

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

Controle de plantas competidoras na restauração ecológica

Flávia Garcia Flório

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2015**

Flávia Garcia Flório
Bacharel em Biotecnologia

Controle de plantas competidoras na restauração ecológica
versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **PEDRO HENRIQUE SANTIN BRANCALION**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2015

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP**

Flório, Flávia Garcia

Controle de plantas competidoras na restauração ecológica / Flávia Garcia Flório. - -
versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2015.
133 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Glyphosate 2. Restauração 3. Matas ripárias 4. Runoff 5. Escorrimento superficial
6. Revisão estruturada 7. Espécies invasoras 8. Herbicidas I. Título

CDD 333.7153
F636c

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

*A minha mãe,
que me mostrou os caminhos e
me inspirou a sempre continuar,
dedico.*

AGRADECIMENTOS

Foram muitos os caminhos e as contribuições que permitiram que este ciclo se completasse. Agradeço primeiramente ao meu orientador Pedro Henrique Santin Brancalion, por não só ter aceitado o desafio proposto por um chapéu de palha, como por tê-lo incentivado e dado contornos. Foi muito importante ter como orientador alguém que acreditou em mim muito mais do que eu mesma. À professora Jussara Regitano, pelos conselhos e apoio em todos os pedidos de ajuda.

Às minhas mulheres (incluindo o meu querido representante masculino!) da República Gaiola das Lokas. Que felicidade foi ter sido acolhida por essa família e poder fazer parte deste gigantesco universo gaiolístico. São inúmeras as alegrias, mas posso dizer simplesmente que seria uma pessoa incompleta sem vocês. Onde mais aprenderia a ver a vida com tantos acordes e poesia? E agora é a hora, vamo-nos embora camará, pelo mundo afora!

Agradeço especialmente ao meu companheiro de jornada, Agora-vai. Sua presença foi muito além das ajudas em finais de semana, terceiros turnos e idas a campo. Ela foi essencial para me lembrar como a vida é colorida e como todas as preocupações são vazias quando o sinto por perto.

Agradeço ao meu pai, avó, tio, minha família pelo apoio e em especial à minha mãe, a mulher da minha vida. Por ter me rodeado de livros desde que eu me conheço por gente, por ser a maior incentivadora da minha continuidade nos estudos, por ter me acompanhado lado a lado em todos os momentos deste percurso (inclusive no barro de Itu!). Obrigado por ser essa mulher forte e especial que eu tento me espelhar todos os dias.

Agradeço do fundo do meu coração à toda minha classe de Engenharia Florestal. Compartilhar meus dias, aulas, trabalhos com essa turma foi e é o máximo! A ajuda de vocês, vinda das mais variadas formas, foi essencial. Nintendo, Sapuk, Arrastão, Eré, Newton, Planza, Forevis, Spanose, Gema, Marrotada, Quê?, Sem-Mira, Recall, Doli, Xeganu, Cenourinha, Sinfo, Xuepz, Branca, Spok, Maestro, Jeans, Nem, Xicote, Universal, Torá, Rubinho e Pioia, meus xuxus! Em especial, gostaria de agradecer ao senhor Felina, grande amigo e futuro professor brilhante. Juro que quero ser como você quando crescer!

À equipe da Fundação SOS Mata Atlântica, meu muito obrigado por todo o suporte durante a execução do projeto. Foram muitas as dificuldades, mas conseguimos! Gostaria de agradecer especialmente ao Augusto, Ebrahim, Seu Zé e Seu Joaquim. Foram estes quatro homens que me ensinaram com bom humor muito mais do que eu poderia aprender em incalculáveis horas de leitura.

Agradeço ao laboratório de Monitoramento Agrícola Agrosafety e toda a equipe de apoio durante os longos meses de análises. Meu reconhecimento especial à Cláudia, Pedro e Malagueta. Eta povo trabalhador, sô!

Fundamental lembrar de todos os grupos de estágio e pessoas que participaram do suado campo. Monte Olimpo, Gillet, Gade, Gepem, Bilin, Constance, Alice, Pega-Bola, Torresmim, Apolo, Hj-ñ, Fifi, Simba, Taisson, Tirça, Perifa, Darwin, Sereno, Camburão, Quê? e Maikon, obrigado! Ainda Simon, Vibe e Aline pela ajuda intelectual na famigerada metanálise. Para a senhora C/Gás, agradeço muito mais do que a ajuda em campo. Agradeço

por ser minha guia nesse novo mundo de conhecimentos, e especialmente por essa amizade danada de boa! E finalmente à Julia e Maria, as gringas que nunca vão sair do meu coração.

Agradeço aos queridos integrantes da equipe Lastropiana, que fizeram minhas tardes muito mais alegres e agradáveis: Prof. Dr. Edson Vidal, Mariana, Nino, Marina, Marco, Daniella, Isabel, Danilo, Xaulim, Simon, Vibe, Tintim e Saulo. Um carinho especial aos cafés com conversas perfumadas pelas moçoilas Cris, Luciana e Denise. Vamo que vamo!

Aos companheiros de horas boas, por terem me ensinado o prazer de ser feliz recarregando as baterias na pedra, agradeço à incansável Escolinha de Climb do Sevê. K-mon!

Agradeço à Fapesp pela bolsa concedida, ao grande Eng. Agrônomo Marcelo Correa pela ajuda preciosa na complicada estatística e especialmente à Giovana da Pós-graduação em Recursos Florestais, por ser a lindeza em pessoa!

Termino agradecendo ao percurso vivido neste projeto. Apesar das dificuldades enfrentadas, é com orgulho que olho para trás e vejo que todas foram essenciais para o aprendizado, assim como para apontar as pessoas especiais que tive a minha volta dispostas a ajudar a construir novos trilhos. Meu obrigado de coração a todos que fizeram parte de alguma forma para a produção desta pesquisa.

“O pó da estrada brilha nos meus olhos,
Como a distância matando as palavras,
Na minha boca sempre a mesma sede,
O pó da estrada.

O pó da estrada gruda nos meus olhos,
Como as distâncias matando as palavras,
Na minha boca sempre o mesmo assunto,
O pó da estrada.

Eu conheci um velho vagabundo,
Que andava por aí sem querer parar,
Quando parava ele dizia a todos,
Que o seu coração ainda rolava pelo mundo,
E o pó da estrada fica em minha roupa,
O cheiro forte da poeira levantada,
Levando a gente sempre mais a frente,
Nada mais urgente,
Que o pó da estrada,
Que o pó da estrada”

Sá, Rodrix & Guarabyra

SUMÁRIO

RESUMO	11
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO GERAL	15
Referências	16
2 CONTROLE DE PLANTAS COMPETIDORAS NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: UMA REVISÃO GLOBAL	19
Resumo	19
Abstract.....	19
2.1 Introdução	20
2.2 Material e Métodos	23
2.2.1 Análise de Dados	27
2.3 Resultados e Discussão.....	27
2.4 Conclusão	47
Referências	47
3 ASPECTOS SILVICULTURAIS, ECOLÓGICOS, ECONÔMICOS E POTENCIAL DE POLUIÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA ASSOCIADOS AO USO DE GLYPHOSATE NA RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES	57
Resumo	57
Abstract.....	58
3.1 Introdução	58
3.2 Material e Métodos	63
3.2.1 Áreas de estudo.....	63
3.2.2 Instalação do experimento	63
3.2.3 Avaliação do experimento	67
3.2.3.1 Análise econômica.....	67
3.2.3.2 Análise silvicultural.....	68
3.2.3.3 Análise de potencial de poluição do solo e água	70
3.2.3.3.1 Coleta das amostras	70
3.2.3.3.2 Análise de Glyphosate e AMPA.....	72
3.2.3.4 Análise ecológica.....	74
3.2.4 Análise dos Dados	75

3.3 Resultados	75
3.4 Discussão.....	83
3.5 Conclusão.....	94
Referências.....	94
ANEXOS.....	105

RESUMO

Controle de plantas competidoras na restauração ecológica

As invasões biológicas ameaçam áreas naturais e em processo de restauração, atuando como filtros à sucessão ecológica. O controle químico de espécies competidoras é realidade para diversas áreas em restauração, sendo o glyphosate o principal princípio ativo empregado. Apesar de eficientes e com baixos custos, existem preocupações sobre a utilização de herbicidas em áreas naturais e em restauração referentes ao comportamento ambiental destes produtos químicos. Assim, entender a realidade do manejo de espécies competidoras, incluindo espécies invasoras, em projetos de restauração no panorama mundial e os reais benefícios e riscos do uso de glyphosate na restauração de matas ciliares é fundamental para aperfeiçoar a condução de projetos no Brasil e no mundo. Primeiramente, uma revisão estruturada foi realizada objetivando reunir informações sobre técnicas de restauração, fatores de degradação, principais grupos de plantas competidoras e características sobre técnicas de manejo para biomas mundiais e para diferentes grupos de países em relação ao Índice de Desenvolvimento Humano, com análise dos quatro herbicidas utilizados com maior frequência quanto seu potencial de contaminação e toxicidade. Os principais fatores de degradação foram a invasão por espécies não nativas, a agricultura e o pastoreio, sendo a semeadura direta a principal técnica de restauração. A família Poaceae apresentou a maior frequência de ocorrência como plantas competidoras na restauração em todos os biomas analisados. De modo geral, o manejo físico foi o mais utilizado, sendo a roçada a principal intervenção. Para o manejo químico, os principais herbicidas foram o Glyphosate, Imazapic, Imazapyr e Triclopyr, sendo o último considerado com maior potencial de danos ambientais. Na segunda etapa, um estudo de campo foi conduzido com o objetivo de avaliar os benefícios e riscos relacionados ao uso do herbicida glyphosate na restauração de matas ciliares. Nesse contexto, testamos em um experimento de campo três tratamentos de controle de plantas competidoras: 1) roçagem sempre que necessário; 2) roçagem com menor frequência; 3) aplicação dirigida de glyphosate. Foram realizadas avaliações de ordem econômica (custos de manutenção), silvicultural (produção de biomassa de plantas competidoras, crescimento das mudas plantadas em altura, cobertura de copa e diâmetro de colo), ecológica (densidade e riqueza de regenerantes e riqueza de plantas ruderais) e de potencial de poluição (análise de glyphosate e AMPA no solo e em água e sedimento de solução de enxurrada, por cromatografia). O tratamento submetido ao controle de plantas competidoras com glyphosate apresentou maior crescimento de mudas e menor custo de manutenção. Não foram detectados resíduos de glyphosate ou AMPA em solo ou água, porém, foram encontrados valores residuais das duas moléculas em sedimentos. O controle de gramíneas com glyphosate apresentou baixos custos, foi mais efetivo e permitiu maior crescimento de mudas e expressão da regeneração natural em comparação ao mecânico, porém medidas de conservação de solo e implementação de faixas de proteção são necessárias para sua utilização em áreas de restauração ripárias.

Palavras-chave: Glyphosate; Restauração; Matas ripárias; Runoff; Escorrimento superficial; Revisão estruturada; Espécies invasoras; Herbicidas

ABSTRACT

Control of competitive plants in ecological restoration

Biological invasions threaten natural and restoration areas, acting as filters to ecological succession. Chemical control of competitive species is a reality in many restoration areas, with glyphosate as the main herbicide used. Although efficient and with low costs, there are some concerns on the use of herbicides in natural and restoration areas relating to environmental performance of these chemicals. Thus, understanding the reality of managing competitive species, including invasive species, in restoration projects on the world scenario and the real benefits and risks of glyphosate use on restoration of riparian forests is essential to improve restoration projects in Brazil and in the world. First, a structured review was conducted focusing on gathering information of restoration techniques, degradation factors, major groups of invasive plants and characteristics of management techniques for global biomes and for different country groups related to the Human Development Index, with analysis of contamination potential and toxicity for the top four herbicides listed. The main degradation factors were the invasion of non-native species, agriculture and grazing, with direct sowing as the main restoration technique. The Poaceae had the highest frequency for competing plants on restoration in all analyzed biomes. In general, the physical management was most used, with mowing as the main intervention. For chemical management, the main herbicides were Glyphosate, Imazapic, Imazapyr and Triclopyr, the last one considered with the greatest potential for environmental damage. In the second stage, a field study was conducted to evaluate benefits and risks related to glyphosate use in the restoration of riparian forests. In this context, we tested on a field experiment three weed control treatments: 1) mowing as needed; 2) mowing less frequently; 3) directed application of glyphosate. There were conducted evaluations of economic order (maintenance costs), forestry order (biomass of competitive plants, growth of planted seedlings in height, canopy cover and stem diameter), ecological order (density and richness of regenerating and richness of ruderal plants) and pollution potential (analysis of glyphosate and AMPA in soil and water and sediment from runoff solution, by chromatography). The plots submitted to weed control with glyphosate showed better seedling growth and lower management costs. Residual glyphosate or AMPA were not detected in soil or water, but residues of the both molecules were found on sediments. Chemical control of grasses with glyphosate had low costs, was more effective and allowed better seedling growth and expression of natural regeneration comparing to mechanic treatments, but actions of soil conservation and implementation of buffer strips are required for its use on riparian restoration areas.

Keywords: Glyphosate; Restoration; Riparian forests; Runoff; Structured review; Invasive species; Herbicides

1 INTRODUÇÃO GERAL

A invasão por espécies exóticas em áreas naturais é a segunda maior causa de perda de biodiversidade em escala global (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY - CBD, 2005). As invasões biológicas ameaçam inclusive áreas em processo de restauração, atuando como filtros ao restabelecimento de serviços ecossistêmicos e fatores ligados à sucessão ecológica (CABIN et al., 2002). As espécies exóticas invasoras, juntamente com espécies exóticas não invasoras e espécies nativas superabundantes, constituem um grupo que pode em muito prejudicar o estabelecimento e crescimento de espécies nativas plantadas ou regenerantes em áreas de restauração, sendo por isso genericamente denominadas “plantas competidoras”. Tanto em função da invasão de ambientes naturais como em restauração, torna-se urgente a necessidade de desenvolvimento e pesquisa sobre controles eficientes e efetivos que apresentem baixo impacto ambiental e custos operacionais. Neste contexto, a revisão bibliográfica entra como uma ferramenta útil para compreender o panorama global de tecnologias de controle de competidoras sobre a realidade dos projetos de restauração presentes nos mais diversos cenários, gerando diretrizes para o desenvolvimento de novas pesquisas e modelos para capacitação (MENZ; DIXON; HOBBS, 2013).

A utilização de herbicidas no controle de espécies competidoras é realidade para diversas áreas em restauração (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009), sendo o glyphosate o principal herbicida empregado (NAVE et al., 2009). Essa estratégia é considerada uma alternativa eficiente, visto que alguns herbicidas controlam de forma permanente uma série de plantas competidoras e não permitem sua rebrota futura, como tende a ocorrer após capina ou roçada. Outro ponto fundamental é a alta aplicabilidade do manejo químico em projetos de restauração em larga escala, dado seu baixo custo de intervenção (TOLEDO et al., 2003). No entanto, existem preocupações sobre a utilização de herbicidas em áreas de restauração e naturais referentes ao comportamento ambiental destes produtos químicos, tanto sobre o potencial de contaminação de recursos hídricos quanto sobre o impacto direto e indireto em organismos não alvo.

Assim, entender a realidade do controle de espécies competidoras em projetos de restauração no panorama mundial e os reais benefícios e riscos do manejo químico é fundamental para que uma das principais causas de perda de biodiversidade seja controlada de

maneira custo-efetiva e segura. Desta maneira, o presente estudo foi dividido em dois capítulos:

Capítulo 1: Controle de plantas competidoras na restauração ecológica: Uma revisão global.

- 1) Indicar as principais metodologias de controle de competidoras em projetos de restauração de forma geral e frente aos cenários de divisão em biomas e Índice de Desenvolvimento Humano;
- 2) Indicar as famílias, gêneros, espécies e hábito de plantas competidoras mais frequentes em projetos de restauração de forma geral e frente aos cenários de divisão em biomas e Índice de Desenvolvimento Humano;
- 3) Indicar as famílias, gêneros, espécies e hábito de plantas competidoras mais frequentes em projetos de restauração em relação ao seu hábito de crescimento vegetal;
- 4) Indicar a toxicidade e o potencial de impacto ambiental dos principais ingredientes ativos utilizados em projetos de restauração.

Capítulo 2: Aspectos silviculturais, ecológicos, econômicos e potencial de poluição do solo e da água associados ao uso de glyphosate na restauração de matas ciliares.

- 1) Avaliar o potencial de poluição do solo e da água associados ao uso de glyphosate na restauração de matas ciliares;
- 2) Avaliar o crescimento de mudas de espécies nativas em plantios de restauração, nos quais o controle de plantas competidoras foi feito por roçada ou pulverização de glyphosate;
- 3) Avaliar os custos e rendimentos operacionais de implantação e manutenção de plantios de restauração, nos quais o controle de plantas competidoras foi feito por roçada ou pulverização de glyphosate;
- 4) Avaliar os parâmetros ecológicos referentes a plantios de restauração, nos quais o controle de plantas competidoras foi feito por roçada ou pulverização de glyphosate.

Referências

CABIN, R.J.; WELLER, S. G.; LORENCE, D. H.; CORDELL, S.; HADWAY, L. J.; MONTGOMERY, R.; GOO, D.; URAKAMI, A. Effects of light, alien grass, and native

species additions on Hawaiian dry forest restoration. **Ecological Applications**, Tempe, v. 12, p. 1595–1610, 2002.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Invasive alien species**. 2005. Disponível em: <<http://www.cbd.int/invasive/default.shtml>>. Acesso em: 16 out. 2014.

MENZ, M.H.M.; DIXON, K.W.; HOBBS, R.J. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. **Science**, Washington, v. 339, n. 6119, p. 526-527, 2013.

NAVE, A.; BRANCALION, P. H. S.; COUTINHO, E.; CESAR, R. G. Descrição das ações operacionais de restauração. In: RODRIGUES, R.R; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. Piracicaba: ESALQ , LERF; São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 180 -242.

RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica** : referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. Piracicaba: ESALQ , LERF; São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. 264 p.

TOLEDO, R.E.B.; FILHO, R. V.; BEZUTTE, A. J.; PITELLI, R. A.; ALVES, P. L. C. A.; VALLE, C. F.; ALVARENGA, S. F. Períodos de controle de *Brachiaria* sp e seus reflexos na produtividade de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n.63, p. 221-232, 2003.

