosa (2006) considerou a área estudada semelhante em alguns termos (i.e., alta luminosidade) a pastagens, assim, a remoção de *M. maximus* na área pode ter favorecido o estabelecimento de espécies pioneiras, possivelmente mais do que em pastagens com condições mais estressantes (ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000).

Após um ano, a abundância de espécies pioneiras teve um pico máximo de 427 indivíduos, se mantendo em dois anos, com 421 indivíduos, sendo que as espécies *T. micrantha* (152), *H. popaynensis* (84) e *Croton floribundus* Spreng. (67) foram as principais causadoras por tais aumentos. Contudo, após quatro anos, a abundância de pioneiras diminuiu pela alta mortalidade provocada pelo aumento da cobertura de dossel e da densidade desses indivíduos em algumas áreas, o que contrasta com o estudo de Breugel, Bongers e Martínez-Ramos (2007), no qual os autores citam que em áreas de sucessão secundária próximas a fragmentos florestais e com tempo de abandono de até cinco anos, a abundância de pioneiras, embora decaia pelas mesmas causas, ainda representa mais de 50% de todos os indivíduos recrutados, e em nosso estudo, tais espécies representaram cerca de 5%. Ainda, Breugel, Bongers e Martínez-Ramos (2007) afirmam que a substituição das espécies (i.e., turnover) se

inicia muito cedo, não sendo um processo gradual e contínuo, complicando ainda mais os modelos de sucessão, principalmente em áreas dominadas por gramíneas invasoras, próximas a remanescentes florestais e estrutura arbórea mais desenvolvida, como visto neste estudo.

Assim, mesmo que não tenha sido encontrada diferença na cobertura de capim-colonião, bem como no número de plantas de *M. maximus* que foram registradas, entre os dois tratamentos de remoção da gramínea, a remoção por um ano a mais, aumentou o estabelecimento de espécies arbóreas pioneiras, talvez, se relacionando com variáveis não analisadas neste estudo. É sabido que pode ocorrer a alteração da biota do solo em locais invadidos por gramíneas (HOLLY et al., 2009), o que pode ter prejudicado a sucessão da área, ou mesmo de outros parâmetros ecossistêmicos (WILLIAMS; BARUCH, 2000), demonstrando que a competição com o capim-colonião pode estar associada mais fortemente com outras variáveis (i.e., fertilidade e disponibilidade de água no solo) do que com a luz (AMMONDT; LITTON, 2012; AMMONDT et al., 2012).

A ausência de diferenças entre os dois tratamentos de capina, os maiores valores de abundância total e riqueza de espécies pioneiras, bem como da abundância de espécies pioneiras no tratamento de remoção manual e abandono por dois anos, quando comparadas às áreas que permaneceram com capim-colonião, sugerem que o tratamento de remoção manual é eficiente, se tornando até mais eficaz do que o uso de herbicidas ou outras formas de remoção de gramíneas invasoras em alguns casos (GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011). Entretanto, tal técnica deve ser utilizada em pequena escala ou áreas com necessidade de controle pontual (MANTOANI et al., 2012), pelo elevado custo de emprego da técnica (uso de enxadas) em larga escala (vide SAMPAIO; HOLL; SCARIOT, 2007).

5 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

A gramínea exótica *M. maximus* é causa da lenta sucessão ecológica da área, e embora sua diminuição seja lenta e a mesma persista em áreas com menor cobertura de dossel, ao contrário do esperado, a vegetação local está suprimindo o capim-colonião, ressaltando a importância da estrutura arbórea, da proximidade com o fragmento florestal para chegada de novos propágulos e do isolamento de fogo da área.

Pelo aumento da abundância e riqueza de espécies pioneiras nos tratamentos de remoção do capim-colonião após quatro anos, a técnica de remoção manual é a causa da melhora da regeneração nesses tratamentos e pode ser usada para acelerar a sucessão da área, sendo que a remoção de *M. maximus* por dois anos é mais eficiente para essas espécies.

A alta capacidade com que a gramínea tem de infestar novamente o local após a remoção inicial, vide o alto número de plântulas arrancadas e sua permanência após a suspensão das remoções, bem como a similaridade da cobertura de *M. maximus* nos dois tratamentos de remoção, demonstra que a retirada do capim-colonião deve ser realizada prioritariamente pelo período mínimo de um ano, podendo ser feita a cada quatro meses.

