

**ROÇAGEM E APLICAÇÃO DE HERBICIDA PARA CONTROLE DE *Megathyrsus maximus*:
DANOS SOBRE A VEGETAÇÃO PREEXISTENTE EM UM REFLORESTAMENTO
DE 20 ANOS**

MOWING AND HERBICIDE APPLICATION TO CONTROL *Megathyrsus maximus*: DAMAGE ON
PRE-EXISTING VEGETATION IN A 20-YEAR REFORESTATION SITE

Maurício Cruz Mantoani¹ Jézili Dias² José Marcelo Domingues Torezan³

RESUMO

A necessidade de controlar gramíneas exóticas em áreas de restauração ecológica por longos prazos pode acarretar elevados custos econômicos, danos colaterais à regeneração e danos menos óbvios ao ecossistema. Assim, dimensionar estes fatores negativos como parte do esforço para avaliar a razão custo/benefício das técnicas de controle dessas espécies, se faz necessário. Este estudo objetivou avaliar os danos causados por duas técnicas de controle de capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs), sobre a regeneração preexistente (custos ambientais), em um reflorestamento de 20 anos, e estimar os custos econômicos do emprego dessas técnicas. Trinta parcelas de 10 x 20 m foram distribuídas em três grupos: (CON) controle, (ROC) roçagem com roçadeiras costais e (HERB) roçagem seguida da aplicação de herbicida à base de glifosato. Foi feito o inventário permanente de todos os indivíduos arbóreos e arbustivos, os quais foram acompanhados durante o período de um ano. Não houve diferença na mortalidade imposta pela roçagem inicial, tampouco na mortalidade imposta exclusivamente pela roçagem ou pelo herbicida no HERB. Após um ano, não houve diferenças entre a mortalidade e a riqueza de espécies dos três grupos. Quando os três grupos foram comparados entre si após um ano, para as plantas > 1 m, houve redução da abundância no CON e redução da riqueza no HERB; já para as plantas < 1 m, houve redução da abundância no ROC, e redução da abundância e riqueza no HERB. Portanto, tais técnicas parecem afetar mais fortemente as plantas < 1 m. O custo econômico final do ROC foi 34,1% maior do que o custo do HERB, 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 herbicida à base de glifosato deve ser restrito às áreas com baixa cobertura de dossel, por demandarem mais manutenções, e por ser a técnica mais prejudicial à regeneração, já que houve alta mortalidade de indivíduos de pequeno porte (73%) em áreas com densa infestação da gramínea (100%).

ABSTRACT

The need to control exotic grasses in areas of ecological restoration for long periods is followed by high economical costs of application, collateral damage on regeneration and other less obvious environmental harms. Thus, it is necessary estimate such drawbacks in order to evaluate the cost/benefit rate of the application of these techniques. This study aimed to assess the damage caused by two control techniques

1 Biólogo, MSc., Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE), Departamento de Biologia Animal e Vegetal (BAV), Centro de Ciências Biológicas (CCB), Universidade Estadual de Londrina (UEL), Caixa Postal 10.011, CEP 86057-970, Londrina (PR), Brasil. mauricio_labre@hotmail.com

2 Bióloga, MSc., Doutoranda do Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados, Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE), Departamento de Biologia Animal e Vegetal (BAV), Centro de Ciências Biológicas (CCB), Universidade Estadual de Londrina (UEL), Caixa Postal 10.011, CEP 86057-970, Londrina (PR), Brasil. biojez@gmail.com