2 CONTROLE DE PLANTAS COMPETIDORAS NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: UMA REVISÃO GLOBAL

Resumo

As espécies competidoras ameaçam áreas em restauração por prejudicar o estabelecimento e crescimento de espécies vegetais nativas e levar a grandes perdas financeiras para controle das mesmas. Neste sentido, o conhecimento e a organização de informações básicas que reflitam a realidade de invasões ecológicas no mundo é fundamental para que seja possível gerar diretrizes para o desenvolvimento de novas pesquisas e modelos, auxiliando na elaboração de estratégias de controle de invasões aplicáveis, custo-efetivas e funcionais principalmente para projetos em larga-escala. Assim, duzentos e cinquenta artigos pertencentes à temática foram analisados e catalogados no objetivo de reunir informações sobre técnicas de restauração, fatores de degradação, principais grupos de plantas competidoras e as proporções referentes às técnicas de manejo físico, químico, biológico e consórcios com suas principais metodologias para biomas mundiais e para diferentes grupos de Índice de Desenvolvimento Humano (IDH). Adicionalmente, os quatro principais ingredientes ativos de herbicidas utilizados mundialmente foram analisados quanto o seu potencial de contaminação e toxicidade. A revisão estruturada abrangeu dez de quatorze biomas, com maior ocorrência para Florestas Temperadas Latifoliadas e Florestas Mistas. Dos artigos analisados, 94% se enquadraram no maior índice de IDH, apontando a lacuna científica de pesquisa em países com IDH alto, médio e baixo, detentores de mais da metade dos hotspots mundiais. Os agentes determinantes na degradação de ambientes naturais foram, em ordem decrescente, a invasão de espécies não nativas, a agricultura e o pastoreio, com a semeadura como principal técnica de restauração. A família Poaceae apresentou a maior frequência para plantas competidoras em todos os biomas analisados, porém o hábito de crescimento vegetal gramínea foi superior somente em ecorregiões predominantes para áreas tropicais. De modo geral, o manejo físico apresentou a maior utilização para o controle de espécies competidoras, sendo a roçada a principal intervenção empregada. Para o manejo químico, os herbicidas utilizados com maior frequência foram o Glyphosate, Imazapic, Imazapyr e Triclopyr, sendo o último considerado com maior potencial de acarretar danos ambientais para áreas naturais. O manejo de plantas competidoras é de fundamental importância na manutenção da biodiversidade de ecossistemas e no sucesso de projetos de restauração. Tanto o controle físico como a aplicação de herbicidas, principalmente glyphosate, são muito usados nos vários biomas mundiais para controlar plantas competidoras em projetos de restauração, com destaque para gramíneas e herbáceas.

Palavras-chave: Revisão estruturada; Espécies competidoras; Herbicidas; Glyphosate; Imazapic; Imazapyr; Triclopyr

Abstract

Competitive species threaten restoration areas by damaging the establishment and growth of native species, causing large financial losses for controlling and eliminating them. So, knowledge and organization of basic information reflecting the reality of ecological invasions worldwide is critical to enable the conception of guidelines for the development of new research and models, aiding to elaborate strategies invasions controls applicable, cost-effective and functional especially for large-scale projects. Thus, 250 articles belonging to the subject were analyzed in order to gather information on restoration techniques, degradation agents, main competitive plants groups and proportions related to the management techniques

for physical, chemical, biological and consortia with its main methodologies for global biomes and for different country groups of the Human Development Index (HDI). Additionally, the four main active ingredients of herbicides used worldwide were reviewed for their potential contamination and toxicity. The structured review included ten of the fourteen biomes, with greater occurrence for articles on Broadleaf Temperate Forests and Mixed Forests. For the articles analyzed, 94% concerned researches conducted on the highest HDI index countries, pointing to the gap of scientific research in countries with high, medium and low HDI, since this group holds more than half of the world's hotspots. The main agents of natural environments degradation were, in descending order, the invasion of non-native species, agriculture and grazing, with direct sowing as the leading restoration technique. The Poaceae had the highest frequency for competitive plants in all biomes analyzed, but the plant growth habit graminoid was higher only in ecoregions predominant for tropical areas. In general, the physical management showed the greatest use for controlling competitive species, with mowing as the main intervention employed. For chemical management, the most frequently herbicides were Glyphosate, Imazapic, Imazapyr and Triclopyr, with the last one being considered with the greatest potential to cause environmental damage on natural areas. Controlling competing plants is of fundamental importance in maintaining ecosystems biodiversity and in the success of restoration projects. The physical control as the use of herbicides, especially glyphosate, are widely used in various world biomes to control competing plants in restoration projects, especially grasses and herbaceous.

Keywords: Structured review; Invasive species; Herbicides; Glyphosate; Imazapic; Imazapyr; Triclopyr

2.1 Introdução

No âmbito global, o reconhecimento da importância da conservação da biodiversidade pode ser observado principalmente pelos crescentes acordos e tratados firmados, como as 20 Metas Aichi de Biodiversidade no Plano Estratégico para a Biodiversidade promovido pela Convenção da Diversidade Biológica (CDB, 2010). Como fica cada vez mais claro que a conservação e o uso sustentável sozinhos não são suficientes para conter a perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos (CDB, 2012), o plano estratégico traça metas com objetivos grandiosos para restaurar e reabilitar paisagens e ecossistemas degradados no mundo todo (ARONSON; ALEXANDER, 2013). Considerando que a conversão de ambientes naturais é a principal causa de perda de biodiversidade (CDB, 2005) e a restauração de ecossistemas é uma resposta natural e necessária a esse problema, tem-se uma demanda crescente pela implementação e desenvolvimento de projetos de restauração em larga escala (ARONSON; ALEXANDER, 2013).

As espécies invasoras são apontadas como a segunda maior ameaça sobre a biodiversidade mundial (CBD, 2005), chegando a ser a principal causa em ilhas e áreas protegidas (BAILLE; HILTON-TAYLOR; STUART, 2004). O termo espécie exóticas se refere a indivíduos introduzidos intencionalmente ou não em locais fora de sua distribuição

natural, sendo caracterizadas como exóticas invasoras espécies que, além de se enquadrarem neste contexto, se propagam rápida e agressivamente, podendo causar mudanças drásticas no meio ambiente (TU, 2009). Simberloff (2014) aponta que mesmo exóticas que a princípio não apresentam caráter invasor podem ter este comportamento desencadeado após alterações ambientais bruscas ou apresentar efeitos adversos reconhecidos somente a longo prazo, concluindo que, apesar de apenas uma pequena fração de espécies exóticas serem reconhecidamente nocivas, este número tende a crescer conforme o desenvolvimento de estudos. O desequilíbrio entre espécies nativas compõe outro cenário preocupante, uma vez que espécies superabundantes, incitadas por desequilíbrios ambientais, podem culminar na alteração de paisagens e na estagnação de processos ecológicos (SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000). Assim, espécies invasoras juntamente com espécies exóticas não invasoras e espécies nativas superabundantes constituem um grupo que podem em muito prejudicar o estabelecimento e crescimento de espécies nativas plantadas ou regenerantes em áreas de restauração sendo por isso genericamente denominadas “plantas competidoras”.

As ilhas de Galápagos são um exemplo de impacto gerado por espécies competidoras. Apesar de ainda conterem 95% de sua biodiversidade original (BENSTED-SMITH, 2002), áreas de até 30,000 hectares dominadas por *Rubus niveus* Thunb., espécie originária da Ásia, acarretam a perda local de cerca de 50% de biodiversidade (VINCE, 2011). Além de perturbar ecossistemas naturais, espécies competidoras podem atuar como filtros ecológicos à restauração de áreas degradadas, restringindo a entrada de novos propágulos oriundos da chuva de sementes (AIDE et al., 1995) e limitando a germinação do banco de sementes (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; HOFFMANN; HARIDASAN, 2008; ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000; ORTEGA-PIECK et al., 2011). Em função desse importante filtro, plantios de restauração podem ser perdidos e a sucessão florestal pode ser retardada devido à forte competição (CABIN et al., 2002), podendo resultar em casos de ‘Sucessão Estacionária’ (CHEUNG; LIEBSCH; MARQUES, 2010). Dada a dificuldade de retorno dos processos ecológicos necessários à recuperação destas áreas, com altos investimentos que não implicam necessariamente em resultados práticos, algumas instituições gestoras destas áreas estão chegando ao ponto de concluir que ações de controle “não são mais financiáveis ou fisicamente factíveis”, levando a um quadro de aceitação da homogeneização da biota nestes locais (VINCE, 2011).

Diversos outros casos, no entanto, demonstram que esta batalha não deve ser abandonada. Ainda nas ilhas Galápagos, 27 espécies invasoras foram erradicadas com sucesso

por meio de métodos mecânicos, biológicos e químicos (SIMBERLOFF, 2011). Outros exemplos de êxito podem ser observados na Nova Zelândia, Austrália, Seychelles, Irlanda e Estados Unidos (SIMBERLOFF, 2013; VEITCH; CLOUT, 2002). Ecologicamente, ao menos 16 espécies contabilizadas na lista vermelha de ameaça à extinção tiveram seu status de conservação melhorado após a erradicação de espécies invasoras (MCGEOCH, 2010). Sills (2011) aponta ainda que campanhas em larga-escala estão aumentando as chances de sucesso e que a evolução destas tecnologias têm minimizando o impacto em organismos não alvo e diminuindo custos. No entanto, muitas pesquisas ainda necessitam ser desenvolvidas para que as metodologias atuais possam ser melhoradas e para que novas tecnologias de combate possam ser desenvolvidas. Neste aspecto, o campo científico atua como suporte para preencher lacunas de conhecimento identificadas em campo, criando recursos para o desenvolvimento de estratégias de restauração aplicáveis, custo-efetivas e funcionais principalmente para projetos em larga-escala.

O conhecimento e a organização de informações básicas que reflitam o panorama geral de técnicas de controle de espécies competidoras no mundo é fundamental para desenvolver diretrizes que contribuam para o norteamento de novas pesquisas e modelos de capacitação global, com disseminação do conhecimento (MENZ; DIXON; HOBBS, 2013). Merritt e Dixon (2011) apontam que certas iniciativas possuem potencial de transformação pelo seu alcance e apoio, porém necessitam ainda de tecnologia e conhecimento para que seja possível desenvolver projetos bem sucedidos e com potencial de ganho de escala, sendo as informações baseadas em evidências da literatura científica uma importante ferramenta no auxílio do desenvolvimento de conhecimento sobre o controle de invasões ecológicas (SUTHERLAND, 2004).

Uma vez que as formas de controle de plantas competidoras e as próprias espécies tendem a variar amplamente em relação a diversos aspectos, o presente estudo objetivou, a partir de revisão estruturada de literatura, elencar as principais famílias, gêneros, espécies e hábito de plantas competidoras e as frequências de uso de técnicas de manejo físico, químico, biológico e consórcios com suas principais metodologias observadas para biomas e para diferentes países em função do Índice de Desenvolvimento Humano (IDH). Como complemento, foram estabelecidos os principais fatores de degradação de ecossistemas naturais citados assim como as principais estratégias de restauração em relação à fisionomia da vegetação de cada projeto. Por fim, fizemos uma revisão sucinta sobre o potencial de

contaminação e toxicidade para os quatro ingredientes ativos de herbicidas mais utilizados no mundo em projetos de restauração.

2.2 Material e Métodos

O estudo consistiu no levantamento bibliográfico sobre o manejo de espécies competidoras na restauração ecológica associado à uma revisão sucinta sobre os riscos ambientais da utilização dos herbicidas mais usados globalmente na restauração. Os artigos selecionados foram avaliados tendo-se em vista responder às seguintes perguntas:

- 1) Quais os principais grupos de plantas competidoras controlados nos projetos de restauração ecológica?
- 2) Qual a participação dos métodos químicos, mecânicos, biológicos e possíveis consórcios no controle de plantas competidoras nesses projetos?
- 3) Quais os herbicidas mais utilizados?

Para chegar ao grupo de artigos analisados, o banco de dados ISI Web of Science foi utilizado como ferramenta de busca bibliográfica, estabelecendo como período de análise artigos publicados entre 01 de janeiro de 2000 e 31 de dezembro de 2013. Os critérios utilizados para a busca se basearam em conjuntos temáticos, objetivando o acesso total de artigos que se enquadrassem no tema sem a perda do foco inicial. Foram reunidos os seguintes tópicos: (i) objetivo, (ii) plantas competidoras e, (iii) método de controle. Assim, para um artigo ser selecionado na busca, o mesmo teve de conter ao menos uma das palavras chaves de cada grupo temático, sendo estes: i) “restoration”, “rehabilitation”; (ii) “alien species”, “invasive species”, “weed”, “grass”, “non-native species”; (iii) “herbicide”, “mowing”, “hand-pulling”, “chemical control”, “mechanical control”, “fire”. Com base nesse processo de seleção, foram escolhidos os 15 periódicos com maior número de artigos recuperados. A busca obteve um total de 492 artigos, onde um não estava disponível para consulta. Para ser incluído nas análises, o artigo tinha de tratar obrigatoriamente de (1) áreas em restauração em campo e (2) ter apresentado ao menos uma medida utilizada para controle de espécies competidoras. Foram excluídas revisões bibliográficas, plantios com finalidade silvicultural e experimentos exclusivamente laboratoriais. Casos de desequilíbrio de espécies nativas em ecossistemas naturais (superabundância) foram incluídos na revisão quando tais

indivíduos sofreram medidas de controle. Seguindo estes critérios, foram selecionados 250 artigos de 14 periódicos (Tabela 1).

Tabela 1 – Relação de periódicos compreendidos na revisão estruturada com as respectivas frequências de ocorrência

Periódicos	Ocorrência	Porcentagem
Restoration Ecology	98	39,20%
Invasive Plant Science and Management	22	8,80%
Rangeland Ecology & Management	21	8,40%
Ecological Applications	19	7,60%
Journal of Applied Ecology	18	7,20%
Applied Vegetation Science	17	6,80%
Forest Ecology and Management	17	6,80%
Biological Conservation	10	4,00%
Biological invasions	9	3,60%
Natural Areas Journal	9	3,60%
Plant Ecology	5	2,00%
Weed Technology	4	1,60%
Agriculture, Ecosystems and Environment	1	0,40%
Total	250	100%

As informações dos artigos selecionados foram utilizadas para o preenchimento de planilhas através de variáveis e categorias expostas na Tabela 2.

Tabela 2 - Tabela base para catalogação de artigos utilizada na revisão estruturada

	Categorias	Palavras-Chave
Descrição	Artigo	Autor; Ano; Título; Revista.
	Local	Unidade de Conservação; Cidade; País.
	Bioma	Campos temperados; Deserto; Floresta Temperada; Floresta Tropical (...)
	Vegetação	Pradaria; Florestas de Carvalho; Chaco; Floresta Tropical (...)
Características	Distúrbio	Pastoreio; Agricultura; Fogo; Invasão de Espécies não Nativas; Supressão queimadas (...)
	Método	Semeadura direta; Passiva; Plantio de Mudanças; Queima; Desbaste; Uso de Top Soil.
	Forma de Vida	Arbórea; Herbácea; Gramínea (...)
Plantas Competidoras	Espécie	Família Nome científico
	Método	Físico; Químico; Biológico.
Método de Controle	Especificação	Se físico, método; Se químico, produto; Se consórcio, técnica; Outro.
	Pré ou Pós Emergente	Pós-Emergente; Pré-Emergente; Pré e Pós-Emergente.
Herbicida	Via Metabólica	Auxina Sintética; Inibidor Fotossistema I; Inibidor ALS; Inibidor EPSP's (...)

A localização do projeto em cada um dos 14 biomas mundiais foi obtida pela inserção da coordenada geográfica ou, na ausência desta, do nome da cidade, no mapa “Globe Carbon Cycle” da ferramenta “WWF Biomes” (OLSON et al., 2001). A vegetação e o distúrbio associados às características dos experimentos foram classificados de acordo com a descrição de cada artigo. As técnicas de restauração foram apontadas de acordo com as metodologias indicadas como facilitadoras de recuperação das áreas, sendo abordadas técnicas de semeadura direta, plantio de mudas, uso de top soil para áreas de mineração, passiva (remoção ou sessão das causas de danos), desbaste e queimada controlada, sendo os dois últimos para recuperação de processos ecológicos em áreas adaptadas ao fogo ou florestas com área basal excedente.

As plantas competidoras foram classificadas quanto à espécie, família e ao hábito de crescimento. Devido às diferentes definições adotadas pelos autores dos artigos analisados, foram tabeladas as espécies indicadas como “noxious”; “exotic”; “weed”; “non-native”; “alien specie” e “invasive”. Espécies nativas apontadas como em desequilíbrio e manejadas

foram incluídas na revisão. Quanto à forma de vida, as espécies da família Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae, Juncaginaceae e do gênero Isoetes foram classificadas como gramíneas, de acordo com definição da USDA Plants (2014). Esta divisão é importante devido à possível invasão diferencial deste hábito frente às herbáceas, constituindo assim uma fonte adicional de informação e de refinamento da análise. Listas disponibilizadas sobre a flora local que não diferenciavam espécies em exóticas ou nativas foram submetidas à análise em bancos de dados de cada país. Os bancos de dados ‘USDA Plants Database’ e ‘Calflora’ foram as bibliografias base para a classificação do hábito de crescimento das espécies.

Foram apontadas como metodologias de controle somente as intervenções indicadas para a contenção e eliminação direta de plantas competidoras, sendo posteriormente classificadas quanto suas características (controle físico, químico ou biológico). Intervenções mecânicas ou que envolvessem processos físicos para controle de plantas competidoras, como queimadas controladas ou mesmo irrigação, foram classificadas como metodologias físicas, enquanto manejos envolvendo processos químicos como o uso de herbicidas ou aplicação de sacarose e outras fontes de carbono para imobilização de nutrientes foram classificados como químicos. O uso de organismos vivos para controle de plantas alvo, como o manejo com gado, besouros, fungos ou plantas holoparasitas foram classificados como controle biológico.