Isso sugere também, que a gramínea exótica possui alta plasticidade fenotípica, podendo crescer em áreas bastante sombreadas (80%), não tem como fator de exclusão a idade do reflorestamento, e que a competição com o capim-colonião pode estar associada mais fortemente com outros parâmetros (i.e., fertilidade, disponibilidade de água no solo) e com espécies pioneiras. Além disso, o recrutamento de outras espécies invasoras em áreas livres de capim-colonião sugere que a gramínea não facilita a invasão de outras espécies exóticas e que a remoção pode inicialmente aumentar a presença de espécies indesejadas.

REFERÊNCIAS

AIDE, T. Mitchell et al. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v. 77, p. 77-86, 1995.

AMMONDT, Selita A.; LITTON, Creighton M. Competition between native Hawaiian plants and the invasive grass *Megathyrsus maximus*: implications of functional diversity for ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 5, p. 638-646, 2012.

AMMONDT, Selita A. et al. Restoration of native plant communities in a Hawaiian dry lowland ecosystem dominated by the invasive grass *Megathyrsus maximus*. **Applied Vegetation Science**, v. 16, n. 1, p. 29-39, jan. 2013.

BARBOSA, Carlos Eduardo de Araújo. **A estrutura da paisagem e a diversidade de plantas em reflorestamentos**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas: Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

BIANCHINI, Edmilson; PIMENTA, José A.; SANTOS, Flavio A. M. Spatial and temporal variation in the canopy cover in a tropical semi-deciduous forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 44, n. 3, p. 269-276, 2001.

BREUGEL, Michiel Van; BONGERS, Frans; MARTÍNEZ-RAMOS, Miguel. Species dynamics during early secondary forest succession: recruitment, mortality and species turnover. **Biotropica**, v. 35, n. 5, p. 610-619, 2007.

BROOKS, Kristine J.; SETTERFIELD, Samantha A.; DOUGLAS, Michael M. Exotic grass invasions: applying a conceptual framework to the dynamics of degradation and restoration in Australia's tropical savannas. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 2, p. 188-197, 2010.

CAMPANELLO, Paula I. et al. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 252, p. 108-117, 2007.

CAUBLE, K.; WAGNER, R. S. Sublethal effects of the herbicide glyphosate on amphibian metamorphosis and development. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 75, p. 429-435, 2005.

CAVALHEIRO, Alba L.; TOREZAN, José Marcelo D.; FADELLI, Laércio. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. In: MEDRI et al. (Eds.). **A Bacia do Rio Tibagi**. Londrina, 2002, p. 213-224.

CHAPMAN, Colin. A. et al. Does weeding promote regeneration of an indigenous tree community in felled pine plantations in Uganda? **Restoration Ecology**, v. 10, n. 2, p. 408-415, 2002.

COX, Robert D.; ALLEN, Edith B. Stability of exotic annual grasses following restoration efforts in southern California coastal sage scrub. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 495-504, 2008.

CRAVEN, Dylan; HALL, Jefferson; VERJANS, Jean-Marc. Impacts of herbicide application and mechanical cleanings on growth and mortality of two timber species in *Saccharum spontaneum* grasslands of the Panama Canal Watershed. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 6, p. 751-761, 2009.

D'ANTONIO, Carla M.; MEYERSON, Laura A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. **Restoration Ecology**, v. 10, n. 4, p. 703-713, 2002.

D'ANTONIO, Carla M.; VITOUSEK, Peter M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, p. 63-87, 1992.

DAVIES, Kirk W.; SHELEY, Roger L. Promoting native vegetation and diversity in exotic annual grass infestations. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 159-165, 2011.

DIAS, Jézili. **Espécies invasoras em sítios de restauração florestal de floresta estacional**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas: Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

DUNCAN, R. Scot; CHAPMAN, Colin A. Tree-shrub interactions during early secondary forest succession in Uganda. **Restoration Ecology**, v. 11, n. 2, p. 198-207, 2003.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, EMBRAPA, 1999. 412p.

FLORA DO BRASIL. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/>>. Acesso: 15 dez. 2012.