3 Biólogo, Dr., Professor Associado do Departamento de Biologia Animal e Vegetal (BAV), Centro de Ciências Biológicas (CCB), Universidade Estadual de Londrina (UEL), Caixa Postal 10.011, CEP 86057-970, Londrina (PR), Brasil. torezan@uel.br

of Guinea-grass (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs), on pre-existing regeneration (environmental costs) in a 20-year reforestation site and estimate the economic costs of employing such techniques. Thirty 10 x 20m plots were divided into three groups: (CON) control, (ROC) mowing (using gas-powered brush cutters) and (HERB) mowing followed by the application of a glyphosate-based herbicide. We did a permanent inventory of all tree and shrub individuals, who were followed over a period of one year. No differences were found in mortality imposed by the initial mowing, neither in the mortality imposed exclusively by mowing nor in the mortality imposed exclusively by herbicide in HERB. After one year, there were no differences between mortality and species richness of the three groups. However, when the three groups were compared with themselves after one year, for plants > 1 m, we found a reduction on abundance in CON and reduction in species richness in HERB; whereas for plants < 1 m, ROC showed a reduction in abundance and HERB showed reduced abundance and species richness. Therefore, both techniques seem to affect more plants < 1 m (i.e., regeneration). The final economic cost of ROC was 34.1% bigger than the cost of HERB, and in spite of a likely reduction in costs to perform new interventions, proportional costs increased for scattered interventions over small areas. Both techniques were efficient to control Guinea-grass, but the use of glyphosate-based herbicide should be restricted to areas with low canopy cover, more maintenance-demanding sites, once the technique is more damaging on regeneration, since there was high mortality (73%) of individuals < 1 m in areas with dense grass infestation (100%).

Keywords: adaptive management; Alien invasive species; Glyphosate.

INTRODUÇÃO

A invasão biológica por gramíneas exóticas está associada à lentidão e até mesmo à estagnação da sucessão ecológica em áreas tropicais degradadas (HOLL et al., 2000; BROOKS et al., 2010; GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011). Tal processo é reportado como uma das principais fontes de custos na restauração ecológica (SAMPAIO et al., 2007), aumentando conforme a intensidade e necessidade do manejo (CRAVEN et al., 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 et al., 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 et al., 2005; VIDRA et al., 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 et al., 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 lesionar organismos não alvos (HOWE et al., 2004; CAUBLE; WAGNER, 2005). Assim, por provocarem alterações nos parâmetros abióticos (luz, temperatura, disponibilidade de água) (ZIMMERMAN et al., 2000; CAMPANELLO et al., 2007) e bióticos (predação, interações de facilitação e/ou competição) (HOOPER et al., 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 (ZIMMERMAN et al., 2000; HOOPER et al., 2002) 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 et al., 2007).

A necessidade de se discutir a aplicação e de serem revistas as 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). Neste contexto, este estudo teve por objetivo verificar os danos causados à regeneração (custos ambientais) preexistente 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 econômicos dessas duas técnicas de controle da gramínea exótica nesse reflorestamento.

MATERIAL E MÉTODOS

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.

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; louropardo), *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 a um remanescente de floresta madura considerado como o mais bem conservado e o mais representativo da região de Londrina (MEDEIROS; TOREZAN, 2012), 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 3 x 3 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 natural, impedindo a mesma e prejudicando especialmente a abundância e a regeneração de espécies arbóreas, 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, 2006).

Delineamento Experimental

Foram implantadas 30 parcelas de 10 x 20 m (200 m²) com duas subparcelas de 5 x 5 m (25 m²) cada, em locais com cobertura de *Megathyrsus maximus* mínima de 70% (estimada visualmente) e sorteadas na área em três grupos com 10 parcelas cada. Os grupos testados foram: (CON) controle, sem nenhuma intervenção nas parcelas; (ROC) remoção de capim-colonião com o uso de roçadeiras costais; e (HERB) 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, a fim de se prevenirem novas infestações nas parcelas pelas plantas adjacentes as mesmas. 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 *Megathyrsus 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 *Megathyrsus maximus*.

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 subparcelas 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 computados os indivíduos que morreram e rebrotaram em cada intervenção efetuada nas parcelas.

A identificação das espécies realizou-se 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 *Megathyrsus maximus* foi estimada subdividindo-se as parcelas em quatro subparcelas, realizando-se a estimativa visual em intervalos de 5%, com posterior soma/média das proporções relativas das estimativas das quatro subparcelas. A altura média do capim-colonião foi medida com o auxílio de uma fita métrica, verificando-se 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 subparcelas 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 et al., 1999). Dados como abundância e riqueza total de espécies, mortalidade e proporção de indivíduos danificados pelos tratamentos também foram coletados.