Metodologias distintas empregadas em conjunto foram classificadas como ‘Consórcio de métodos’. Foram apontados consórcios de manejos ‘Físico + Físico’ como ‘Roçada + Retirada de biomassa’ ou ‘Desbaste + Queima controlada’, consórcios ‘Físico + Químico’, como ‘Roçada + Aplicação de herbicida’ e consórcios ‘Químico + Biológico’, como ‘Liberação de besouros + Aplicação de inseticida’. A aplicação conjunta de herbicidas não foi tabelada como consórcio, uma vez que a mistura é feita em tanque e o manejo se resume a somente uma intervenção.

Os herbicidas foram tabelados quanto ao seu período de aplicação e via metabólica. A classificação se deu pelo rótulo do produto e não pela metodologia empregada no experimento, uma vez que foram encontrados artigos experimentais de dosagens e períodos de aplicação diferenciados em relação ao recomendado.

2.2.1 Análise de Dados

Os dados foram analisados sobre seguintes cenários: (1) Geral: todos os artigos em conjunto; (2) Biomas: resultados agrupados pela divisão em relação ao bioma abrangido pelo artigo, onde experimentos em múltiplas ecorregiões foram representados somente uma vez por bioma compreendido; (3) Índice de Desenvolvimento Humano (IDH): a partir de informações obtidas pela United Nations Development Programme (UNDP), foi feita a diferenciação dos artigos em relação ao IDH em dois grupos; muito alto e alto, médio e baixo; (4) Fisionomia: os artigos foram divididos quanto à fisionomia das vegetações estudadas, sendo agrupados em campos ('grasslands', 'prairies' e 'meadows'), arbustivas ('savannas' e 'shrublands'), florestas ('forests'), alagados ('wetlands') e desertos ('desert'). Experimentos em múltiplas fisionomias foram representados somente uma vez por agrupamento compreendido.

Para os três primeiros cenários foram quantificadas as principais famílias, gêneros, espécies e formas de vida de plantas competidoras, além das formas de controle das mesmas, com características dos herbicidas utilizados quanto ao período de aplicação, via metabólica e ingredientes ativos. Para o primeiro cenário foram identificados os principais fatores de distúrbio em áreas naturais assim como a evolução do controle de plantas competidoras ao longo dos últimos anos e, para o quarto cenário, as principais técnicas de restauração adotadas.

Os artigos, em sua maioria, indicaram mais de uma técnica de manejo de plantas competidoras, como também mais de uma espécie manejada. Como a quantificação dos parâmetros avaliados em relação ao total de artigos obtidos na busca literária resultaria em valores que somados ultrapassariam 100 %, dificultando a compreensão dos resultados, as categorias foram analisadas em relação ao número total de ocorrências para cada parâmetro avaliado.

2.3 Resultados e Discussão

A revisão estruturada abrangeu dez dos 14 biomas apontados por Olson (2001) (Tabela 3), com maior número de ocorrências para Florestas Temperadas Latifoliadas e Florestas Mistas (37,45%). O bioma Floresta Boreal/Taiga foi representado por somente um artigo, impossibilitando as análises comparativas com os demais biomas. Ainda que as Florestas Secas Tropicais e Subtropicais Latifoliadas tenham contado com um baixo número

de ocorrências (1,99 %), realizamos a comparação com os demais biomas. No panorama geral, os Estados Unidos representou o país com maior frequência de estudos, com 66,80 % dos casos analisados. Este valor é importante pela repercussão sobre as análises dos dados, com enfoque para as características de IDH, uma vez que o conjunto de países com desenvolvimento humano considerado muito alto compreendeu 94 % do total de artigos analisados, o que reflete a produção científica em ecologia da restauração (ARONSON et al., 2010) (Figura 1). Apesar do baixo número de países com alto, médio e baixo desenvolvimento humano sediando experimentos de restauração, os mesmos abrigam pelo menos 65% dos hotspots mundiais de biodiversidade (ZACHOS; HABEL, 2011).

Tabela 3 – Ocorrência de biomas compreendidos na revisão estruturada com as respectivas frequências de ocorrência

Biomas	Ocorrência	Porcentagem
Florestas Temperadas Latifoliadas e Florestas Mistas	94	37,45%
Campos Temperados/ Savana/ Matagais	45	17,93%
Floresta Temperada de Coníferas	29	11,55%
Floresta Mediterrânea/ Arbustivas/ Matagais	25	9,96%
Deserto e Arbustarias Xéricas	21	8,37%
Florestas Úmidas Tropicais e Subtropicalis Latifoliadas	21	8,37%
Campos Tropicais e Subtropicais/ Savana/ Matagais	10	3,98%
Florestas Secas Tropicais e Subtropicais Latifoliadas	5	1,99%
Floresta Boreal/ Taiga	1	0,40%
Total	251	100,00%

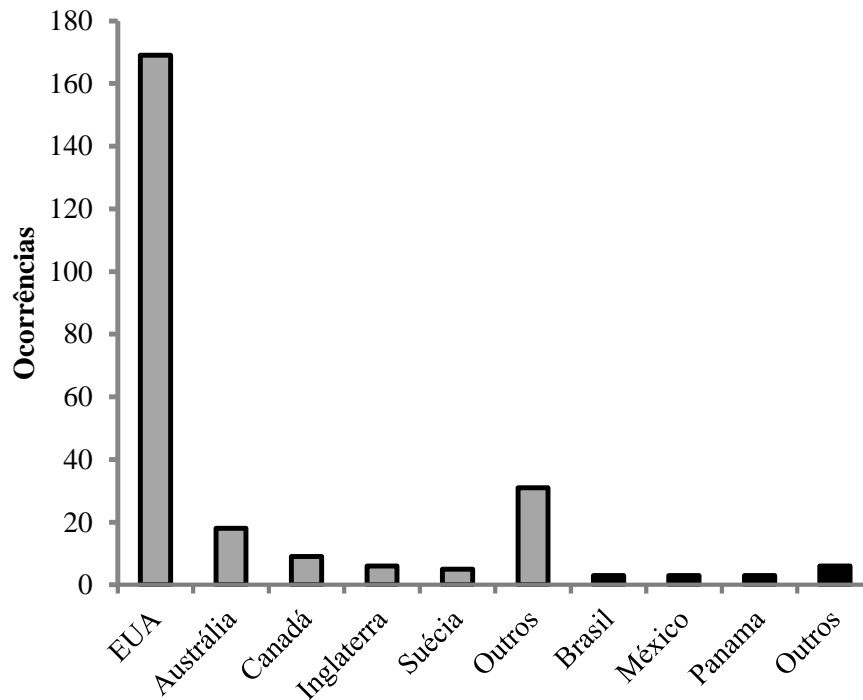


Figura 1 – Ocorrência bruta dos países indicados nos artigos abrangidos pela revisão. Diferenciação feita por grupos de IDH; muito alto e alto médio e baixo

O gênero *Pinus* foi o mais relevante para o hábito de crescimento arbóreo. A agressividade do gênero foi evidenciada nas últimas décadas (CÓBAR-CARRANZA et al., 2014), com ao menos dezenove espécies observadas invadindo ecossistemas naturais no hemisfério sul (RICHARDSON, 1998). Para espécie arbórea, *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle apareceu com a maior incidência. Seu caráter nocivo foi reportado nos Estados Unidos, Austrália e Europa (KOWARIK; SAUMEL, 2007; UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE - USDA, 2012; WEEDS AUSTRALIA, 2012), indicando indivíduos capazes de formar em pouco tempo populações homogêneas que dificultam principalmente o recobrimento e a restauração de vegetações nativas (BADALAMENTI; LaMANTIA, 2013). O gênero *Rubus* L. teve o maior destaque para arbustivas, sendo a espécie *Lantana camara* L. indicada como a mais frequente. Esta espécie é apontada por Sharma, Raghubanshi e Singh (2005) como uma das dez piores espécies invasoras do mundo, tendo sua agressividade agravada por possuir propriedades alelopáticas que favorecem a dominação de ambientes naturais (QIAOYING; SHAOLIN; YUNCHUN, 2009; GENTLE; DUGGIN, 1997). A família Asteraceae foi a mais representativa para as herbáceas, abrangendo o gênero e a espécie com maior incidência. Em gramíneas, o gênero *Bromus* L. foi destacado com 23,13% de ocorrências, acompanhado pela espécie *Bromus tectorum* L. com 6,58%. Esta gramínea se encontra em expansão na América do Norte

(MOSLEY; BUNTING; MANOUKIAN, 1999; SMITH; ENLOE, 2006), tendo focos documentados recentemente na América do Sul (SPEZIALE; LAMBERTUCCI; EZCURRA, 2014). Em altas densidades, *B. tectorum* favorece a proliferação de incêndios, criando um ciclo que promove sua persistência, propagação e diminuição de biodiversidade local (BROOKS et al., 2004; D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992). Para trepadeiras, a família e o gênero com maior incidência foram referentes à espécie *Lonicera japonica* Thunb., espécie considerada entre as mais agressivas invasoras nas florestas do sudoeste dos Estados Unidos. A lista completa de espécies competidoras reunidas nesta revisão se encontra no ANEXO A.

Tabela 4 – Espécies competidoras mais frequentes apontadas pela revisão, agrupadas por hábito de crescimento. Os valores correspondem à frequência obtida de cada família, gênero ou espécie sobre os valores máximos de ocorrência para cada hábito em particular

	Família	Gênero	Espécie
Arbórea	Pinaceae (15,52%)	<i>Pinus</i> L. (12,07%)	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle (6,90%)
	Fabaceae (10,34%)	<i>Ailanthus</i> Desf. (6,90%)	<i>Juniperus osteosperma</i> (Torr.) Little (3,45%)
	Salicaceae (6,90%)	<i>Acacia</i> Mill. (5,17%)	<i>Liquidambar styraciflua</i> L. (3,45%)
	Simaroubaceae (6,90%)	<i>Juniperus</i> L. (5,17%)	<i>Morella faya</i> (Aiton) Wilbur (3,45%)
		<i>Psidium</i> L. (5,17%)	<i>Pinus monophylla</i> Torr. & Frém. (3,45%)
		<i>Salix</i> L. (5,17%)	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine (3,45%) <i>Triadica sebifera</i> (L.) Small (3,45%) <i>Ulmus alata</i> Michx. (3,45%)
Arbustiva	Rosaceae (22,50%)	<i>Rubus</i> L. (12,50%)	<i>Lantana camara</i> L. (10,00%)
	Verbenaceae (10,00%)	<i>Lantana</i> L. (10,00%)	<i>Rosa multiflora</i> Thunb. (7,50%)
	Asteraceae (8,75%)	<i>Rosa</i> L. (10,00%)	<i>Elaeagnus umbellata</i> Thunb. (3,75%)
	Caprifoliaceae (7,50%)	<i>Lonicera</i> L. (6,25%)	<i>Lonicera maackii</i> (Rupr.) Herder (3,75%)
	Fabaceae (6,25%)		
Herbácea	Asteraceae (32,65%)	<i>Cirsium</i> Mill. (3,80%)	<i>Lactuca serriola</i> L. (2,21%)
	Brassicaceae (10,78%)	<i>Erodium</i> L'Hér. ex Aiton (3,65%)	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop. (2,06%)
	Fabaceae (8,08%)	<i>Centaurea</i> L. (3,33%)	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton (2,06%)
	Geraniaceae (4,75%)	<i>Polygonum</i> L. (3,16%)	<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wigg. (1,90%)
	Polygonaceae (4,75%)	<i>Sonchus</i> L. (2,38%)	<i>Plantago lanceolata</i> L. (1,74%)
Gramínea	Poaceae (97,28%)	<i>Bromus</i> L. (23,13%)	<i>Bromus tectorum</i> L. (6,58%)
	Cyperaceae (2,27%)	<i>Poa</i> L. (4,54%)	<i>Bromus diandrus</i> Roth (3,63%)
	Juncaceae (0,45%)	<i>Agropyron</i> Gaertn. (3,40%)	<i>Poa pratensis</i> L. (3,40%)
		<i>Avena</i> L. (3,40%)	<i>Bromus hordeaceus</i> L. (3,17%)
		<i>Elymus</i> L. (3,40%)	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould (3,17%)
Trepadeira	Caprifoliaceae (30,3%)	<i>Lonicera</i> L. (30,30%)	<i>Lonicera japonica</i> Thunb. (30,30%)
	Convolvulaceae (24,24%)	<i>Convolvulus</i> L. (21,21%)	<i>Convolvulus arvensis</i> L. (21,21%)
	Asteraceae (9,09%)	<i>Celastrus</i> L. (6,06%)	
	Celastraceae (6,06%)	<i>Mikania</i> Willd. (6,06%)	

Os principais agentes determinantes de intervenções de restauração, no contexto desse trabalho, foram a invasão de espécies não nativas (30,5%), a agricultura (26,5%) e o pastoreio (19,4%), o que evidencia a importância do controle de populações invasoras no contexto da restauração ecológica. Na tentativa de reverter estes processos, estratégias de restauração são empregadas, variando de acordo com a fisionomia dos ambientes manejados (Figura 2). Para campos e ambientes arbustivos como savanas, a principal ferramenta utilizada foi a semeadura. Já em florestas e áreas úmidas, o plantio de mudas se enquadra como a técnica empregada com maior frequência. Esta diferença de métodos se dá principalmente pela maior dificuldade na obtenção de sementes florestais e em menores taxas de germinação e estabelecimento (ARAKI, 2005) de espécies arbóreas em relação a herbáceas (TOEROEK et al., 2010), implicando em um aumento de custos necessário para restauração de tais fisionomias. Aronson et al. (2010) em meta análise ampla sobre restauração e reabilitação indicou que a utilização de métodos passivos correspondeu à 8,2% das técnicas utilizadas, valor inferior aos 35,11% encontrados nesta revisão, principalmente por representar uma parcela focada em manejo de competidoras do total de artigos sobre projetos de restauração.

Fisionomias: Estratégias de Restauração

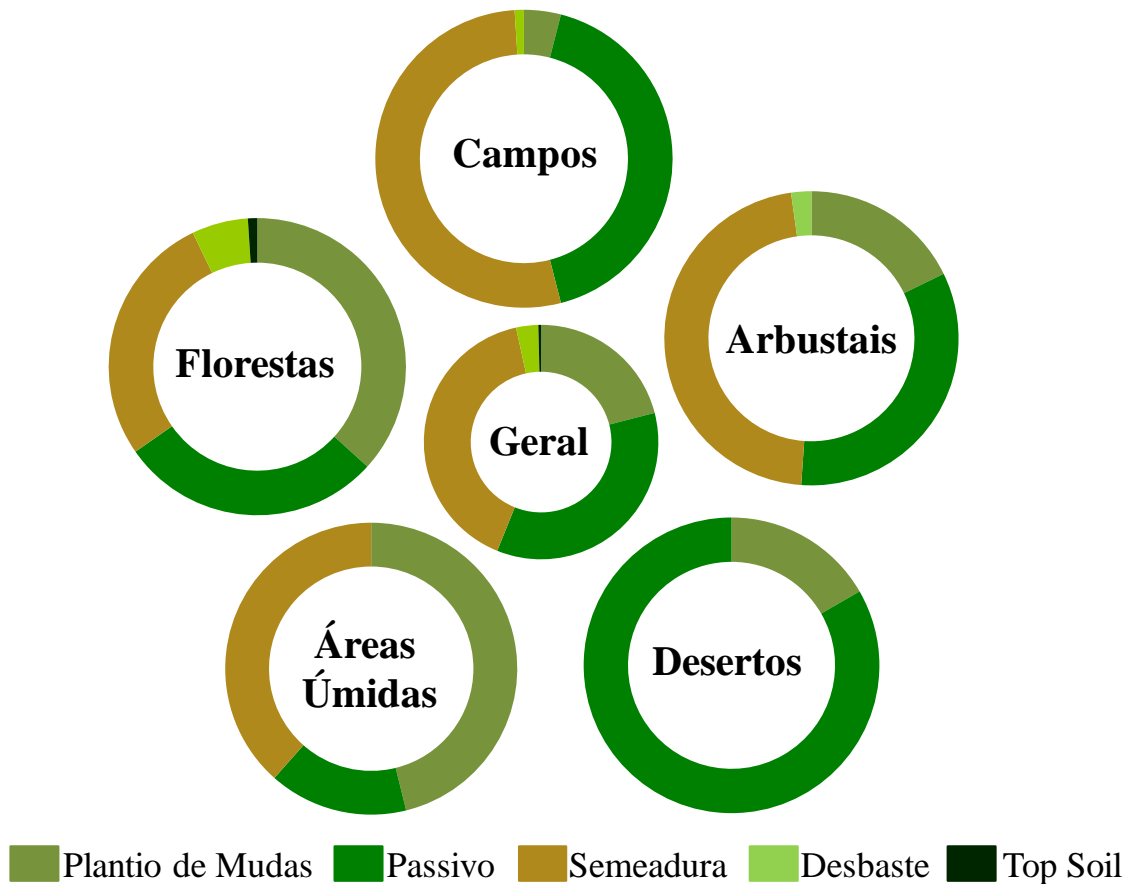


Figura 2 – Estratégias de Restauração em relação a diferentes fisionomias vegetais