- FRAZER, G. W.; CANHAM, C. D.; LERTZMAN, K. P. **Gap Light Analyzer (GLA)**: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true color fisheye photographs, user's manual and program documentation. Copyright c 1999: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia and The Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York, 1999.
- GARCÍA-ORTH, Ximena; MARTÍNEZ-RAMOS, Miguel. Isolated trees and grass removal improve performance of transplanted *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae) saplings in tropical pastures. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 1, p. 24-34, 2011.
- GONZALEZ, S.; GHERMANDI, L. Postfire seed bank dynamics in semiarid grasslands. **Plant Ecology**, v. 199, n. 2, p. 175-185, 2008.
- HELLMANN, Jessica J. et al. Five potential consequences of climate change for invasive species. **Conservation Biology**, v. 22, n. 3, p. 534-543, 2008.
- HOBBS, Richard J.; HUENNEKE, Laura F. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. **Conservation Biology**, v. 6, n. 3, p. 324-337, 1992.
- HOFFMANN, William A. et al. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. **Diversity and Distributions**, v. 10, p. 99-103, 2004.
- HOLL, Karen D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.
- HOLLY, D. Christopher et al. Effect of an invasive grass on ambient rates of decomposition and microbial community structure: a search for causality. **Biological Invasions**, v. 11, n. 8, p. 1855-1868, 2009.
- HOOPER, Elaine; CONDIT, Richard; LEGENDRE, Pierre. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. **Ecological Applications**, v. 12, n. 6, p. 1626-1641, 2002.
- HOOPER, Elaine; LEGENDRE, Pierre; CONDIT, Richard. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, p. 1165-1174, 2005.
- HOWE, Christina. M. et al. Toxicity of glyphosate-based pesticides to four North American frog species. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23, n. 8, p. 1928-1938, 2004.
- JORDAN, Nicholas R.; LARSON, Diane L.; HUERD, Sheri C. Soil modification by invasive plants: effects on native and invasive species of mixed-grass prairies. **Biological Invasions**, v. 10, n. 2, p. 177-190, 2008.
- KING, Elizabeth G.; HOBBS, Richard J. Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: towards an integrative framework. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 3, p. 369-378, 2006.
- KISSMANN, Kurt Gottfried. **Plantas infestantes e nocivas**. 2. ed. São Paulo: Basf, 1997. Tomo 1, 825 p.

LUKEN, James. O. Management of plant invasions: implicating ecological succession. In: LUKEN, James O.; THIERET, John W. (Editors). **Assessment and management of plant invasions**. Springer, New York, 1997, p. 133-144.

MANTOANI, Maurício C. et al. Efeitos da invasão por *Panicum maximum* Jacq. e do seu controle manual sobre a regeneração de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 33, n. 1, p. 97-110, 2012.

MARTINS, Carlos R. **Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura): uma espécie invasora do cerrado**. 2006. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília.

MARTINS, Adriana Ferrer. **Controle de gramíneas exóticas invasoras em áreas de restauração ecológica com plantio total, Floresta Estacional Semidecidual, ITU – SP**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências: Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Escola Superior Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

MEINERS, Scott J.; PICKETT, Steward T. A.; CADENASSO, Mary L. Exotic plant invasions over 40 years of old field successions: community patterns and associations. **Ecography**, v. 25, p. 215–223, 2002.

PIVELLO, Vânia R. Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. **ECOLOGIA.INFO** 33, 2011. Disponível em: <<http://www.ecologia.info/cerrado.htm>>. Acesso em: 15 jun. 2011.

SAMPAIO, Alexandre B.; HOLL, Karen D.; SCARIOT, Aldicir. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? **Restoration Ecology**, v. 15, n. 3, p. 462-471, 2007.

SETTERFIELD, S. A. et al. Effects of canopy cover and ground disturbance on establishment of an invasive grass in an Australia savanna. **Biotropica**, v. 37, n. 1, p. 25-31, 2005.

SESSEGOLO, Gisele C.. A Recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. In: CAMPOS, João Batista; TOSSULINO, Márcia de Guadalupe Pires; MÜLLER, Carolina Regina Cury (Orgs.). **Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2006, p. 25-33.

SHELEY, Roger L.; MANGOLD, Jane M.; ANDERSON, Jennifer L. Potential for successional theory to guide restoration of invasive-plant-dominated rangeland. **Ecological Monographs**, v. 76, n. 3, p. 365-379, 2006.

SILVA, Sebastião A. Ferreira da. Contribuição ao estudo do "Capim-colonião" (*Panicum maximum* Jacq. var. *maximum*). **Vellozia**, v. 6, p. 3-8, 1968.