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) x 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.

Análise dos Dados

Como todos os dados atenderam às 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 subparcelas do tratamento com herbicida foram retiradas das análises, pois não apresentavam nenhum 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 o teste t não pareado. Pela impossibilidade de se distinguir qual técnica foi a responsável pela eliminação de uma espécie nesse mesmo 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 *Megathyrsus maximus* foram previamente transformados em arco-seno da proporção, para se adequarem aos testes paramétricos (ZAR, 1999). Todas as análises foram

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.

TABLE 1: Regeneration variables (mean ± standard error) before and one year after removal of Guinea-grass (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) of the three groups (CON = control; ROC = mowing; HERB = mowing followed by the application of Roundup ® Transorb R - glyphosate), in State Park “Mata dos Godoy”, Londrina-PR state.

Variáveis / Tratamento	AR	Abundância		Riqueza		Número de Mortos (1 ano)
		1 ano	AR	1 ano		
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

Em que: AR = antes da roçagem inicial; 1 ano = 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 glifosato 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.

feitas adotando-se $\alpha = 0,05$.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

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.

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 accidental 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 1). 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.

A ausência de diferenças nos danos provocados pela roçagem inicial para ambos os tratamentos de remoção, pode indicar que a mortalidade causada pela roçagem sofre influência da heterogeneidade das parcelas, por exemplo, aglomerados de indivíduos em determinados microsítios, como os espaços entre touceiras. Nestes aglomerados, a simples desatenção no momento da intervenção pode determinar que a operação fosse mais ou menos agressiva em dado local. Este padrão só alterado quando a cobertura de *Megathyrus maximus* é reduzida expressivamente, facilitando a visualização dos regenerantes. Quando se utilizam enxadas para controle pontual de gramíneas este problema não é observado, uma vez que há maior controle do equipamento (GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011; MANTOANI et al., 2012).

Em nosso estudo, após a roçagem inicial, que foi responsável pela maior parte da mortalidade de regenerantes, não houve mais mortes no tratamento de roçagem (apesar de alguns indivíduos terem sofrido lesões), o que não ocorreu para o tratamento com herbicida. Tal padrão pode ser explicado pelo maior controle que o operador da roçadeira tem sobre a mesma quando há baixa densidade de folhagem da gramínea. A mesma condição

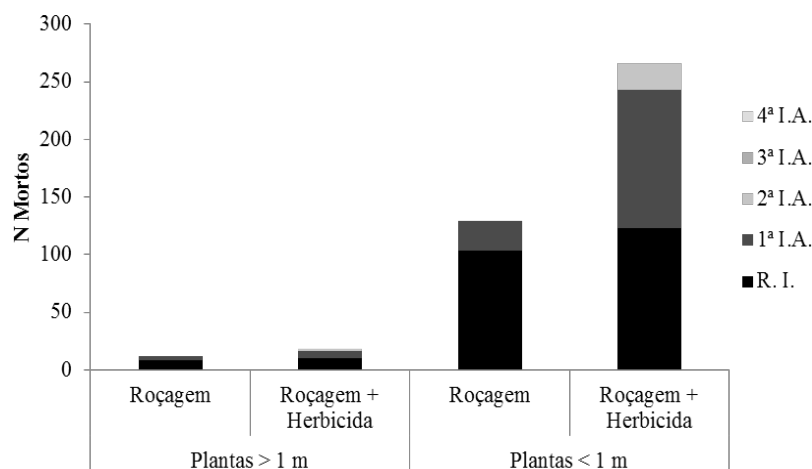


FIGURA 1: Número de indivíduos mortos nos tratamentos de roçagem e roçagem seguida de aplicação de Roundup Transorb R[®] para remoção da gramínea invasora *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs, em 20 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina-PR. Em que: R. I. = roçagem realizada nas 20 parcelas com roçadeiras costeais nos dois tratamentos; 1^a - 4^a I. A. = intervenções adicionais realizadas nos tratamentos.