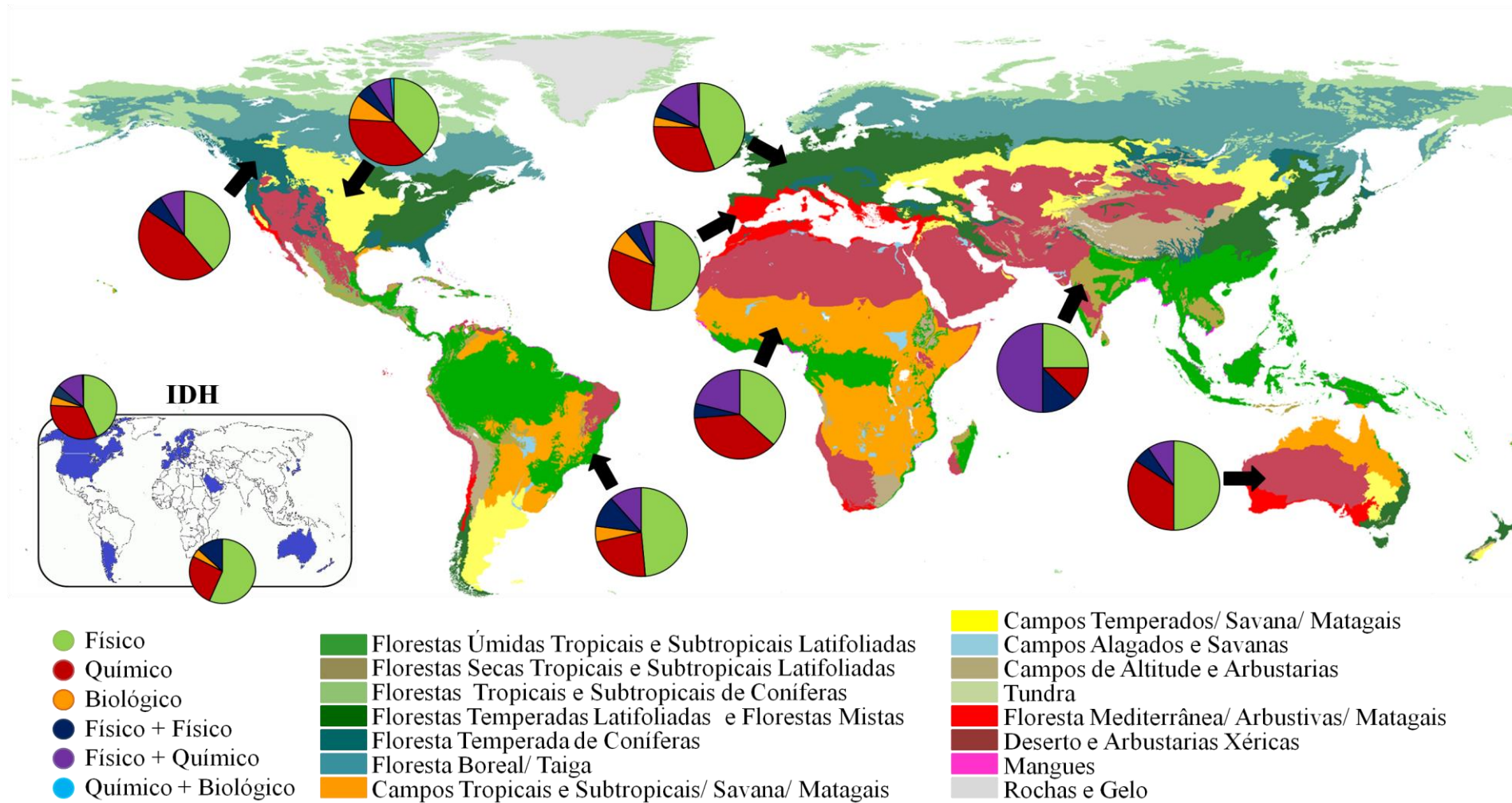


Figura 3 - Distribuição de manejos físico, químico, biológico e consórcios para os biomas mundiais. Cada gráfico representa o bioma referente à cor indicada pela seta. No canto inferior esquerdo, se encontra a distribuição de manejos em relação ao Índice de Desenvolvimento Humano (IDH). Os países em destaque correspondem ao grupo de IDH muito alto, demonstrado pelo gráfico superior. Os países com IDH alto, médio e baixo correspondem ao gráfico inferior. Gráfico base retirado de Olson et al. (2001)

De modo geral, o manejo físico apresentou maior frequência de uso em relação ao químico nos biomas mundiais (Figura 3), alcançando 44,1 % de ocorrência para a análise total dos artigos. As únicas ecorregiões que se diferenciaram das demais foram as Florestas Temperadas de Coníferas, com destaque para o controle de competidoras com herbicidas e as Florestas Secas Tropicais e Subtropicais Latifoliadas, com predominância do consórcio de intervenções físicas com químicas. As Florestas de Coníferas, por possuírem espécies mundialmente utilizadas para fins silviculturais, como o gênero *Pinus* (MEAD, 2013), provavelmente apresentam uma tecnificação mais desenvolvida de seus plantios e aspectos de manejo de competidoras, explicando o diferente comportamento em relação às demais regiões. Para diferenciação entre IDH, apesar do manejo físico prevalecer nas comparações dos dois grupos, pode-se indicar uma porcentagem mais acentuada para países com alto, médio e baixo desenvolvimento humano em relação aos países com desenvolvimento muito alto, com utilização inferior de herbicidas também observada pela ausência de consórcio 'Físico + Químico'. Tal fato pode ser interpretado principalmente pelo elevado custo da mão de obra de países com IDH muito alto (MAGERA, 2003), uma vez que a aplicação de herbicidas requer menor uso de mão de obra e necessita de um período maior para que seja necessária uma nova intervenção, reduzindo a necessidade de custos com serviço (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). Em países com menor IDH, o valor do produto químico se mantém, porém a oferta de mão de obra tem maior abundância, podendo compensar economicamente intervenções físicas. Outra questão seria a falta de conhecimento técnico que pode muitas vezes limitar a utilização do manejo químico.

A roçada se enquadrou como a intervenção física com maior frequência nas áreas estudadas, com 35% de todos os artigos analisados, seguido pela queimada controlada com 34% e remoção manual com 23% (Figura 4). As Florestas Secas Tropicais e Subtropicais Latifoliadas apresentaram como manejo predominante a utilização de tratores Bulldozer. A grande maioria dos artigos analisados para este bioma estudaram áreas hawaiianas, que possuem grandes extensões de depósito de lava como substrato. Cabin et al. (2002) indica que a utilização do bulldozer, apesar de agressiva ecologicamente, pode ter sido benéfica neste contexto por remover os indivíduos com raízes e aumentar a disponibilidade de água no solo via fragmentação do substrato de lava. Para Florestas Temperadas de Coníferas, a queimada controlada foi indicada como o manejo prioritário. O bioma, adaptado ao fogo, sofreu grandes alterações ecológicas em sua estrutura e composição devido a supressão de queimadas por políticas de controle (KEANE et al., 2002; HESSBURG; AGEE; FRANKLIN, 2005),

resultando em maciços desprovidos de subdossel (COVINGTON; MOORE, 1994; LAUGHLIN; MOORE; FULE, 2011) que reduzem a biodiversidade e favorecem a invasão por espécies exóticas, necessitando intervenções de controle. Neste contexto, as queimadas atuam na ciclagem de nutrientes, o que auxilia a reestruturação do ecossistema. Esta diferenciação salienta que o manejo de espécies competidoras deve variar de acordo com as características intrínsecas a cada bioma. Países com IDH muito alto apresentaram a queimada controlada como manejo físico principal, enquanto a roçada foi a intervenção mecânica dominante para o grupo com menor IDH.

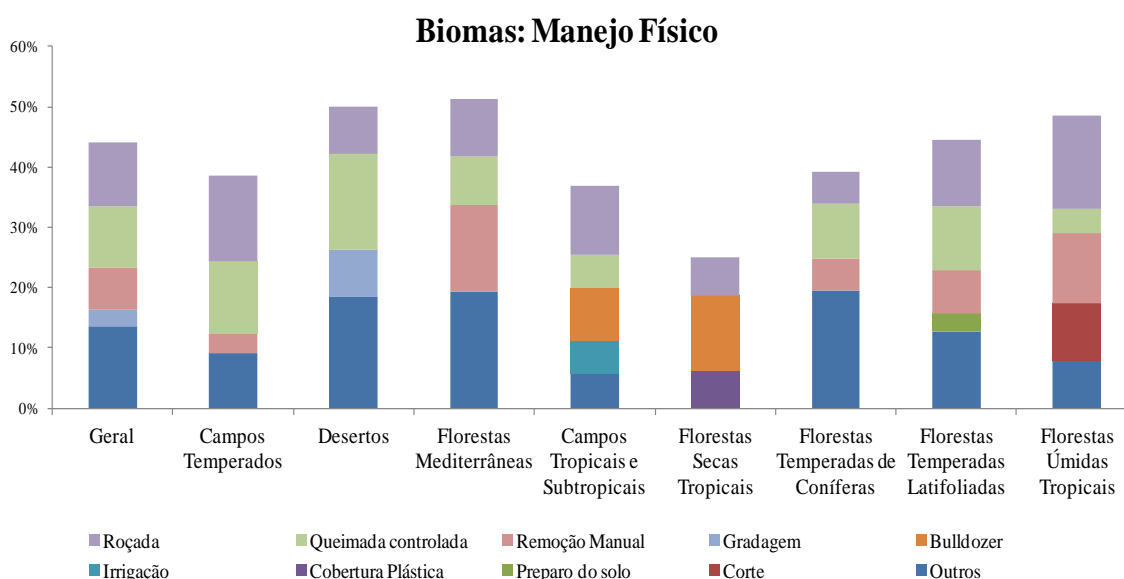


Figura 4 – Intervenções físicas mais frequentes discriminadas. O valor máximo das colunas corresponde ao manejo físico bruto para cada bioma

O manejo químico representou 32,13% do total de intervenções citados nos artigos, não sendo constituído unicamente por herbicidas. Cerca de 5,6 % do controle químico foi referente a práticas isentas da utilização de defensivos fitossanitários, como a aplicação de sacarose em solo para redução de disponibilidade de nutrientes. Os herbicidas mais utilizados foram o Glyphosate, Imazapic, Imazapyr e Triclopyr com respectivamente 35,9 %, 7,7 %, 5,6 % e 5,6 % do total de intervenções químicas (Figura 5), sendo a mistura Glyphosate + Imazapyr utilizada com maior frequência (2,1%). Foram abordados 34 princípios ativos com 11 vias metabólicas diferentes, predominando as características do glyphosate; único herbicida Inibidor de EPSP's, com 41,9 %, e pós-emergentes com 67,8 % dos produtos químicos utilizados (Figura 6). Para os biomas, o glyphosate predominou como herbicida mais utilizado, com via metabólica e período de aplicação similares ao panorama geral. Para Florestas Secas Tropicais, o principio ativo triclopyr teve a maior utilização, principalmente

por ter abrangido artigos que tinham como foco espécies competidoras arbustivas, uma vez que é amplamente utilizado em espécies lenhosas (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY- EPA, 1998). O fluazifop-p-butyl, herbicida específico para gramíneas, teve a maior utilização para Florestas Mediterrâneas, apesar de apresentar alta toxicidade para peixes e invertebrados aquáticos (TU et al., 2001). O bioma de Desertos foi o único que apresentou predominância para períodos de aplicação em pré e pós-emergência, uma vez que contou com destaque para o princípio ativo imazapic, inibidor ALS, em conjunto com outros ingredientes ativos do mesmo grupo indicados em menor frequência (rimsulfuron, sulfometuron e chlorsulfuron). Estes defensivos apresentam a vantagem de permanecerem ativos em solo controlando espécies competidoras por um maior período (OLIVEIRA Jr., 2011). Não houve diferenciação em relação à classificação por IDH, indicando para ambos os grupos o herbicida glyphosate como mais utilizado.

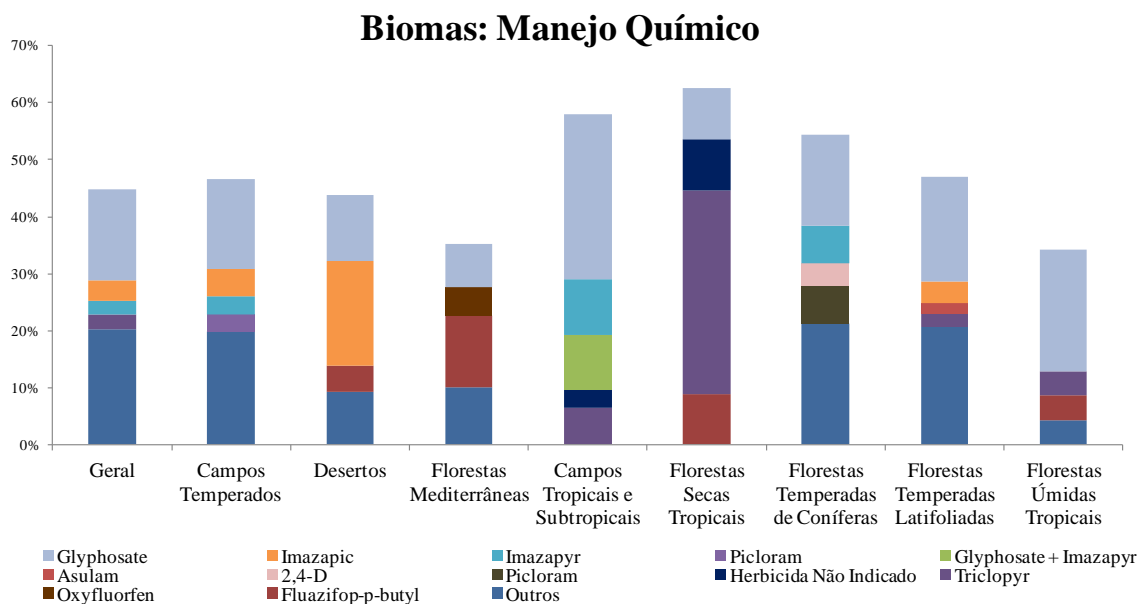


Figura 5 – Ingredientes ativos mais frequentes discriminados. O valor máximo das colunas corresponde ao manejo químico bruto somado aos consórcios químico + físico e químico + biológico brutos para cada bioma

Biomass: Características dos Herbicidas empregados

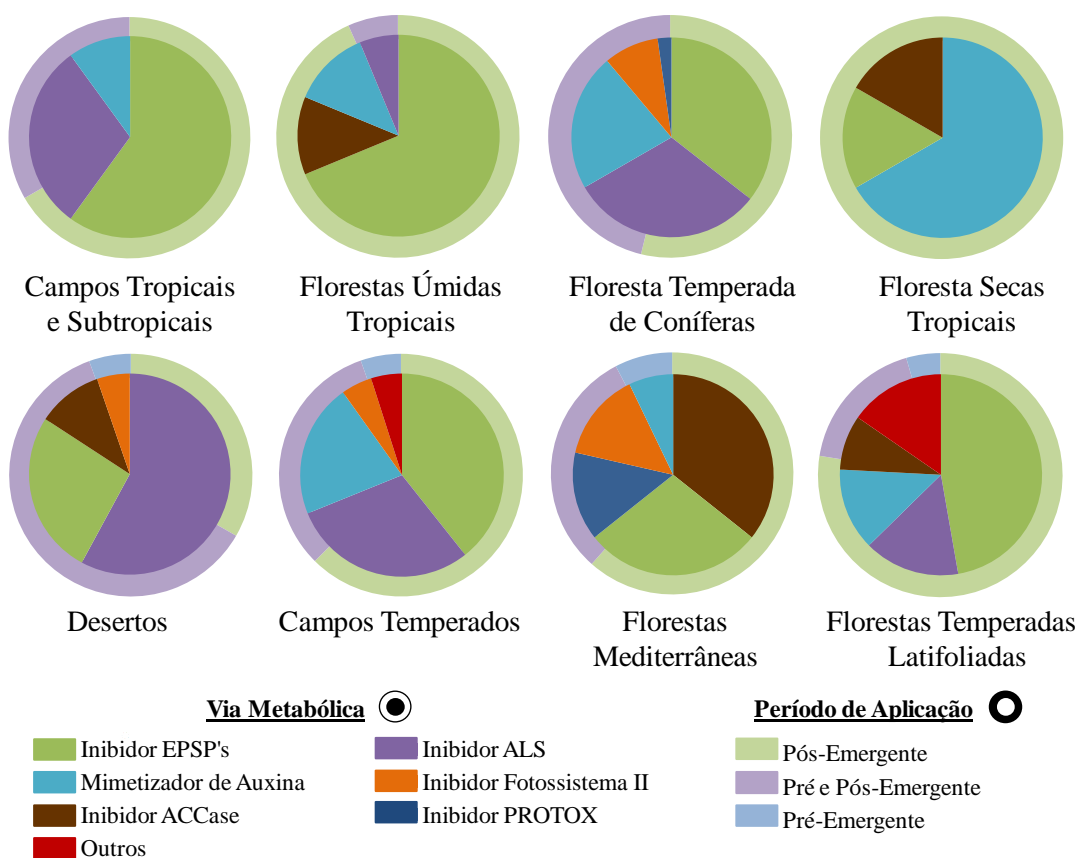


Figura 6 – Características relacionadas aos ingredientes ativos de herbicidas mais frequentes para cada bioma. Os gráficos ao centro se referem à via metabólica enquanto que os periféricos se referem ao período de aplicação

O controle biológico de plantas competidoras correspondeu a 4,8% do total observado, com predominância para o pastoreio com 81% destas intervenções. Cutting e Hough-Goldstein (2013) testaram o coleóptero *Rhinoncomimus latipes* Korotyaev contra a trepadeira invasora *Persicaria perfoliata* [L.] H. Gross, indicando efeitos positivos do biocontrole e semeadura na supressão da mesma. O consórcio de 'Físico + Químico' teve como manejos principais a 'Roçada + Glyphosate', 'Glyphosate + Gradagem' e 'Queimada controlada + Imazapic' com respectivamente 21,2 %, 10,6 % e 7,6 % do total deste consórcio. A prática de 'Anelamento + Triclopyr' teve destaque para espécies lenhosas arbóreas/arbustivas, com 6,06 % de ocorrência para o consórcio.