SILVA, Sebastião A. Ferreira da. Contribuição ao estudo do "Capim-colonião" (*Panicum maximum* Jacq. var. *maximum*) II - Considerações sobre sua dispersão e seu controle. **Vellozia**, v. 7, p. 3-21, 1969.

SIMBERLOFF, Daniel; HOLLE, Betsy Von. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? **Biological Invasions**, v. 1, p. 21-32, 1999.

SIMMONS, Mark T. et al. Selective and non-selective control of invasive plants: the short-term effects of growing-season prescribed fire, herbicide and mowing in two Texas prairies. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 4, p. 662-669, 2007.

SOUZA, Flaviana Maluf de; BATISTA, João Luís Ferreira. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration desing on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p. 185-200, 2004.

SUGANUMA, Márcio Seiji. **Avaliação de sucesso de restauração florestal baseada em estrutura florestal e processos do ecossistema**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas: Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

VICENTE, Raquel Fila. O Parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, José Marcelo Domigues (Org.). **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**, Londrina: Itedes, 2006, p. 13-18.

VIDRA, Rebecca L.; SHEAR, Theodore H.; STUCKY, Jon M. Effects of vegetation removal on native understory recovery in an exotic-rich urban forest. **Journal of the Torrey Botanical Society**, v. 134, n. 3, p. 410-419, 2007.

WILLIAMS, David G.; BARUCH, Zdravko. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. **Biological Invasions**, v. 2, p. 123-140, 2000.

ZIMMERMAN, Jess K.; PASCARELLA, John B.; AIDE, T. Mitchell. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 350-360, 2000.

Apêndice 1 – Lista de espécies lenhosas de indivíduos com altura maior que 10 cm amostrados nos períodos amostrais – antes da capina manual inicial (0), três meses (3), seis meses (6), um ano (12), dois anos (24), quatro anos (48) – para os três tratamentos (controle, capina por um ano e abandono por três anos e capina por dois anos e abandono por dois anos) em 45 parcelas num reflorestamento de 20 anos com sub-bosque dominado pela gramínea exótica *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs). Legenda: Categoria Sucessional: P – pioneiras; NP – não pioneiras; Origem Geográfica: EXO – exóticas; NAT – nativas.

Nome Científico	Categoria Sucessional	Origem Geográfica	AC	3M	6M	1ANO	2ANOS	4ANOS
ANACARDIACEAE								
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	NP	NAT	10	8	9	9	9	8
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	P	NAT	0	0	0	0	8	9
ANNONACEAE								
<i>Annona cacans</i> Warm.	NP	NAT	0	0	1	7	3	3
<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	NP	NAT	0	1	1	1	1	1
APOCYNACEAE								
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	NP	NAT	2	3	3	3	5	6
<i>Condylocarpon isthmicum</i> (Vell.) A. DC.	-	NAT	0	3	3	3	2	11
<i>Condylocarpon</i> sp.	-	NAT	46	37	35	32	30	21
<i>Fischeria stellata</i> (Vell.) E. Fourn.	-	NAT	31	26	27	25	15	3
<i>Forsteronia thyrsoidea</i> (Vell.) Müll. Arg.	-	NAT	38	13	11	11	10	25
<i>Peltastes peltatus</i> (Vell.) Woodson	-	NAT	6	8	8	8	9	35
<i>Rauvolfia sellowii</i> Müll. Arg.	NP	NAT	0	0	0	1	0	2
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> (A. DC.)	NP	NAT	6	9	9	9	11	9
ARECACEAE								
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	NP	NAT	1	1	1	3	10	13
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	NP	NAT	8	12	13	13	18	11
ASTERACEAE								
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	-	NAT	0	0	25	78	15	0