FIGURE 1: Number of individuals killed in mowing and mowing followed by application of Roundup Transorb R[®] treatments for removal of invasive grass *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs, in 20 plots in the understory of “Projeto Madeira” - Project Wood, State Park “Mata dos Godoy”, Londrina-PR state, southern Brazil. Where: R. I. = initial mowing done in 20 plots with costal trimmers in both treatments; 1st - 4th I. A. = Additional interventions performed in treatments.

(menor cobertura do capim-colonião) pode ter permitido a ocorrência da pulverização acidental de indivíduos, apesar do herbicida ter sido aplicado em condições ótimas (dias de sol, sem vento).

Mesmo que a redução da riqueza de espécies seja similar para os tratamentos, o tratamento com herbicida sofreu maior perda 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 ocorrendo, entretanto, diferenças entre os tratamentos. Contudo, em algumas áreas e para ambas as classes de altura e tratamentos, não ocorreu a mortalidade de nenhum indivíduo. Somando-se a isso, a inexistência de diferenças na abundância de regenerantes maiores (> 1 m) em ambos os tratamentos, demonstra que ambas as técnicas afetam mais plantas mais jovens (< 1 m), que também experimentam maior mortalidade natural quando comparadas a plantas maiores.

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 2). 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.

O fato de somente a rebrota de indivíduos > 1 m ser restrita ao tratamento com uso exclusivo de roçadeiras indica existir uma maior chance de indivíduos danificados rebrotarem após este tipo de dano, o que não ocorreu com o uso do 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 et al., 2009). Ainda que muitos estudos citem a eficiência do uso deste herbicida no controle de gramíneas invasoras (SIMMONS et al., 2007; CRAVEN et al., 2009; MARTINS, 2011), muito provavelmente, os danos sobre a regeneração seriam menores se o herbicida

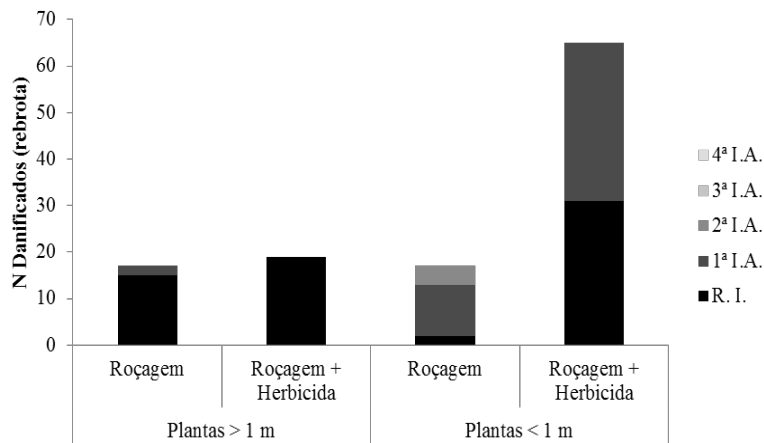


FIGURA 2: Número de indivíduos danificados (com rebrota) nos tratamentos de roçagem e roçagem seguida de aplicação de Roundup Transorb R[®] para remoção da gramínea invasora *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs, em 20 parcelas no sub-bosque do Projeto Madeira, PEMG, Londrina - PR. Em que: R. I. = roçagem realizada nas 20 parcelas com roçadeiras costais nos dois tratamentos; 1ª - 4ª I. A. = intervenções adicionais realizadas nos tratamentos.

FIGURE 2: Number of damaged individuals (with regrowth) in the treatments of mowing and mowing followed by application of Roundup Transorb R[®] for removal of invasive grass *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs, 20 plots in the understory "Projeto Madeira" - Project Wood, State Park "Mata dos Godoy", Londrina-PR state, southern Brazil. Where: R. I. = initial mowing done in 20 plots with costal trimmers in both treatments; 1st - 4th I. A. = Additional interventions performed in treatments.

utilizado no estudo fosse seletivo (e.g., Fluazifope, Haloxifope) e não de amplo espectro, como no caso do nosso estudo (Glifosato).