A família Poaceae apresentou a maior frequência em todos os biomas analisados (Tabela 5). Apesar disto, somente as ecorregiões que ocorrem predominantemente em áreas tropicais indicaram a maior porcentagem de espécies competidoras com hábito de gramíneas (Figura 7), demonstrando que a problemática ligada a gramíneas exóticas agressivas, embora

seja uma questão mundial, está relacionada principalmente à restauração nos trópicos. Os biomas de regiões temperadas, juntamente aos desertos e florestas mediterrâneas tiveram o gênero *Bromus* L. em destaque. Twidwell et al. (2012) comenta que as espécies invasoras apontadas como mais habituais em campos após queimadas são *Bromus tectorum* L. no noroeste dos Estados Unidos (Mack, 1981), *Andropogon gayanus* Kunth na Austrália (ROSSITER et al., 2003) e *Pennisetum ciliare* (L.) Link na Austrália (BUTLER; FAIRFAX, 2003) e México (STEVENS; FALK, 2009). Para Campos Tropicais e subtropicais, a espécie *Bothriochloa ischaemum* (L.) Keng foi a mais frequente. Esta espécie se tornou problemática pois, além de possuir características favoráveis à invasoras como tolerância à seca e distúrbios e ser altamente competitiva (JUNG et al., 1990), foi utilizada para estabilização de solo em programas de conservação (ROBERTSON et al., 2013) se difundindo em áreas de vegetação natural. Recentes estudos evidenciaram que monoculturas de *Bothriochloa ischaemum* (L.) Keng diminuem a diversidade e abundância de fauna e flora (GABBARD; FOWLER, 2007; HICKMAN et al., 2007), sugerindo que em conjunto com outras espécies invasoras, como *Bromus tectorum* L., estas competidoras têm a capacidade de alterar significativamente funções ecológicas de ecossistemas naturais (RUFFNER; BARNES, 2012). Para Florestas Úmidas Tropicais, o gênero *Urochloa* P. Beauv. foi indicado com maior presença em áreas de restauração. O gênero, por ser altamente competitivo e ter elevada produção de biomassa, é responsável por perdas silviculturais e pela restrição ao estabelecimento de processos de sucessão em plantios de reflorestamento (CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010; AIDE et al., 1995; DOUST; ERSKINE; LAMB, 2008; CHEUNG; LIEBSCH; MARQUES, 2010), podendo levar ao insucesso de projetos de restauração. Países com IDH muito alto tiveram o gênero *Bromus* L. mais presente, enquanto o grupo com menor IDH apresentou o gênero *Urochloa* em destaque.

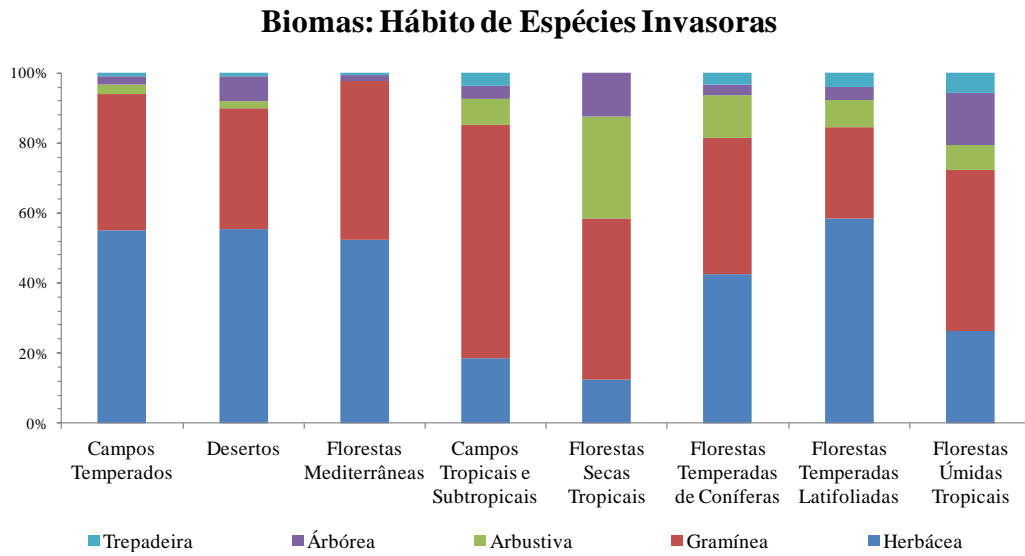


Figura 7 - Frequência de hábito de crescimento vegetal relacionado às espécies competitivas obtidas para cada bioma

Tabela 5 – Espécies competidoras mais frequentes apontadas pela revisão, agrupadas por bioma. Os valores correspondem à frequência obtida de cada família, gênero ou espécie sobre os valores máximos de ocorrência para cada bioma em particular (continua)

	Família	Gênero	Espécie
Campos Tropicais e Subtropicais	Poaceae (64,29%)	<i>Bothriochloa</i> Kuntze (10,71%)	<i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng (18,18%)
	Euphorbiaceae (7,14%)	<i>Dichanthium</i> Willem.(10,71%)	<i>Dichanthium annulatum</i> (Forssk.) Stapf (7,14%)
	Asteraceae (7,14%)	<i>Pennisetum</i> Rich. ex Pers. (7,14%)	<i>Pennisetum setaceum</i> (Forssk.) Chiov. (7,14%)
Campos Temperados	Poaceae (37,90%)	<i>Bromus</i> L. (10,50%)	<i>Agropyron cristatum</i> (L.) Gaertn. (4,57%)
	Asteraceae (16,89%)	<i>Poa</i> L. (5,94%)	<i>Poa pratensis</i> L. (4,11%)
	Brassicaceae (7,31%)	<i>Agropyron</i> Gaertn. (4,57%)	<i>Bromus inermis</i> Leyss. (3,65%)
	Fagaceae (7,31%)	<i>Melilotus</i> Mill. (2,28%)	<i>Bromus tectorum</i> L. (3,20%)
	Chenopodiaceae (3,20%)	<i>Taraxacum</i> F.H. Wigg. (2,28%)	<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wigg. (2,28%)
Desertos	Poaceae (34,65%)	<i>Bromus</i> L. (17,82%)	<i>Bromus tectorum</i> L. (14,85%)
	Brassicaceae (12,87%)	<i>Pinus</i> L. (4,95%)	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton (3,96%)
	Asteraceae (11,88%)	<i>Sisymbrium</i> L. (4,95%)	<i>Lactuca serriola</i> L. (3,96%)
	Chenopodiaceae (4,95%)		<i>Sisymbrium altissimum</i> L. (3,96%)
	Pinaceae (4,95%)		<i>Taeniatherum caput-medusae</i> (L.) Nevski (3,96%)
Florestas Mediterrâneas	Poaceae (45,39%)	<i>Bromus</i> L. (20,57%)	<i>Bromus diandrus</i> Roth (7,80%)
	Asteraceae (18,44%)	<i>Avena</i> L. (7,80%)	<i>Bromus hordeaceus</i> L. (4,96%)
	Brassicaceae (9,22%)	<i>Erodium</i> L'Hér. ex Aiton (7,80%)	<i>Hirschfeldia incana</i> (L.) Lagr.- Foss. (4,26%)
	Geraniaceae (8,51%)	<i>Hirschfeldia</i> Moench (4,96%)	<i>Lactuca serriola</i> L. (3,55%)
	Fabaceae (3,55%)		<i>Lolium perenne</i> L. (3,55%)
Florestas Secas Tropicais	Poaceae (4,57%)	<i>Rubus</i> L. (16,67%)	<i>Lantana camara</i> L. (8,33%)
	Rosaceae (1,83%)	<i>Pennisetum</i> Rich. ex Pers. (12,50%)	<i>Microlaena stipoides</i> (Labill.) R. Br. (8,33%)
	Myricaceae (0,91%)	<i>Lantana</i> L. (8,33%)	<i>Morella faya</i> (Aiton) Wilbur (8,33%)
	Verbenaceae (0,91%)	<i>Microlaena</i> R. Br. (8,33%)	<i>Pennisetum setaceum</i> (Forssk.) Chiov. (8,33%)
		<i>Morella</i> Lour. (8,33%)	<i>Rubus rosifolius</i> Sm. (8,33%)

Tabela 5 – Espécies competidoras mais frequentes apontadas pela revisão, agrupadas por bioma. Os valores correspondem à frequência obtida de cada família, gênero ou espécie sobre os valores máximos de ocorrência para cada bioma em particular (conclusão)

	Família	Gênero	Espécie
Florestas Temperadas de Coníferas	Poaceae (37,30%)	<i>Bromus</i> L. (8,73%)	<i>Bromus tectorum</i> L. (5,56%)
	Asteraceae (19,05%)	<i>Centaurea</i> L. (5,56%)	<i>Centaurea stoebe</i> L. (3,97%)
	Fabaceae (6,35%)	<i>Cirsium</i> Mill. (4,76%)	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten. (3,17%)
	Rosaceae (3,97%)	<i>Poa</i> L. (3,97%)	<i>Dactylis glomerata</i> L. (2,38%)
		<i>Polygonum</i> L. (3,17%)	<i>Thinopyrum intermedium</i> (Host) Barkworth & D.R. Dewey (2,38%)
		<i>Thinopyrum</i> Á. Löve (3,17%)	
Florestas Temperadas Latifoliadas	Poaceae (25,28%)	<i>Bromus</i> L. (3,96%)	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop. (1,70%)
	Asteraceae (20,94%)	<i>Polygonum</i> L. (3,21%)	<i>Lonicera japonica</i> Thunb. (1,70%)
	Fabaceae (6,23%)	<i>Cirsium</i> Mill. (2,83%)	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist (1,51%)
	Brassicaceae (4,72%)	<i>Lonicera</i> L. (2,45%)	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould (1,51%)
	Polygonaceae (4,72%)		<i>Microstegium vimineum</i> (Trin.) A. Camus (1,51%)
		<i>Plantago lanceolata</i> L. (1,51%)	
Florestas Úmidas Tropicais	Poaceae (42,53%)	<i>Urochloa</i> P. Beauv. (5,75%)	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv. (3,45%)
	Asteraceae (12,64%)	<i>Ageratum</i> L. (3,45%)	<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R. Webster (3,45%)
	Fabaceae (4,60%)	<i>Eragrostis</i> von Wolf (3,45%)	
	Cyperaceae (3,45%)	<i>Melinis</i> P. Beauv. (3,45%)	
	Dennstaedtiaceae (3,45%)	<i>Psidium</i> L. (3,45%)	
	Mirtaceae (3,45%)	<i>Pteridium</i> Gleditsch ex Scop. (3,45%)	

Evolução do Manejo de Invasoras no Mundo

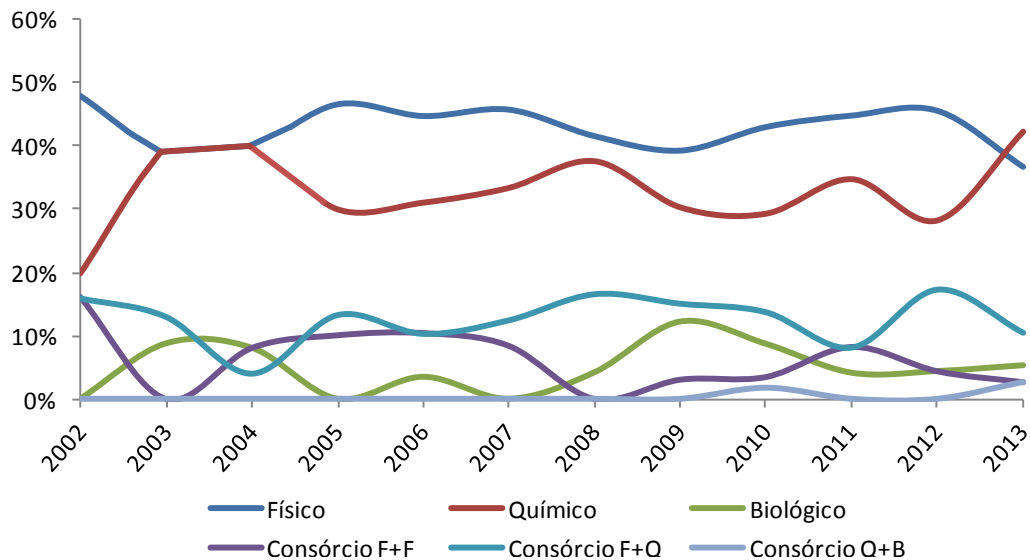


Figura 8 – Evolução do manejo de espécies competidoras relacionado aos últimos anos compreendidos na revisão

Ao longo dos anos, os diferentes métodos de controle de plantas competidoras em áreas de restauração mantiveram um padrão constante para os artigos analisados (Figura 8), com o manejo físico se sobressaindo em relação aos demais até o ano de 2012. Apesar de funcional, esta metodologia demanda altas despesas (SIMBERLOFF, 2011), sendo de aplicação limitada em projetos de larga escala. Foi observado grande número de artigos analisando métodos economicamente inviáveis, como cobertura com lonas plásticas ou mesmo remoção manual de competidoras, podendo indicar um distanciamento entre as recomendações da pesquisa e a prática da restauração ecológica em projetos. Ademais, as técnicas físicas representam o menor valor tecnológico agregado possível para uma intervenção de controle de competidoras. Assim, pode-se supor que os avanços científicos não estão sendo suficientes para desenvolver e testar tecnologias efetivas, específicas e capazes de enfrentar vigorosamente o perfil competitivo que as invasões ecológicas apresentam ou que exista algum fator externo, como receio ou preconceito, que esteja impedindo o estudo destas tecnologias.

Apesar de eficazes e com baixo custo de intervenção, o controle de espécies competidoras com herbicidas em projetos de restauração possui um potencial de poluição ambiental que deve ser avaliado. Assim, é necessário compreender os reais riscos ambientais que os principais princípios ativos utilizados exercem sobre ecossistemas. Atualmente, o glyphosate é o princípio ativo mais empregado em áreas de restauração, principalmente por

possuir amplo espectro de ação e baixo custo de aplicação (TOLEDO et al., 2003). Seu mecanismo de ação está relacionado à inibição enzimática da rota do ácido chiquímico, acarretando à redução dos aminoácidos aromáticos. Como mamíferos, peixes, sapos e organismos bentônicos não possuem esta via metabólica, a molécula não atua sobre os mesmos, acarretando sua baixa toxicidade aguda (GIESY; DOBSON; SOLOMON, 2000; TSUI; CHU, 2004; MOORE et al., 2011) e sua classificação no grupo E de carcinogenicidade (EPA, 1993), o mais baixo dentre os herbicidas atualmente em uso. Para a comunidade microbiana, experimentos realizados sobre o impacto do herbicida em solos florestais na Califórnia, EUA, concluíram que a dose recomendada do produto formulado teve efeito benigno na estrutura da comunidade (RATCLIFF; BUSSE; SHESTAK, 2006), com resultados semelhantes para solos brasileiros (ARAUJO; MONTEIRO; ABAKERLI, 2003). Sobre a ecotoxicidade de seu metabólito, AMPA, poucos estudos foram conduzidos, porém revisões indicam que a molécula possui toxicidade menor que o glyphosate em si (GIESY; DOBSON; SOLOMON, 2000).

A mobilidade do herbicida glyphosate é classificada como muito baixa, com potencial de lixiviação ínfimo, principalmente pela sua molécula possuir um grupo fosfatado (BORGGAARD; GIMSING, 2008), adsorvendo fortemente aos óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio no solo (VAN OLPHEN; FRIPIAT, 1979). Assim, o glyphosate tende a não permanecer longos períodos reativo em solo; ou está fortemente adsorvido, ou é degradado quando liberado em solução. Devido a esta alta afinidade com solos, seu $t_{1/2}$ de mineralização pode alcançar 782 dias (PRATA, 2002), possuindo no entanto $t_{1/2}$ de dissipação que variam entre 2 e 197 dias, e 76 e 240 dias para seu metabólito AMPA (GIESY; DOBSON; SOLOMON, 2000). Poucos episódios de detecção em água de subsuperfície foram apontados, sendo os casos observados em países com características de clima e solo predominantemente de regiões temperadas, principalmente em áreas com sistema de drenagem por canais (KJÆR et al., 2005). Em nenhum destes eventos a concentração ultrapassou o limite máximo estabelecido pelos Estados Unidos em $700 \mu\text{g L}^{-1}$ (BORGGAARD; GIMSING, 2005). Apesar do comportamento considerado seguro ambientalmente, resultados recentes apontaram que o glyphosate pode ser carregado por água de enxurrada, alcançando águas superficiais (DAOUK; ALENCASTRO; PFEIFER, 2013; LANDRY et al., 2005). Em revisão conduzida por Reichenberger et al. (2007), os autores indicam que faixas de gramíneas localizadas nas extremidades inferiores das áreas analisadas são efetivas na mitigação da entrada de pesticidas transportados por sedimentos em corpos hídricos. Apesar do tamanho necessário variar de

acordo com as características de cada local, os autores chegaram a um valor mínimo de oito metros de largura para faixas de vegetação com redução satisfatória do transporte de glyphosate, confirmados por Lin et al. (2011).

As imidazolinonas, grupo a que os herbicidas imazapyr e imazapic pertencem, são herbicidas pré e pós-emergentes altamente seletivos que controlam um largo espectro de folhas largas de ciclo anual. Sua utilização é ampla devido à sua versatilidade, baixa toxicidade, segurança ambiental (OLIVEIRA Jr., 2010) e período prolongado de ação no solo. Atuando na inibição da ALS, estes herbicidas agem no bloqueio da síntese de aminoácidos, vetando a produção de aminoácidos de cadeia ramificada (valina, leucina e isoleucina) (STIDHAM; SINGH, 1991) e, assim como o glyphosate, eliminam as plantas manejadas por inanição e seus processos decorrentes. Como animais não possuem esta rota metabólica uma vez que necessitam ingerir tais aminoácidos (OLIVEIRA Jr., 2010), a toxicidade do grupo é considerada baixa para pássaros, mamíferos, peixes (TU et al., 2001) e organismos bentônicos (FOWLKES et al., 2003), sendo classificada no Grupo E de carcinogenicidade (EPA, 2006).

Por serem altamente solúveis em água e possuírem atividade pré-emergente, ou seja, permanecerem ativas no solo por longos períodos após aplicação com ação sobre sementes que venham a germinar, as imidazolinonas apresentam alto risco de contaminação de fontes de água (KRAEMER et al., 2009). Börjesson, Torstensson e Stenström (2004) apontam que resíduos de imazapyr foram encontrados em águas subterrâneas em áreas manejadas com o herbicida oito anos antes. O movimento das imidazolinonas é altamente variável em relação à textura, umidade, temperatura e pH do solo (KOSKINEN; HARPER, 1990; WANG; WEIPING, 1999), apresentando correlação negativa ao teor de matéria orgânica e argila (INOUE et al., 2002). Essa variação dificulta a obtenção de uma recomendação única para áreas naturais (KRAEMER et al., 2009), sendo indicado evitar a aplicação em locais com lençol freático pouco profundo e épocas de precipitação intensa (SOUZA et al., 1999; INOUE et al., 2007). Apesar de possuírem propriedades muito próximas, os herbicidas imazapyr e imazapic diferem basicamente pelo radical do grupo piridina, que apesar de não ter atividade na inibição da ALS, exerce efeito diferencial sobre o seu comportamento ambiental (TAN et al., 2005). Em solo, a principal via de degradação dos imidazolinonas é a microbiana com pequena contribuição da fotólise (OLIVEIRA Jr., 2010; WANG et al., 2005), com meia vida de 120 dias para imazapic (VENCILL, 2002) e entre 25 e 141 dias para Imazapyr (TU et al., 2001). Para utilização de imazapyr em áreas naturais, cuidados adicionais devem ser considerados uma vez que relatórios da ONG The Nature Conservance (TNC) indicam que o

herbicida pode ser exsudado pelas raízes de plantas alvo, atingindo espécies do entorno (TU et al., 2001).