<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	-	NAT	16	18	24	30	19	13
<i>Mikania</i> sp.	-	NAT	22	22	31	32	42	69
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H. Rob.	-	NAT	5	8	10	20	8	6
BIGNONIACEAE								
<i>Adenocalymma marginatum</i> (Cham.) DC.	-	NAT	31	11	12	11	11	11
<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L.G. Lohmann	-	NAT	119	214	203	200	185	36
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	-	EXO	0	0	0	1	3	1
BORAGINACEAE								
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	NP	NAT	1	3	3	3	4	6
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	NP	NAT	265	371	409	421	428	226
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J. S. Mill.	NP	NAT	1	1	1	1	1	1
CACTACEAE								
<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	-	NAT	12	20	20	17	18	9
CANNABACEAE								
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	P	NAT	5	9	168	152	83	38
CARICACEAE								
<i>Carica papaya</i> L.	-	EXO	3	0	1	1	1	0
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	NP	NAT	0	2	1	5	7	3
CELASTRACEAE								
<i>Hippocratea</i> sp.	-	NAT	6	10	9	6	2	1
CUCURBITACEAE								
<i>Melothria cucumis</i> Vell.	-	NAT	2	4	4	4	4	0
DILLENACEAE								
<i>Davilla rugosa</i> Poir.	-	NAT	2	3	3	3	3	10
EUPHORBIACEAE								
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	NP	NAT	0	0	0	0	1	2

<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	NP	NAT	17	14	16	20	25	35
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P	NAT	29	21	22	72	47	18
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	NP	NAT	0	0	0	0	0	1
FABACEAE								
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	NP	NAT	1	1	1	1	2	1
<i>Inga marginata</i> Willd.	NP	NAT	23	26	29	29	32	44
<i>Inga striata</i> Benth.	NP	NAT	23	31	30	34	37	20
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L. P. Queiroz	NP	NAT	0	0	0	0	0	1
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	NP	NAT	30	29	34	33	37	35
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	NP	NAT	48	68	73	69	95	85
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	NP	NAT	0	0	5	6	5	0
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	NP	NAT	1	1	1	1	1	1
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	NP	NAT	3	6	13	20	20	15
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	NP	NAT	24	29	30	30	35	26
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	NP	NAT	778	885	889	2617	3211	3582
LAURACEAE								
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	NP	NAT	2	2	2	2	2	1
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	NP	NAT	1	1	1	1	1	3
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	NP	NAT	30	48	48	53	71	58
<i>Ocotea elegans</i> Mez	NP	NAT	0	0	0	0	0	2
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees.	NP	NAT	11	16	20	21	30	38
MALPIGHIACEAE								
<i>Mascagnia divaricata</i> (Kunth) Nied.	-	NAT	78	164	142	154	118	10
MALVACEAE								
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	P	NAT	0	0	6	2	2	1
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	P	NAT	4	7	30	86	177	37

MELASTOMATACEAE

<i>Miconia discolor</i> DC.	NP	NAT	1	1	1	1	2	14
-----------------------------	----	-----	---	---	---	---	---	----

MELIACEAE

<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	NP	NAT	16	27	22	26	62	59
---	----	-----	----	----	----	----	----	----

<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	NP	NAT	3	3	3	3	5	5
-------------------------------	----	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Guarea kuntiana</i> A. Juss	NP	NAT	17	18	18	18	23	33
--------------------------------	----	-----	----	----	----	----	----	----

<i>Melia azedarach</i> L.	-	EXO	47	11	34	649	35	12
---------------------------	---	-----	----	----	----	-----	----	----

<i>Trichilia casaretii</i> C. DC.	NP	NAT	5	5	5	7	9	9
-----------------------------------	----	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	NP	NAT	0	0	0	0	0	1
-----------------------------------	----	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Trichilia claussenii</i> C. DC.	NP	NAT	1	1	1	1	1	1
------------------------------------	----	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	NP	NAT	0	0	0	0	0	2
-----------------------------------	----	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Trichilia pallida</i> Sw.	NP	NAT	9	22	21	19	24	53
------------------------------	----	-----	---	----	----	----	----	----

MORACEAE

<i>Ficus insipida</i> Willd.	NP	NAT	1	2	2	4	4	3
------------------------------	----	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	P	NAT	30	25	25	28	20	14
--	---	-----	----	----	----	----	----	----

MYRTACEAE

<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	NP	NAT	0	1	1	1	2	1
--	----	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O. Berg.	NP	NAT	4	4	5	5	5	4
--	----	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	NP	NAT	1	1	1	1	1	1
----------------------------------	----	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Plinia trunciflora</i> (O. Berg) Kausel	NP	NAT	1	2	2	1	2	3
--	----	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Psidium guajava</i> L.	-	EXO	2	3	3	5	4	0
---------------------------	---	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	-	EXO	0	1	1	1	1	1
------------------------------------	---	-----	---	---	---	---	---	---