Houve relação negativa entre a abundância inicial de indivíduos > 1 m e 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 *Megathyrsus maximus*, assim como, a abundância dos indivíduos < 1 m também se correlacionou 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. A relação negativa entre abundância de indivíduos com a cobertura e a altura de gramíneas, bem como dessas com a baixa cobertura de dossel e a consequente maior disponibilidade de luz para a gramínea, é citada em muitos estudos (HOLL et al., 2000; SOUZA; BATISTA, 2004; GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011).

Ainda que as técnicas afetem mais os regenerantes pequenos, não houve relação entre a altura ($\beta = -0,27$; $r^2 = 0,08$; $p = 0,25$) e a cobertura ($\beta = -0,14$; $r^2 = 0,02$; $p = 0,55$) de capim-colônio com o número de indivíduos mortos, ao contrário do esperado, uma vez que com maior altura e cobertura

de gramíneas e, portanto, menor possibilidade de visualização dos regenerantes, poderia ocorrer maior mortalidade em tais áreas. Deste modo, credita-se tal mortalidade a momentos de desatenção na operação ou à presença de agrupamentos de indivíduos, como exposto anteriormente.

A cobertura de capim-colônio decresceu ao longo das repetidas intervenções para os tratamentos de remoção da gramínea exótica, sendo que a cobertura final foi bastante 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 $\ll 0,01$), sem diferença entre esses dois tratamentos após um ano ($F_{(8,108)} = 25,9$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,99) (Figura 3). E conforme esperado, no controle não houve redução da cobertura de *Megathyrsus maximus* após um ano ($F_{(8,108)} = 25,9$; $p \ll 0,01$; Tukey = 0,51), mantendo-se maior do que a cobertura 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 3).

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 relação negativa ($\beta = -0,50$; $r^2 = 0,354$; $p = 0,006$) entre a cobertura de dossel de inverno com a cobertura de *Megathyrus 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. A relação 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 *Megathyrus maximus* tenha se correlacionado melhor com a discrepância verão-inverno da cobertura de dossel, e no nosso estudo tal relação 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% demandam mais manutenções e devam ser

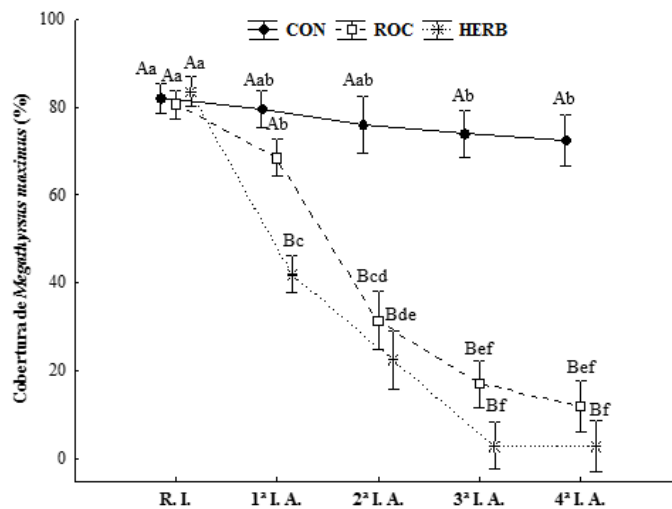


FIGURA 3: Cobertura de capim-colonião (*Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) ao longo das intervenções realizadas em 20 parcelas no Projeto Madeira, PEMG, Londrina - PR. Em que: R. I. = roçagem inicial (roçadeiras costais) realizada nas 20 parcelas dos tratamentos de remoção do 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.

FIGURE 3: Coverage of Guinea-grass (*Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) along the interventions made in 20 plots in “Projeto Madeira” - Wood Project, State Park “Mata dos Godoy”, Londrina-PR state, southern Brazil. Where: R. I. = Initial mowing (costal trimmers) conducted in 20 plots of treatments removal of Guinea-grass; 1st - 4th I. A. = Additional interventions performed in treatments; CON = control; ROC = mowing; HERB = mowing followed by glyphosate application. Note: bars represent the standard error and the symbols means of each group. Capital letters indicate significant differences (Tukey-test, $p < 0.05$) between treatments, for the same period. Lowercase letters indicate significant differences (Tukey-test, $p < 0.05$) between periods, for the same treatment.

monitoradas com maior frequência, pelo motivo de maior sucesso nos esforços de restauração e contínua degradação caso não se realize nenhuma intervenção (BROOKS et al., 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.