O triclopyr pertence ao grupo de herbicidas reguladores de crescimento por mimetizar as propriedades do hormônio vegetal auxina (OLIVEIRA Jr., 2010), causando crescimento desorganizado dos tecidos e levando à morte das plantas aplicadas. Ele é importante no manejo de espécies competidoras principalmente por ser seletivo para gramíneas em geral, controlando com grande eficiência espécies herbáceas e lenhosas (PETTY; GETSINGER; WOODBURN, 2003). Além de não possuir exsudação radicular, sua utilização em geral é pontual, com aplicação sobre troncos ou tocos, o que gera maior segurança ambiental do que o manejo por aspersão foliar. São comercializadas duas formulações do ingrediente ativo; triclopyr triethylamine salt e triclopyr butoxythyl ester, as quais possuem propriedades ambientais profundamente distintas. A forma éster apresenta maior adsorção aos compostos do solo, principalmente a fração orgânica que, aliada a sua menor solubilidade em água, resulta em um potencial de mobilidade reduzido (TU et al., 2001). Este fator acarreta sua maior persistência em ambientes aquáticos em comparação ao sal, uma vez que sua degradação via hidrólise é limitada. Outro ponto seria a volatilidade elevada que a forma éster possui, conferindo maiores riscos de deriva ao herbicida (HELLING; KEARNEY; ALEXANDER, 1971). Apesar da forma salina apresentar potencial de lixiviação no perfil do solo, ambas moléculas se decompõem no composto parental triclopyr ácido, que apresenta maiores taxas de adsorção e assim menor mobilidade (STEPHENSON et al., 1990), porém ainda com chances de lixiviação (EPA, 1998). Por adsorver ao solo, o herbicida apresenta a possibilidade de movimentação via runoff, no entanto são poucos os estudos que abordaram este tema. Em solo, as moléculas apresentam curta persistência (SANTOS et al., 2006), com tempo de meia vida médio de 30 dias, degradadas por processos de hidrólise e fotólise e tendo o metabolismo microbiano como via preferencial (NEWTON et al., 1990).

Sobre as propriedades toxicológicas, o triclopyr deve ser usado com cautela uma vez que possui um maior potencial de danos ambientais. Apesar ser enquadrado no grupo D de carcinogenicidade, não classificável como carcinogênico, a forma éster é indicada como moderadamente a altamente tóxico a peixes de água doce e invertebrados marinhos, levemente a moderadamente tóxico para invertebrados de água doce e altamente tóxico para peixes marinhos. A forma salina foi apontada como não tóxica a levemente tóxica somente para pássaros e invertebrados marinhos (EPA, 1998). Ainda que a utilização do composto seja feita com baixa abrangência ambiental, as características tóxicas aliadas a alta solubilidade ou

possibilidade de runoff de certas formas do herbicida apontam que principalmente em áreas de restauração, devem ser observadas todas as medidas mitigatórias e de segurança possíveis para o controle de plantas competidoras com o herbicida triclopyr.

Na utilização de herbicidas em áreas naturais, é importante observar que a classe toxicológica dos produtos comerciais varia conforme sua composição. Isto é, apesar do ingrediente ativo ter certa toxicidade, o herbicida utilizado em campo possui outros componentes em sua formula, os chamados adjuvantes, que podem aumentar a toxicidade do produto (FOLMAR; SANDERS; JULIN, 1979; GIESY; DOBSON; SOLOMON, 2000; TRUMBO; WALIGORA, 2009). O imazapyr, por exemplo, apesar de apresentar baixa toxicidade, possui algumas formulações que podem causar danos oculares irreversíveis quando em contato (TU et al., 2001). Howe et al. (2004) em estudo comparativo sobre toxicidade aguda entre produtos comerciais de glyphosate indicou que o surfactante POEA, utilizado em formulações de Roundup®, apresentou maior toxicidade sobre anfíbios, seguido pelos produtos em que o surfactante fazia parte da composição. A molécula glyphosate e outras composições comerciais não apresentaram toxicidade aguda, demonstrando que o surfactante POEA é o responsável por possíveis níveis de toxicidade de produtos formulados (PERKINS; BOERMANS; STEPHENSON, 2000; GIESY; DOBSON; SOLOMON, 2000). Desta forma, é importante a escolha criteriosa do formulado que será utilizado em áreas naturais, uma vez que a presença e concentração de adjuvantes tende a influenciar mais o risco ambiental do produto do que muitas vezes o próprio ingrediente ativo.

2.4 Conclusão

O manejo de plantas competidoras é de fundamental importância na manutenção da biodiversidade de ecossistemas e no sucesso de projetos de restauração. Tanto o controle físico como a aplicação de herbicidas, principalmente glyphosate, são muito usados nos vários biomas mundiais para controlar plantas competidoras em projetos de restauração, com destaque para gramíneas e herbáceas.

Referencias

AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; HERRERA, L.; ROSARIO, M.; SERRANO, M. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 77, p. 77–88, 1995.

ARAKI, D.F. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas.** 2005. 120p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

ARAÚJO, A.S.F.; MONTEIRO, R.T.R.; ABAKERLI, R.B. Effect of glyphosate on the microbial activity of two Brazilian soils. **Chemosphere**, Oxford, v. 52, p. 799-804, 2003.

ARONSO, J.; ALEXANDER, S. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. **Restoration ecology**, Malden, v. 21, n. 3, p. 293-296, 2013.

ARONSON, J.; BLIGNAUT, J.N.; MILTON, S.J.; LE MAITRE, D.; ESLER, K.J.; LIMOUZIN, A.; FONTAINE, C.; DE WIT, M.P.; MUGIDO, W.; PRINSLOO, P.; VAN DER ELST, L.; LEDERER, N. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (2000–2008) in restoration ecology and 12 other scientific journals. **Restoration Ecology**, Malden, v. 18, n. 2, p. 143–154, 2010.

BADALAMENTI, E.; LA MANTIA, T. Stem-injection of herbicide for control of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle: a practical source of power for drilling holes in stems. **iForest**, Viterbo, v. 6, p. 123-126, 2013.

BAILLIE, J.E.M.; HILTON-TAYLOR, C.; STUART, S.N. **2004 IUCN red list of threatened species:** a global species assessment. Gland; Cambridge: IUCN Publ., 2004. 191 p.

BENSTED-SMITH, R. **A biodiversity vision for the Galapagos Islands:** based on an international workshop of conservation biologists in Galapagos in May 1999. California: World Wild Fund, 2009. 141 p.

BORGGGAARD, O.K.; GIMSING, A.L. Review: fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. **Pest Management Science**, Sussex, v. 64, p. 441-456, 2008.

BÖRJESSON, E.; TORSTENSSON, L.; STENSTRÖM, J. The fate of imazapyr in a Swedish railway embankment. **Pest Management Science**, Sussex, v. 60, n. 6, p. 544-549, 2004.

BROOKS, M.L.; D'ANTONIO, C.M.; RICHARDSON, D.M.; GRACE, J.B.; KEELEY, J.E.; DiTOMASO, J.M.; HOBBS, R.J.; PELLANT, M.; PYKE, D. Effects of invasive alien plants on fire regimes. **Bioscience**, Washington, v. 54, p. 677–688, 2004.

BUTLER, D.W.; FAIRFAX, R.J. Buffel grass and fire in a Gidgee and Brigalow woodland; a case study from central Queensland. **Ecological Management & Restoration**, Carlton, v. 4, p. 120–125, 2003.

CABIN, R.J.; WELLER, S.G.; LORENCE, D.H.; CORDELL, S.; HADWAY, L. J.; MONTGOMERY, R.; GOO, D.; URAKAMI, A. Effects of light, alien grass, and native species additions on Hawaiian dry forest restoration. **Ecological Applications**, Tempe, v. 12, p. 1595–1610, 2002.

CALFLORA. Disponível em: <<http://plants.usda.gov/java/>>. Acesso em: 23 ago. 2014.

CARBON MAP WEBSITE. Disponível em: <<http://carbonmap.sr.unh.edu/erma.html#x=-71.13000&y=43.37000&z=7&layers=457>>. Acesso em: 16 jul. 2014.

CHEUNG, K.C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M. Forest recovery in newly abandoned pastures in southern Brazil: Implications for the Atlantic Rain Forest resilience. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 8, p. 66–70, 2010.

CÓBAR-CARRANZA, A.J.; GARCIA, R.A.; PAUCHARD, A.; PEÑA, E. Effect of *Pinus contorta* invasion on forest fuel properties and its potential implications on the fire regime of *Araucaria araucana* and *Nothofagus antarctica* forests. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 16, p. 2273–2291, 2014.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Invasive alien species**. 2005. Disponível em: <<http://www.cbd.int/invasive/default.shtml>>. Acesso em: 25 jun. 2014.

_____. **Aichi biodiversity targets of the strategic plan 2011–2020**. 2010. Disponível em: <<http://www.cbd.int/sp/targets/>>. Acesso em: 16 jun. 2014.

_____. **Hyderabad call for a concerted effort on ecosystem restoration**. 2012. Disponível em: <http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-news-hyderabadcall/main/ramsar/1-26%5E25955_4000_0__>. Acesso em: 16 out. 2014.

COVINGTON, W.W.; MOORE, M.M. Southwestern ponderosa forest structure: changes since Euro-American settlement. **Journal of Forestry**, Washington, v. 92, p. 39–47, 1994.

CRAVEN, D.; HALL, J.; VERJANS, J.-M. 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**, Malden, v. 17, n. 6, p. 751–761, 2009.

CUTTING, K.J.; HOUGH-GOLDSTEIN, J. Integration of biological control and native seeding to restore invaded plant communities. **Restoration Ecology**, Malden, v. 21, n. 5, p. 648–655, 2013.

D'ANTONIO, C.M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 23, p. 63–87, 1992.

DAOUK, S.; ALENCASTRO, L.F.; PFEIFER, H.R. The herbicide glyphosate and its metabolite AMPA in the Lavaux vineyard area, western Switzerland: Proof of widespread export to surface waters. Part II: The role of infiltration and surface runoff. **Journal of Environmental Science and Health**, New York, v. 48, p. 725–736, 2013.

DOUST, S.J.; ERSKINE, P.; LAMB, D. Restoring rainforest species by direct seeding: tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, p. 1178–1188, 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **R.E.D. facts glyphosate**. 1993. Disponível em:

<<http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/factsheets/0178fact.pdf>>. Acesso em: 16 jun. 2014.

_____. **R.E.D. facts triclopyr**. 1998. Disponível em:

<<http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/factsheets/2710fact.pdf>>. Acesso em: 16 jun. 2014.

_____. **Reregistration eligibility decision for imazapyr**. 2006. Disponível em:

<http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/imazapyr_red.pdf>. Acesso em: 30 jul. 2014.

FOLMAR, L.C.; SANDERS, H.O.; JULIN, A. M. Toxicity of the herbicide glyphosate and several of its formulations to fish and aquatic invertebrates. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 8, p. 269–278, 1979.

FOWLKES, M.D.; MICHAEL, J.L.; CRISMAN, T.L.; PRENGER, J.P. Effects of the herbicide imazapyr on benthic macroinvertebrates in a logged pond cypress dome. **Environmental Toxicology and Chemistry**, New York, v. 22, n. 4, p. 900–907, 2003.

GABBARD, B.L.; FOWLER, N.L. Wide ecological amplitude of a diversity reducing invasive grass. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 9, p. 149–160, 2007.

GENTLE, C.B.; DUGGIN, J.A. Allelopathy as a competitive strategy in persistent thickets of *Lantana camara* L. in three Australian forest communities. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 132, p. 85–95, 1997.

GIESY, J.P.; DOBSON, S.; SOLOMON K.R. Ecotoxicological risk assessment for Roundup herbicide. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 167, p. 35–120, 2000.

HABEL, J.C.; ZACHOS, F.E. **Biodiversity hotspots: Distribution and protection of conservation priority areas**. Berlin; New York: Springer, 2011. 546 p.

HELLING, C.S.; KEARNEY, P.C.; ALEXANDER M. Behavior of pesticides in soil. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 23, p. 147-240, 1971.

HESSBURG, P.F.; AGEE, J.K.; FRANKLIN, J.F. Dry forests and wildland fires of the inland northwest USA: contrasting the landscape ecology of pre-settlement and modern eras. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 211, p. 117–139, 2005.

HICKMAN, K.R.; FARLEY, G.H.; CHANNELL, R.; STEIER, J.E. Effects of old world bluestem (*Bothriochloa ischaemum*) on food availability and avian community composition within the mixed-grass prairie. **Southwestern Naturalist**, Lubbock, v. 51, p. 524–530, 2007.

HOFFMANN, W.A.; HARIDASAN, M. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. **Austral Ecology**, Carlton, v. 33, p. 29–36, 2008.

HOWE, C.M.; BERRILL, M.; PAULI, B.D.; HELBING, C.C.; WERRY, K.; VELDHOEN, N. Toxicity of glyphosate-based pesticides to four North American frog species. **Environmental Toxicology and Chemistry**, New York, v. 23, p. 1928–1938, 2004.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Disponível em:

<<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>>. Acesso em: 23 out. 2014.

INOUE, M.H.I.; MARCHIORI Jr., O.; OLIVEIRA Jr., R.S.; CONSTANTIN, J.; TORMENA, C.A. Calagem e o potencial de lixiviação de imazaquin em colunas de solo. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 20, p. 125-132, 2002.

INOUE, M.H.I.; OLIVEIRA Jr., R.S.; CONSTANTIN, J.; ALONSO, D. G. Potencial de lixiviação de imazapic e isoxaflutole em colunas de solo. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 25, n. 3, p. 547-555, 2007

JUNG, G.A.; SHAFFER, J. A.; STOUT, W. L.; PANCIERA, M. T. Warm-season grass diversity in yield, plant morphology, and nitrogen concentration and removal in northeastern USA. **Agronomy Journal**, Madison, v. 82, p. 21-26, 1990.

KEANE, R.E.; RYAN, K. C.; VELEN, T. T.; ALLEN, C. D.; LOGAN, J.; HAWKES, B. Cascading effects of fire exclusion in Rocky Mountain ecosystems: a literature review. Fort Collins: USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2002. 25 p.

KJÆR, J.; OLSEN, P.; ULLUM, M.; GRANT, R. Leaching of glyphosate and amino-methylphosphonic acid from Danish agricultural field sites. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 34, p. 608–620, 2005.

KOSKINEN, W.C.; HARPER, S.S. The retention process: mechanisms. In: CHENG, H. H. **Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling**. Madison: Soil Science Society of America, 1990. chap. 3, p. 51-77.

KOWARIK I.; SAÜMEL, I. Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. **Perspectives in plant ecology evolution and systematics**, Jena, v. 8, p. 207–237, 2007.

KRAEMER, A.F.; MARCHESAN, E.; AVILA, L.A.; MACHADO, S.L.O.; GROHS, M. Destino ambiental dos herbicidas do grupo das imidazolinonas: revisão **Planta Daninha**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 629-639, 2009.

LAUGHLIN, D.C.; MOORE, M.M.; FULE, P.Z. A century of increasing pine density and associated shifts in understory plant strategies. **Ecology**, Tempe, v. 92, p. 556–561, 2011.

LIN, C.; LERCH, R.N.; GOYNE, K.W.; GARRETT, H.E. Reducing herbicides and veterinary antibiotics losses from agroecosystems using vegetative buffers. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 40, p. 791–799, 2011.

LUCHINI, L.C. Considerações sobre algumas propriedades físico-químicas do glyphosate. In: VELINI, E.D.; MESCHÉDE, D.K.; CARBONARI, C.A.; TRINDADE, M.L.B. **Glyphosate**. Botucatu: FEPAF, 2009. p. 21-30.

MACK, R.N. Invasion of *Bromus tectorum* L. into western North America: an ecological chronicle. **Agro-Ecosystems**, Amsteram, v. 7, p. 145–165, 1981.

MAGERA, M.C. **Os empresários do lixo: um paradoxo da modernidade: análise interdisciplinar das cooperativas de reciclagem de lixo.** Campinas: Ed. Átomo, 2003. 193 p.

MCGEOCH, A.M.; BUTCHART, S.H.M.; SPEAR, D.; MARAIS, E.; KLEYNHANS, E.J.; SYMES, A.; CHANSON, J.; HOFFMANN, J.M. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 16, p. 95-108, 2010.

MEAD, D.J. **Sustainable management of *Pinus radiata* plantations.** Rome: FAO, 2013. 247 p. (FAO. Forestry Paper, 170).

MENZ, M.H.M.; DIXON, K.W.; HOBBS, R.J. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. **Science**, Washington, v. 339, p. 526-527, 2013.

MERRITT, D.J.; DIXON, K.W. Restoration seed banks: a matter of scale. **Science**, Washington, v. 332, n. 6028, p. 424-425, 2011.

MOORE, L.J.; FUENTES, L.; RODGERS, J.H.Jr.; BOWERMAN, W.W.; YARROW, G.K.; CHAO, W.Y.; BRIDGES, W.C.Jr. Relative toxicity of the components of the original formulation of Roundup® to five North American anurans. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 78, p. 128-133, 2011.

MOSLEY, J.; BUNTING, S.; MANOUKIAN, M. Cheatgrass. In: SHELEY R.; PETROFF J. **Biology and management of noxious rangeland weeds.** Corvallis: Oregon State University Press, 1999. p. 175–188.

NEWTON, M.; ROBERTS, F.; ALLEN, A.; KELPSAS, B.; WHITE, D.; BOYD, P. Deposition and dissipation of three herbicides in foliage, litter, and soil of brushfields of Southwest Oregon. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Easton, v. 38, p. 574-583, 1990.