NYCTAGINACEAE

<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	NP	NAT	0	1	1	1	1	1
---	----	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Pisonia aculeata</i> L.	-	NAT	40	43	43	43	45	21
----------------------------	---	-----	----	----	----	----	----	----

PHYTOLACCACEAE

<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	NP	NAT	88	96	94	92	74	50
--	----	-----	----	----	----	----	----	----

PICRAMNIACEAE

<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	NP	NAT	1	1	2	2	5	7
------------------------------------	----	-----	---	---	---	---	---	---

PIPERACEAE

<i>Piper amalago</i> L.	-	NAT	2	19	33	37	51	85
-------------------------	---	-----	---	----	----	----	----	----

<i>Piper arboreum</i> Aubl.	-	NAT	0	3	3	4	12	23
-----------------------------	---	-----	---	---	---	---	----	----

<i>Piper glabratum</i> Kunth.	-	NAT	28	27	32	48	56	62
-------------------------------	---	-----	----	----	----	----	----	----

<i>Piper hispidum</i> Sw. var. <i>hispidum</i>	-	NAT	51	83	89	160	224	450
--	---	-----	----	----	----	-----	-----	-----

<i>Piper ovatum</i> Vahl	-	NAT	0	0	0	1	1	3
--------------------------	---	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Piper</i> sp.1	-	NAT	0	0	0	0	0	6
-------------------	---	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Piper</i> sp.2	-	NAT	0	0	0	0	0	1
-------------------	---	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Piper umbellatum</i> L.	-	NAT	1	5	7	12	66	102
----------------------------	---	-----	---	---	---	----	----	-----

POACEAE

<i>Olyra</i> sp.	-	NAT	0	0	0	0	0	1
------------------	---	-----	---	---	---	---	---	---

PRIMULACEAE

<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	NAT	13	12	13	13	21	32	
--------------------------------	-----	----	----	----	----	----	----	--

PROTEACEAE

<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex R. Br.	-	EXO	1	1	1	1	1	1
---	---	-----	---	---	---	---	---	---

RHAMNACEAE

<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	NP	NAT	0	0	1	5	9	12
-------------------------------------	----	-----	---	---	---	---	---	----

<i>Gouania virgata</i> Reissek	-	NAT	85	115	112	107	100	83
--------------------------------	---	-----	----	-----	-----	-----	-----	----

ROSACEAE

<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	NP	NAT	0	1	1	1	2	8
------------------------------------	----	-----	---	---	---	---	---	---

RUBIACEAE

<i>Coffea arabica</i> L.	-	EXO	0	1	1	1	1	0
--------------------------	---	-----	---	---	---	---	---	---

<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	NP	NAT	2	3	3	3	3	7
RUTACEAE								
<i>Citrus X limon</i> (L.) Osbeck	-	EXO	156	233	244	289	304	259
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	NP	NAT	4	5	5	13	15	14
SALICACEAE								
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	NP	NAT	0	1	1	1	1	1
<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.	NP	NAT	3	1	1	1	1	0
SAPINDACEAE								
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil. <i>et al.</i>) Hieron. ex Niederl.	NP	NAT	1	1	1	1	1	2
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	NP	NAT	0	1	1	1	1	1
<i>Paulinia meliifolia</i> Juss.	-	NAT	1	1	1	1	1	1
<i>Paullinia</i> sp.	-	NAT	40	41	41	33	29	39
<i>Serjania glabrata</i> Kunth	-	NAT	16	12	9	8	8	18
<i>Serjania</i> sp.	-	NAT	108	134	139	139	131	55
SAPOTACEAE								
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	NP	NAT	4	4	5	5	7	7
SOLANACEAE								
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	P	NAT	27	22	36	50	68	46
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	-	NAT	8	12	12	19	25	22
<i>Lycianthes pauciflora</i> Vahl) Bitter	-	NAT	21	23	25	30	31	16
<i>Solanum diploconos</i> (Mart.) Bohs	P	NAT	0	0	0	1	2	6
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	P	NAT	0	4	26	43	25	4
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	P	NAT	2	2	4	4	11	21
URTICACEAE								
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	P	NAT	0	0	0	1	1	1

VERBENACEAE

Aloysia virgata (Ruiz & Pav.) Juss.