Para o tratamento de roçagem, o custo total final por hectare foi de R\$ 2176,00, já para o tratamento de roçagem seguida da aplicação de herbicida o custo total final por hectare foi de R\$ 1435,00 (Figura 4). Assim, com uma economia de R\$ 741,00, 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 roçagens, o custo inicial médio por parcelas que era aproximadamente de R\$ 20,00,

chegou a R\$ 45,00 na última roçagem realizada em apenas 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.

É interessante notar 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 et al. (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. Em reflorestamentos mais jovens esta discrepância provavelmente seria ainda maior.

O fato de que intervenções mais pontuais (locais com infestação resistente) tenham elevado os custos dos tratamentos, pode indicar que as manutenções devam ser realizadas nos locais de maior infestação, para não prejudicar a regeneração e nem aumentar muito os gastos com restauração (SAMPAIO et al., 2007). Além disso, pela

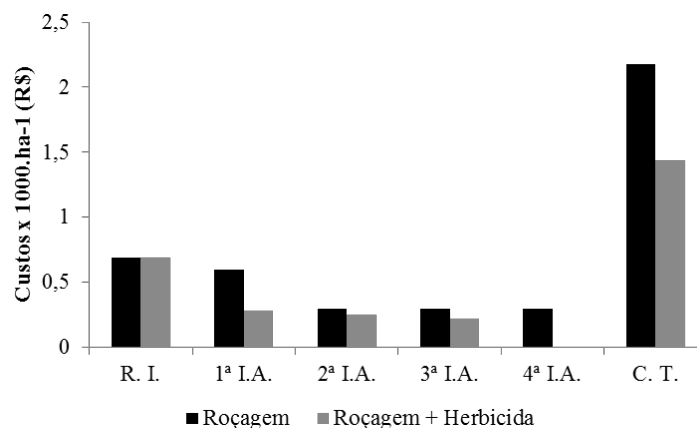


FIGURA 4: Custos estimados (para hectare e em reais) dos tratamentos de remoção de capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) em 20 parcelas no Projeto Madeira, PEMG, Londrina - PR. Em que: R. I. = roçagem inicial (roçadeiras costais) realizada nas 20 parcelas dos tratamentos de remoção de capim-colonião; 1ª – 4ª I. A. = intervenções adicionais realizadas nos tratamentos; C. T. = custo total estimado dos tratamentos.

FIGURE 4: Estimated costs (in hectare and for real) the removal treatments of Guinea-grass (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs) in 20 plots in “Projeto Madeira” -Wood Project, State Park “Mata dos Godoy”, Londrina-PR state, southern Brazil. Where: R. I. = Initial mowing (costal trimmers) conducted in 20 plots of Guinea-grass removal treatments; 1st - 4th I. A. = Additional interventions performed in treatments; C. T. = Estimated total cost of the treatments.

possibilidade da redução de eficácia do glifosato (i.e., como sob concentração de CO₂ elevada – vide ZISKA et al., 2004), pelo risco de lesões a organismos não alvo (e.g., anfíbios – vide HOWE et al., 2004; CAUBLE; WAGNER, 2005), bem como por esta técnica demonstrar ser mais prejudicial à regeneração, conforme os resultados deste trabalho, o uso deste herbicida deve ser restrito a áreas com baixa cobertura de dossel no inverno, que demandam maior intensidade de manutenção.

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Pela inexistência de diferenças entre a mortalidade imposta pelas técnicas e a mortalidade natural encontrada no controle, bem como pela semelhança na mortalidade imposta exclusivamente pela roçagem ou pelo herbicida, ambos os tratamentos são indicados para o controle de *Megathyrus maximus* em reflorestamentos já consolidados, nos quais exista regeneração natural no estrato inferior, em meio à gramínea exótica invasora.