OLIVEIRA Jr., R.S. Mecanismos de ação de herbicidas. In: OLIVEIRA Jr., R.S.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M.H. (Ed.). **Biologia e manejo de plantas daninhas.** Curitiba: Omnipax, 2011. cap. 7, p. 141-192.

OLSON, D.M.; DINERSTEIN, E.; WIKRAMANAYAKE, E.D.; BURGESS, N.D.; POWELL, G.V.N.; UNDERWOOD, E.C.; D'AMICO, J.A.; ITOUA, L.; STRAND, H.E.; MORRISON, J.C.; LOUCKS, C.J.; ALLNUTT, T.F.; RICKETTS, T.H.; KURA, Y.; LAMOREUX, J.F.; WETTENGEL, W.W.; HEDAO, P.; KASSEM, K. R. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. **Bioscience**, Washington, v. 51, n. 11 p. 933-938, 2001

ORTEGA-PIECK, A.; LÓPEZ-BARRERA, F.; RAMÍREZ-MARCIAL, N.; GARCIA-FRANCO, J.G. Early seedling establishment of two tropical montane cloud forest tree species: the role of native and exotic grasses. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, p. 1336–1343, 2011.

PERKINS, P.J.; BOERMANS, H. J.; STEPHENSON, G.R. Toxicity of glyphosate and triclopyr using the frog embryo teratogenesis assay-Xenopus. **Environmental Toxicology and Chemistry**, New York, v. 19, p. 940–945, 2000.

PETTY, D.G.; GETSINGER, K.D.; WOODBURN, K.B. A review of the aquatic environmental fate of triclopyr and its major metabolites. **Journal of Aquatic Plant Management**, Vicksburg, v. 41, p. 69-75, 2003.

PRATA, F. **Comportamento do glifosato no solo e deslocamento miscível de atrazina**. 2002. 149 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

RATCLIFF, A.W.; BUSSE, M.D.; SHESTAK, C.J. Changes in microbial community structure following herbicide (glyphosate) additions to forest soils. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 34, p. 114-124, 2006.

REICHENBERGER, S.; BACH, M.; SKITSCHAK, A.; FREDE, H.G. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness: a review. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 384, p. 1-35, 2007.

RICHARDSON, D.M. Forestry trees as invasive aliens. **Conservation Biology**, Boston, v. 12, n. 1, p. 18-26, 1998.

ROBERTSON, S.; HICKMAN, K.R.; HARMONEY, K. R.; LESLIE JR., D. M. Combining glyphosate with burning or mowing improves control of yellow bluestem (*Bothriochloa ischaemum*), **Rangeland Ecology & Management**, New York, v. 66, n. 3, p. 376-381, 2013.

RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da mata atlântica** : referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. Piracicaba: ESALQ, LERF; São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. 264 p.

ROSSITER, N.A.; SETTERFIELD, S.A.; DOUGLAS, M.M.; HUTLEY, L.B. Testing the grass-fire cycle: alien grass invasion in the tropical savannas of northern Australia. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 9, p. 169-176, 2003.

RUFFNER, M.E.; BARNES, T.G. Evaluation of herbicide and disking to control invasive bluestems in a south texas coastal prairie. **Rangeland Ecology & Management**, New York, v. 65, n. 3, p. 277-285, 2012.

SANTOS, M.V.; citar todos os autores. Eficácia e persistência no solo de herbicidas utilizados em pastagem. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 24, n. 2, p. 391-398, 2006.

SCHNITZER, S.A.; DALLING, J.W.; CARSON, W.P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology**, London, v. 88, n. 4, p. 655-666, 2000.

SHARMA, G.P.; RAGHUBANSHI A.S.; SINGH, J. S. Lantana invasion: an overview. **Weed Biology and Management**, Carlton, v. 5, p. 157-165, 2005.

SHUTTERLAND, W.J.; FREITAS, F.C.L.; FERREIRA, F.A.; VIANA, R.G.; TUFFI SANTOS, L.D.; FONSECA, D.M. The need for evidence-based conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 19, p. 305-308, 2004.

SILLS, J. Recognizing conservation success, **Science**, Washington, v. 332, p. 419, 2011.

- SIMBERLOFF, D. Non-natives: 141 scientists object. **Nature**, London, v. 475, p. 36, 2011.
- _____. Eradication: pipe dream or real option? In: FOXCROFT, L.C.; PETR PYŠEK, D. M.; RICHARDSON, P. G. (Ed.). **Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges**. Dordrecht; Heidelberg; New York; London: Springer, 2013. chap. 25, p. 549-559.
- _____. Biological invasions: what's worth fighting and what can be won? **Restoration Ecology**, Malden, v. 65, p. 112–121, 2014.
- SMITH, M.; ENLOE, S. **Cheatgrass ecology and management in wyoming**. Laramie: University of Wyoming Cooperative Extension Office, 2006. 2 p.
- SOUZA, A.P.; PRATES, H.Y.; FERREIRA, F.A.; REIS, E.L.; JORDÃO, C.P. Lixiviação de glyphosate e imazapyr em solos com diferentes texturas e composição química. II. Método analítico. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 17, p. 245-262, 1999.
- SPEZIALE K.L.; LAMBERTUCCI S.A.; EZCURRA C. *Bromus tectorum* invasion in South America: Patagonia under threat? **Weed Research**, Oxford, v. 54, p. 70–77, 2014.
- STEPHENSON, G.R.; SOLOMON, K.R.; BOWHEY, C.S.; LIBER, K. Persistence, leachability, and lateral movement of triclopyr (Garlon) in selected Canadian forestry soils. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Easton, v. 38, p. 584-588, 1990.
- STIDHAM, M.A.; SINGH, J.S. Herbicides that inhibit acetohydroxyacid synthase. **Weed Science**, Champaign, v. 39, p. 428–434, 1991.
- TAN, S.; EVANS, R.R.; DAHMER, M.L.; SINGH, B.K.; SHANER, D.L. Imidazolinone-tolerant crops: history, current status and future. **Pest Management Science**, Sussex, v. 61, n. 3, p. 246-257, 2005.
- TOEROEK, P.; DEÁK, B.; VIDA, E.; VALKÓ, O.; LENGYEL, S.; TÓTHMÉRÉSZ, B. Restoring grassland biodiversity: sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 3, p. 806-812, 2010.
- TOLEDO, R.E.B. **Efeitos da faixa de controle e dos períodos de controle e de convivência de *Brachiaria decumbens* Stapf no desenvolvimento inicial de plantas de *Eucalyptus urograndis***. 1998. 71 p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998.
- TOLEDO, R.E.B.; FILHO, R. V.; BEZUTTE, A. J.; PITELLI, R. A.; ALVES, P. L. C. A.; VALLE, C. F.; ALVARENGA, S. F. Períodos de controle de *Brachiaria sp* e seus reflexos na produtividade de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 63, p. 221-232, 2003.
- TRUMBO, J.; WALIGORA, D. The impact of the herbicides imazapyr and triclopyr triethylamine on bullfrog tadpoles. **California Fish and Game**, San Francisco, v. 95, n. 3, p.122-127, 2009.

TSUI, M.T.K.; CHU, L.M. Comparative toxicity of glyphosate- based herbicides: aqueous and sediment porewater exposures. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, Nex York v. 46, p. 316-323, 2004.

TU, M. **Assessing and managing invasive species within protected areas**: protected area quick guide series. Arlington: J. Ervin- The Nature Conservancy. 2009. 40 p.

TU, M.; HURD, C.; RANDALL, J.M. **Weed control methods handbook**: tools & techniques for use in natural areas. 2001. Disponível em: <<http://digitalcommons.usu.edu/govdocs/533>>. Acesso em: 16 jul. 2014.

TWIDWELL, D.; ROGERS, W.E.; MCMAHON, E.A.; THOMAS, B.R.; KREUTER, U.P.; BLANKENSHIP, T.L. Prescribed extreme fire effects on richness and invasion in coastal prairie. **Invasive Plant Science and Management**, Lawrence, v. 5, n. 3, p. 330-340, 2012.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Plants data base**. Disponível em: <<http://plants.usda.gov/java/>>. Acesso em: 15 ago. 2014.

_____. Natural Resources Conservation Service. **Plants profile for *Ailanthus altissima* (tree of heaven)**. 2012. Disponível em: <<http://plants.usda.gov/java/profile?symbol=aiial>>. Acesso em: 16 jul. 2014.

VAN OLPHEN, H.; FRIPIAT, J.J. **Data handbook for clay minerals and other non-metallic minerals**. Oxford: Pergamon Press, 1979. 346 p.

VEITCH, C.R.; CLOUT, M.N. **Turning the tide**: The eradication of invasive species. Proceedings of the international conference on eradication of island invasives. Gland; Cambridge: IUCN Publ., 2002. 414 p.

VENCILL, W.L. (Ed.) **Herbicide handbook**. 8th ed. Lawrence: Weed Science Society of America, 2002. 493 p.

VINCE, G. Embracing invasives. **Science**, Washington, v. 331, p. 1283 – 1384, 2011

WANG, Q.; WEIPING, L. Correlation of imazapyr adsorption and desorption with soil properties. **Soil Science**, Baltimore, v. 164, n. 6, p. 411-416, 1999.

WANG, X.D.; ZHOU, S.M.; WANG, H.L.; FAN, D.F. Biodegradation of imazapyr in typical soils in Zhejiang Province, China. **Journal of Environmental Sciences**, Los Angeles, v. 17, n. 4, p. 593-597, 2005.

WEEDS AUSTRALIA. **Noxious weeds list for Australian states and territories**. 2012. Disponível em: <<http://www.weeds.org.au/docs/weednet6.pdf>>. Acesso em: 16 jul. 2014

ZHANG, Q.; PENG, S.; ZHANG, Y. Allelopathic potential of reproductive organs of exotic weed *Lantana camara*, **Allelopathy Journal**, Haryana, v. 23, p. 213-220, 2009.

ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, p. 350–360, 2000.

3 ASPECTOS SILVICULTURAIS, ECOLÓGICOS, ECONÔMICOS E POTENCIAL DE POLUIÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA ASSOCIADOS AO USO DE GLYPHOSATE NA RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES

Resumo

A restauração de matas ciliares tem sido impulsionada pela crise hídrica que afeta diversas regiões globalmente e pela necessidade de recuperar habitat e a interligação entre remanescentes de vegetação nativa como estratégia de conservação da biodiversidade. Nestas ações de restauração, as plantas competidoras não representam somente danos ecológicos e econômicos, mas são apontadas como o maior filtro para regeneração florestal em ecossistemas tropicais. O glyphosate é o princípio ativo mais empregado em áreas de reflorestamento. Se por um lado seu uso em projetos aumenta o rendimento operacional e reduz custos no controle de plantas competidoras, por outro existe o risco de contaminação do solo e da água que se opõe aos princípios da restauração ecológica, havendo a necessidade de estudos específicos de risco ambiental para na restauração de matas ciliares. Assim, o objetivo do estudo foi o de avaliar os aspectos silviculturais, ecológicos, econômicos e o potencial de poluição do solo e da água associados ao uso de glyphosate na restauração de matas ciliares. Nesse contexto, testamos em um experimento de campo três tratamentos de controle de plantas competidoras: 1) aplicação dirigida de glyphosate; 2) roçagem sempre que necessário; 3) roçagem com menor frequência. Foram realizadas avaliações de ordem econômica (custos de manutenção), silvicultural (produção de biomassa de plantas competidoras, crescimento das mudas plantadas em altura, cobertura de copa e diâmetro de colo), ecológica (densidade e riqueza de espécies nativas arbustivas e arbóreas regenerantes e riqueza de plantas ruderais) e de potencial de poluição (análise de glyphosate e de seu principal metabólito, o ácido aminometilfosfônico, no solo e em água e sedimento de solução de enxurrada, por cromatografia). O uso de glyphosate no controle de plantas competidoras reduziu significativamente a biomassa total de plantas competidoras e gramíneas, ao passo que aumentou a biomassa de não-gramíneas em comparação com os dois tratamentos de roçada mecanizada. O tratamento submetido ao controle de plantas competidoras com glyphosate apresentou maior crescimento de mudas e redução de custos de manutenção em até 57%. Foi observada maior riqueza de espécies lenhosas (arbustivas e arbóreas) e ruderais (predominantemente herbáceas), bem como maior densidade de espécies lenhosas nas parcelas submetidas ao uso de glyphosate para controle das gramíneas. Não foram detectados resíduos de glyphosate ou AMPA em solo ou água, porém foram encontrados valores residuais variando de 24.753,17 $\mu\text{g kg}^{-1}$ à 1.323,19 $\mu\text{g kg}^{-1}$ para glyphosate e 76.125,71 $\mu\text{g kg}^{-1}$ à 1.752,98 $\mu\text{g kg}^{-1}$ para AMPA em sedimentos. O controle de plantas competidoras com pulverização de glyphosate é muito mais efetivo por favorecer o crescimento das mudas plantadas e a regeneração de espécies lenhosas e ruderais, apresentando custos bem inferiores em comparação à roçada. Embora não tenha se observado resíduos de glyphosate e AMPA no solo e na água, a presença de resíduos em sedimentos indicam que medidas de conservação de solo e implementação de faixas de proteção são necessárias para o uso de glyphosate na restauração de áreas ripárias.

Palavras-chave: Herbicidas; Matas ripárias; Plantas competidoras; Plantios de restauração; Runoff; Escorrimento superficial; Espécies invasoras

Abstract

The restoration of riparian forests have been driven by the water crisis that affects several regions globally and the need to reclaim habitat and the interconnection between native vegetation remnants as a strategy of biodiversity conservation. On these restoration actions, weeds cause not only ecological and economic damage, but are also cited as the major impediment to regeneration in tropical forest ecosystems. Glyphosate is the most used herbicide in reforestation areas. If on the one hand its use on projects increases operational efficiency and reduces costs with weed control, on the other there is a risk of soil and water contamination that is opposed to the principles of ecological restoration, requiring specific studies for environmental risk on riparian forest restoration. The objective of this study was to evaluate silvicultural, ecological and economic aspects and the potential of soil and water pollution associated with the use of glyphosate in restoring riparian forest. In this context, we tested three weed control treatments in a field experiment: 1) mowing as needed; 2) mowing less frequently; 3) directed application of glyphosate. Evaluations of economic order (maintenance costs), forestry order (biomass of competitive plants, growth of planted seedlings in height, canopy cover and stem diameter), ecological order (density and richness of native shrub and tree regeneration and richness of ruderal plants) and pollution potential (analysis of glyphosate and AMPA in soil and water and sediment from runoff solution, by chromatography) were undertaken. The use of glyphosate for weed control significantly reduced total biomass of weeds and grasses, while increased biomass from non-grasses compared to the two mechanical treatments. The plots submitted to weed control with glyphosate showed better seedling growth and reduced management costs up to 57 %. Greater richness of woody (shrubs and trees) and ruderal (mostly herbaceous) species was observed, as well as higher density of woody species in the plots subjected to the use of glyphosate for grass control. Residual glyphosate or AMPA were not detected in soil or water, but values ranging from 24753.17 $\mu\text{g kg}^{-1}$ to 1323.19 $\mu\text{g kg}^{-1}$ for glyphosate and 76125.71 $\mu\text{g kg}^{-1}$ to 1752.98 $\mu\text{g kg}^{-1}$ for AMPA were found in sediments. Chemical control of competitive plants with glyphosate is much more effective for allowing the growth of planted seedlings and the regeneration of woody and ruderal species, at lower costs than to mowing. Although no residues of glyphosate or AMPA were found in soil or water, the presence of residue in sediment demonstrates that actions of soil conservation and implementation of buffer strips are required for the use of glyphosate in riparian areas under restoration.

Keywords: Herbicides; Riparian forests; Competitive plants; Restoration plantations; Runoff; Invasive species

3.1 Introdução

As florestas tropicais são consideradas como um dos ecossistemas mais ameaçados por perda de habitat e fragmentação (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991; FAHRIG, 2003), sendo 60% de suas áreas remanescentes consideradas secundárias (ITTO, 2002; FAO, 2005). A Mata Atlântica, bioma que se estende principalmente ao longo da costa brasileira atlântica, já possuiu um ecossistema florestal com produtividade e diversidade similares à da Bacia Amazônica (MITTERMEIER; MYERS; GIL, 1999; FAO, 2009), porém, devido à degradação histórica, sua área foi reduzida a 12,5% da original (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2014). Esta situação é preocupante principalmente pelo fato da Mata Atlântica ser uma

floresta tropical antiga, considerada um hotspot de biodiversidade e alto grau de endemismos (MYERS et al., 2000; MURRAY-SMITH et al., 2009). Neste contexto, ações de restauração em larga escala são fundamentais para minimizar perdas (HASSAN, 2005) sendo as matas ripárias o foco de grandes projetos (RODRIGUES et al., 2011). As florestas ribeirinhas são de grande importância para a manutenção da integridade de uma sub-bacia hidrográfica devido às diversas funções hidrológicas que desempenham (LIMA; ZAKIA, 2001), além de atuarem como corredores ecológicos (SALVADOR, 1987), conectando fragmentos. Só na Mata Atlântica, há cerca de 6 milhões de ha de áreas de preservação permanente (APPs) ciliares degradadas (CALMON et al., 2011). Como a recuperação de matas ripárias é demandada por lei, por mecanismos de certificação ambiental e pela sociedade, é de crescente importância desenvolver estratégias para restaurar áreas em larga escala com os recursos disponíveis (COLE; HOLL; ZAHAWI, 2010).