P NAT 2 3 3 10 15 10

Lantana camara L.

- EXO 0 3 3 9 1 0

VIOLACEAE

Hybanthus bigibbosus (A. St.-Hil.) Hassl.

- NAT 13 13 16 19 25 55

CONSIDERAÇÕES GERAIS E IMPLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PROJETO MADEIRA

O capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) é causa da lenta sucessão ecológica da área, apresentando alto poder de re-infestação nas áreas onde foi removido e persistência após longo período de reflorestamento (20 anos) e de estudo (quatro anos). A gramínea exótica deve possuir competição mais relacionada a outras variáveis do que com a luz, como variáveis do solo (e.g., fertilidade, disponibilidade de água), e exerce maior pressão sobre espécies pioneiras. Além disso, não facilita a invasão de outras espécies exóticas, ao menos na ausência de distúrbios, principalmente o fogo.

Entretanto, com uma estrutura arbórea mais formada e melhora espontânea da regeneração, devido à proximidade do fragmento florestal e isolamento de fogo da área, o capim-colonião está sendo excluído naturalmente, embora sua diminuição seja lenta e a mesma persista em áreas com menor cobertura de dossel, sendo que esta cobertura deverá se tornar similar à cobertura do fragmento florestal do PEMG somente em aproximadamente 10 anos, colaborando para a persistência da gramínea e para o atraso da sucessão da área.

Todas as três técnicas estudadas (remoção manual, roçagem e roçagem seguida da aplicação de glifosato) se demonstraram eficientes para a eliminação de *M. maximus*. Contudo, pela alta capacidade com que a gramínea exótica tem de infestar novamente o local após a remoção inicial, vide o alto número de plântulas arrancadas e sua permanência após a suspensão das remoções (capítulo 3), bem como necessidade de manutenções em áreas com menor cobertura de dossel (capítulos 1 e 2), a remoção do capim-colonião deve ser realizada prioritariamente pelo período mínimo de um ano, não ultrapassando o tempo de quatro meses entre cada intervenção, devendo áreas com menor cobertura de dossel ter maior atenção.

Além disso, o recrutamento de outras espécies invasoras em áreas livres de capim-colonião sugere que a remoção pode inicialmente aumentar a presença de espécies indesejadas no local, e esta deve ser acompanhada para se evitar futuros prejuízos à biota e maiores gastos de contenção com outras espécies invasoras. Ainda, o uso de herbicida (glifosato) deve ser restrito ao máximo, somente em áreas com baixa cobertura de dossel de inverno (< 70%), por essas demandarem mais manutenções, e pela técnica ser mais prejudicial à regeneração, já que houve alta mortalidade de indivíduos de pequeno porte (73%) em áreas com densa infestação (100%). E embora o emprego da técnica de capina manual se demonstrou eficiente, a mesma é inviável em larga escala.

Deste modo, ainda que seja possível o abandono da área sem a realização de mais nenhuma intervenção (i.e., plantio de enriquecimento, manejo da gramínea exótica), para se evitar danos ao fragmento florestal adjacente, frente ao risco de incêndios, e maiores perdas de biodiversidade causada pela presença do capim-colonião, pela demora na colonização da vegetação nativa, recomenda-se a remoção do capim-colonião com a técnica de roçagem com uso exclusivo de roçadeiras costais.

Essa técnica demonstrou eliminar eficientemente a gramínea, não causando revolvimento no solo, como ocorre no emprego da técnica de capina manual com o uso de enxadas, que provoca a germinação de sementes do capim-colonião que estão no solo e assim colabora para o restabelecimento da gramínea nessas áreas, e não é tão danosa para a regeneração, como ocorre com o emprego de glifosato, sendo que poucas intervenções são necessárias para o restabelecimento da vegetação e eliminação de *M. maximus*, não sendo necessário, no caso do Projeto Madeira, o plantio de adensamento para enriquecimento local.

Recomenda-se ainda que as manutenções sejam realizadas prioritariamente nas épocas chuvosas e de calor (i.e., primavera-verão), já que o capim-colonião cresce mais durante essa estação, devendo o tempo entre as manutenções não ultrapassar dois meses nesses períodos. Além disso, espera-se que em médio prazo (i.e. 5 anos), as áreas livres da gramínea efetivamente apresentem uma estrutura de regeneração melhor do que o controle.