No entanto, ambas as técnicas afetam mais as plantas < 1 m, e com isso, devem ser empregadas criteriosamente em locais com baixa densidade de juvenis e predomínio de indivíduos > 1 m. Os danos causados pelo tratamento com glifosato são mais severos e, portanto, o mesmo deve ser preferencialmente empregado em áreas mais abertas, nas quais geralmente há maior potencial de reinfestação da gramínea.

O custo final do tratamento baseado apenas em roçagem foi 34,1% maior do que aquele utilizando também herbicida, e embora o custo para se realizar as intervenções diminua sucessivamente, em função da redução da infestação, há aumento proporcional dos custos quando ocorre necessidade de intervenções esparsas em áreas pequenas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à CAPES, por bolsas concedidas a MCM e a JD, ao CNPq, pela bolsa produtividade concedida a JMDT (processo 305854/2012-7) e bolsa de apoio técnico a Odair do Carmo Pavão (processo 503836/2010-9), a quem também agradecemos pelo empenho durante os trabalhos de campo. Ao Instituto Ambiental do Paraná pela permissão para a pesquisa, especialmente à gerente do Parque, Leliana Casagrande. O Dr. José Antônio Pimenta e a Dra. Flaviana Maluf de

Souza fizeram críticas e sugestões valiosas em uma versão prévia do trabalho. Esta é uma publicação do projeto Manejar é Preciso, coordenado pela Dra. Giselda Durigan, e financiado pelo CNPq.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARBOSA, C. E. A. **A estrutura da paisagem e a diversidade de plantas em reflorestamentos**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas: Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- BROOKS, K. J.; SETTERFIELD, S. A.; DOUGLAS, M. 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, P. 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, C. 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, D.; HALL, J.; VERJANS, J. 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, C. M.; VITOUSEK, P. 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, K. W.; SHELEY, R. L. Promoting native vegetation and diversity in exotic annual grass infestations. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 159-165, 2011.
- DUNCAN, R. S.; CHAPMAN, C. A. Tree-shrub interactions during early secondary forest succession in Uganda. **Restoration Ecology**, v.11, n.2, p. 198-207, 2003.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de**

- classificação de solos.** Rio de Janeiro, 2006. 306p. 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, X.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. 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, J. J. et al. Five potential consequences of climate change for invasive species. **Conservation Biology**, v.22, n.3, p. 534-543, 2008.
- HOLL, K. 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, E.; CONDIT, R.; LEGENDRE, P. 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, E.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. **Journal of Applied Ecology**, v.42, p. 1165-1174, 2005.
- HOWE, C. 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, E. G.; HOBBS, R. 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, M. 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, A. F. **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.
- MEDEIROS, H.R.; TOREZAN, J.M.D. 2012 Evaluating the ecological integrity of Atlantic forest remnants by using rapid ecological assessment. **Environmental Monitoring and Assessment** (Dordrecht. Online). , v.1, p.1 – 12.
- PIVELLO, V. 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, A. B.; HOLL, K. D.; SCARIOT, A. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? **Restoration Ecology**, v.15, n.3, p. 462-471, 2007.
- SESSEGOLO, G. C.. A Recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. In: CAMPOS, J. B.; TOSSULINO, M. de G. P.; MÜLLER, C. R. C. (Orgs.). **Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade.** Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2006, p. 25-33.
- SIMMONS, M. 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, F. M. de; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p. 185-200, 2004.
- VICENTE, R. F. O Parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, J. M. D. (Org.). **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**, Londrina: Itedes, 2006, p. 13-18.
- VIDRA, R. L.; SHEAR, T. H.; STUCKY, J. 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.
- ZAR, J. H. Transformation. In: ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis.** 4ª ed. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall, 1999, p. 273-280.
- ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; AIDE, T. M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, v.8, n.4, p. 350-360, 2000.
- ZISKA, L. H.; FAULKNER, S.; LYDON, J. 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.