Em projetos de restauração, as plantas competidoras representam não só danos ecológicos e econômicos (CABIN et al., 2002), como são apontadas como o maior impedimento para regeneração florestal em ecossistemas tropicais (HOLL; LOIK, 2000). A ascendente tendência de invasão e propagação de espécies exóticas invasoras tende a causar perda de diversidade biológica e homogeneização da paisagem em escala global, numa taxa que cresce continuamente (SIGG, 1999), tornando urgentes ações de conservação da biodiversidade. As despesas envolvidas na implantação e na manutenção de projetos de restauração são geralmente elevadas em grande parte devido ao uso de métodos pouco eficientes e onerosos de controle de plantas competidoras (CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010; BRANCALION et al., 2009). O sistema radicular denso e fasciculado de gramíneas invasoras, que constituem o principal grupo de plantas daninhas no contexto da restauração florestal, é muito eficiente na competição por nutrientes e água com as mudas plantadas, ao passo que a densa biomassa aérea dessas gramíneas desfavorece o estabelecimento de plântulas de espécies nativas oriundas da chuva de sementes (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992). A disputa acirrada das gramíneas por recursos gera menores taxas de crescimento anual das mudas nativas, atrasando a cobertura de copa das áreas e aumentando assim ainda mais os períodos necessários para o controle de plantas competidoras. Em função desse importante filtro ecológico, plantios de restauração podem ser perdidos e a sucessão florestal pode ser retardada devido à forte competição (CABIN et al., 2002). Adicionalmente, a cobertura do solo por essas plantas em muito favorece a proliferação de incêndios nos períodos mais secos do ano, sendo este um prejuízo adicional à restauração e à conservação

de florestas tropicais (CABIN et al., 2002). Neste contexto de restauração em larga escala, é necessário estudar tecnologias de combate a gramíneas agressivas que consigam aliar eficiência, baixos custos e baixo impacto ambiental, uma vez que manejar é preciso para que as metas referentes à trajetória sucessional possam ser atingidas (DURIGAN; SOARES, 2013).

O manejo de plantas competidoras na restauração florestal, outrora realizado predominantemente por meios manuais, recentemente passou a empregar de forma expressiva o método químico como medida de aumentar os rendimentos operacionais e reduzir custos (BORTOLAZZO, 2002). Essa estratégia de controle é considerada uma alternativa eficiente, visto que alguns herbicidas controlam de forma permanente uma série de plantas competidoras e não permitem sua rebrota futura, como pode ocorrer após capina ou roçada. No entanto, uma das grandes preocupações sobre a utilização de herbicidas, principalmente em áreas de reflorestamento onde grande parte dos projetos são desenvolvidos com o intuito de proteger áreas hidrologicamente sensíveis (FILIZOLA et al., 2002), é em relação ao seu comportamento ambiental.

O glyphosate é o herbicida mais empregado em áreas de reflorestamento (NAVE et al., 2009), pois possui amplo espectro de ação e baixo custo de aplicação (TOLEDO et al., 2003). A molécula é utilizada em pós-emergência, uma vez que é absorvida principalmente pelas folhas das plantas, sendo translocada por todo o indivíduo. Seu mecanismo de ação está relacionado à inibição enzimática da rota do ácido chiquímico, acarretando a redução dos aminoácidos aromáticos e assim a inibição da síntese de clorofila, a estimulação da produção de etileno, a redução da síntese de proteínas e o aumento da concentração do ácido indolacético (IAA), prejudiciais ao crescimento e à sobrevivência das plantas (LUCHINI, 2009). Como mamíferos, peixes, sapos e mesmo organismos bentônicos não possuem esta via metabólica, a molécula não atua sobre os mesmos, o que explica sua baixa toxicidade aguda (TSUI; CHU, 2004; MOORE et al., 2011). Poucos estudos foram conduzidos sobre a ecotoxicidade do metabólito AMPA, porém revisões indicam que a molécula possui toxicidade menor que o glyphosate (GIESY; DOBSON; SOLOMON, 2000).

Em solo, um grande leque de microrganismos, incluindo bactérias, actinomicetos, fungos e microrganismos não identificados são capazes de degradar o herbicida, sendo a principal via bacteriana (FORLANI et al., 1999). A degradação do glyphosate ocorre em duas rotas metabólicas; (i) transformação no aminoácido sarcosina por ação da bactéria

Agrobacterium radiobacter ou da *Enterobacter aeroneges* (enzima C-P liase) e (ii) transformação em ácido aminometilfosfônico (AMPA) sob a ação da bactéria *Anthrobacter atrocyaneus* e *Flavobacterium sp.* e do próprio metabolismo da planta (ARANTES; LAVORENTI; TORNISIELO, 2007). A sarcosina é um metabólito de difícil detecção, já que em solo é rapidamente degradado em CO₂ e NH₃ (JACOB et al., 1985), enquanto que o AMPA é considerado o metabólito principal por ser mais persistente devido à sua forte sorção nos coloides do solo pelo grupo fosfatado o que dificulta sua degradação (JACOBSEN, 2003). A decomposição do glyphosate pode ocorrer microbianamente também sob condições anaeróbicas, ainda que em menores taxas (RUEPPEL et al., 1977) e de maneira abiótica, estimulada fortemente pelo elemento manganês (BARRETT; MCBRIDE, 2005).

Em razão da molécula de glyphosate possuir um grupo fosfatado (BORGGAARD; GIMSING, 2005) em sua constituição, adsorvendo fortemente aos óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio no solo (VAN OLPHEN; FRIPIAT, 1979), o herbicida é classificado com mobilidade muito baixa (DOUSSET et al., 2004). Poucos episódios de detecção em água de subsuperfície foram apontados, sendo os casos observados em países com características de clima e solo predominantemente de regiões temperadas, principalmente em áreas com sistema de drenagem por canais (KJÆR et al., 2005). Em nenhum destes casos a concentração ultrapassou o limite máximo estabelecido pelos Estados Unidos em 700 µg L⁻¹ (BORGGAARD; GIMSING, 2005). Em âmbito nacional, não há dados sobre a ocorrência do herbicida em água de subsuperfície, sendo o padrão de potabilidade igual a 500µg L⁻¹(BRASIL, 2004). Apesar do comportamento considerado seguro ambientalmente, recentes estudos demonstraram que o glyphosate pode ser carregado por água de enxurrada, alcançando águas superficiais (DAOUK; ALENCASTRO; PFEIFER, 2013; LANDRY et al., 2005).

O tema torna-se ainda mais polêmico em projetos de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) ligados à recuperação da vegetação nativa em bacias hidrográficas de importância para o suprimento de água potável. Esses projetos remuneram produtores rurais pela proteção e restauração de florestas nativas em áreas estratégicas para a produção e purificação de água, como nascentes, matas ciliares e áreas de captação. Na Mata Atlântica há 40 projetos de PSA-Água, que englobam uma área de aproximadamente 40 mil hectares em bacias hidrográficas que proveem água para cerca de 38 milhões de brasileiros (BERNARDES, 2010; GUEDES; SEEHUSEN, 2011). A maioria desses projetos possui recursos escassos, limitações de mão-de-obra e adota o reflorestamento de espécies nativas

como principal método de restauração, o que torna o uso de herbicidas uma prática recorrente para superar essas limitações.

No Brasil, as leis referentes ao manejo de APPs estabelecem que são admitidas intervenções de “interesse social”, abrangendo “as atividades imprescindíveis à proteção da integridade da vegetação nativa, tais como prevenção, combate e controle do fogo, controle da erosão, erradicação de invasoras e proteção de plantios com espécies nativas” (BRASIL, 2012). Atualmente, o glyphosate está em processo de registro para outros usos, dentre eles áreas em restauração, já tendo sido autorizado para “uso emergencial no controle de espécies vegetais invasoras em áreas de florestas nativas” (Instituto Brasileiro Do Meio Ambiente E Dos Recursos Naturais Renováveis-IBAMA, 2012), com validade em todo o país. No entanto, além da concessão ter validade, não fica claro se o uso é permitido para as ações de restauração florestal, pois a portaria não é suficiente para que o seu uso seja autorizado em um dado projeto.

Portanto, este estudo objetivou avaliar os efeitos do uso de glyphosate na restauração de matas ciliares sob aspectos silviculturais, econômicos, ecológicos e o potencial de poluição do solo e da água. Assim sendo, buscou-se atender os seguintes objetivos específicos:

- 1) Avaliar o potencial de poluição do solo e da água associados ao uso de glyphosate na restauração de matas ciliares;
- 2) Avaliar o crescimento de mudas de espécies nativas em plantios de restauração, nos quais o controle de plantas competidoras foi feito por roçada ou pulverização de glyphosate;
- 3) Avaliar os custos e rendimentos operacionais de implantação e manutenção de plantios de restauração, nos quais o controle de plantas competidoras foi feito por roçada ou pulverização de glyphosate;
- 4) Avaliar os parâmetros ecológicos referentes a plantios de restauração, nos quais o controle de plantas competidoras foi feito por roçada ou pulverização de glyphosate.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Áreas de estudo

O estudo foi conduzido no município de Itu, São Paulo, no Centro de Experimentos Florestais SOS Mata Atlântica, Fazenda São Luiz, em área de preservação permanente ripária (-23.152501, -47,251402), entre maio de 2013 a julho de 2014. O local, originalmente ocupado por Floresta Estacional Semidecidual, é caracterizado por solo de textura argilosa (Argissolo Vermelho-Amarelo), relevo fortemente ondulado com afloramentos de rochas e declividade variando de 7,47° a 11,55°. O clima é do tipo Cwa na classificação de Köppen, apresentando verão quente e chuvoso e inverno seco e frio, com média de temperatura anual de 21,5°C. A fazenda foi utilizada para a produção de café no início do século 20 e, posteriormente, convertida em pastagens de *Urochloa decumbens* (braquiária) para uso pecuário. Como resultado da utilização intensa do solo, a resiliência da área de estudo foi comprometida e mudas em regeneração de árvores nativas não são mais encontradas na área de pastagem. Conseqüentemente, o reflorestamento com plantio tem sido usado como o principal método de restauração em áreas com estas características. A Fundação SOS Mata Atlântica financiou os custos de implantação e manutenção em campo do plantio de restauração.

3.2.2 Instalação do experimento

O experimento foi instalado em uma Área de Preservação Permanente localizada nas margens de uma represa do Centro de Experimentos, as quais se encontram densamente ocupadas por capim braquiária (*Urochloa decumbens*). Essa gramínea é a mais frequente em plantios de restauração na região sudeste do Brasil e a mais problemática em relação à competição com espécies nativas. O solo foi classificado como Franco Siltoso de acordo com análises físico-químicas realizadas pelo Departamento de Ciências do Solo da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP) (Tabela 1).

Tabela 1 - Características físico químicas do solo da área experimental

Amostra	pH CaCl ₂	MO g dm ⁻³	P mg dm ⁻³	K	Ca	Mg	H + Al mmol _c dm ⁻³	SB	CTC	V% %	Argila	Silte	Areia
0-10	4,8	29	5	2,5	18	8	31	27,5	58,3	47	151	570	279

Nessa área, foram implantadas parcelas experimentais de 20m (em paralelo ao curso d'água) x 20m (perpendicular ao curso d'água) (Figura 1) em delineamento em blocos ao acaso. Entre as parcelas experimentais foi mantida uma faixa de bordadura de 5 m, na qual o controle de plantas competidoras ocorreu por meio de roçada, visando minimizar o crescimento diferenciado dos indivíduos localizados na borda lateral das parcelas e evitar que a deriva de herbicida pudesse interferir no tratamento onde foi realizado apenas o controle mecânico de plantas competidoras.



Figura 1 - Distribuição das parcelas no experimento; destaque para agrupamento em blocos casualizados.

Em cada parcela, foram plantadas 70 mudas de espécies nativas em espaçamento 3 m (entre linhas) x 2 m (entre mudas nas linhas), divididas entre espécies de recobrimento e diversidade (Tabela 2). O grupo de recobrimento é constituído por espécies de rápido crescimento em altura e copa ampla que aceleram a formação de uma fisionomia florestal. O grupo de diversidade é composto por espécies que não apresentam rápido crescimento e/ou copa ampla, e por isso não promovem um bom sombreamento da área, mas são fundamentais para a reconstrução do dossel após a senescência das pioneiras.

O reflorestamento foi realizado com base na intercalação de mudas de plantio de recobrimento e de diversidade, totalizando 35 indivíduos do grupo recobrimento e 35 do grupo diversidade, formando 7 linhas com 10 mudas cada. Foram utilizadas, por parcela, 10 espécies de recobrimento e 10 espécies de diversidade, seguindo a mesma sequência de espécies para todas as unidades de plantio. Esse desenho de plantio se baseia nos modelos de restauração de alta diversidade adotados no interior do Estado de São Paulo (RODRIGUES et al., 2011) e sustentados por instrumentos legais desse Estado (ARONSON et al., 2011). As espécies foram escolhidas com base na disponibilidade do viveiro florestal do Centro de

Experimentos Florestais da SOS Mata Atlântica (Tabela 2) e classificadas em grupos de plantio de acordo com Brancalion et al. (2012). Durante o período do experimento, foi realizada uma adubação de cobertura (fertilizante 20-05-20).

Tabela 2 - Espécies utilizadas no experimento. R: Espécies de Recobrimento; D: Espécies de Diversidade

Nome Popular	Nome Científico	Grupo de Plantio
Chuva-de-ouro	<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	R
Baba-de-boi	<i>Cordia superba</i> Cham.	D
Aroeira-pimenteira	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	R
Peroba-poca	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	D
Capixingui	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	R
Capororoca-graúda	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	D
Fumo-bravo	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	R
Cedro-rosa	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	D
Ingá	<i>Inga vera</i> Willd.	R
Cháí-cháí	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex <i>Niederl.</i>	D
Mutambo	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	R
Figueira-obtusa	<i>Ficus obtusifolia</i> Kunth	D
Pau-cigarra	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	R
Marianeira	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schlttdl.	D
Pau-viola	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	R
Jequitibá-branco	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	D
Algodoeiro	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	R
Ipê-roxo	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	D
Timburil	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	R
Louro-pardo	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	D

Para analisar o crescimento de gramíneas como um filtro ecológico para o estabelecimento de projetos de restauração, foram empregados os seguintes tratamentos:

Tratamento 1: i) coroamento das mudas com enxada, ii) aplicação de glyphosate em área total (4 l ha^{-1}) com pulverizadores costais, iii) a manutenção foi feita sempre que observada a necessidade de intervenção;

Tratamento 2: i) coroamento das mudas com enxada, ii) controle de plantas competidoras em área total com motorroçadeiras costais, iii) a manutenção foi feita sempre que observada a necessidade de intervenção;

Tratamento 3: i) coroamento das mudas com enxada, ii) controle de plantas competidoras em área total com motorroçadeiras costais, iii) a manutenção foi feita somente quando as parcelas enquadradas pelo tratamento 1 receberem intervenção.

Desta maneira, foi possível delimitar uma comparação adequada de custos e eficiência silvicultural entre os controles químico e mecânico em projetos de restauração florestal. O terceiro tratamento foi conduzido a fim de quantificar as variações de crescimento das espécies nativas para roçada e aplicação de glyphosate para um mesmo número de intervenções, permitindo uma comparação mais controlada da eficiência desses métodos (Figura 2).

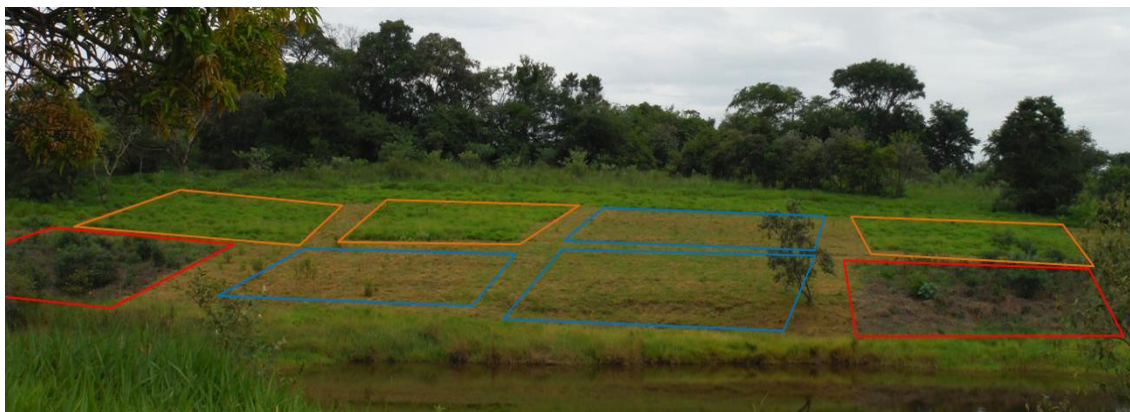


Figura 2 – Imagem ilustrativa referente aos três tratamentos aplicados em campo. Vermelho: glyphosate (trat.1); azul: roçada alta frequência (trat.2); laranja: roçada baixa frequência (trat.3) (Foto tirada após terceira intervenção do trat. 2- fev/14)

Anteriormente à implantação do experimento, foi realizada uma calagem e gradeamento em área total. Na época do plantio, as parcelas experimentais tiveram as gramíneas aparadas ao nível do solo com roçadeira tratorizada para que, posteriormente, fossem abertas com enxada coroas de plantio circulares de 50 cm de raio, onde as mudas foram plantadas. As parcelas manejadas com o Trat-1 receberam uma aplicação inicial de glyphosate em pré-plantio (6 l ha^{-1}), uma vez que este é o procedimento padrão utilizado em projetos de restauração, o que permite maior rendimento pela possibilidade de uso de barra de pulverização e evita que as mudas sofram com a deriva do herbicida. Em todas as intervenções do experimento, foi utilizada a formulação ‘Glifosato Atanor 48’ (480 g ia/L). Foram feitos dois replantios a fim de que a primeira medição silvicultural fosse feita sem nenhuma mortalidade. O controle de formigas cortadeiras foi feito de modo sistemático com isca formicida à base de sulfluramida e fipronil.

As intervenções de manutenção do Trat-1 e Trat-2 foram adotadas sempre que necessário, em função do ritmo de crescimento das gramíneas. O Trat-3 foi sempre aplicado em conjunto ao Trat-1, para que a frequência e período de intervenções de manutenção não

fossem uma fonte de variação entre os tratamentos (Tabela 3). As limpezas de coroas foram feitos quando necessário (Figura 3).

Tabela 3 - Frequência de intervenções por tratamento

Tempo	Mês	Intervenções		
		T1- Glyphosate	T2- Roçada	T3- Roçada baixa frequência
0 meses	Junho/13	Limpeza + Aplicação de Glyphosate	Limpeza	Limpeza
3 meses	Setembro/13	-	Roçada	-
6 meses	Dezembro/13	Aplicação de Glyphosate	Roçada	Roçada
8 meses	Fevereiro/14	-	Roçada	-
11 meses	Maio/14	Aplicação de Glyphosate	Roçada	Roçada
Total		3	4	2

A aplicação de glyphosate foi conduzida com pulverizadores costais utilizando-se bico para pulverização em leque, em dias com pouco vento a fim de evitar problemas de deriva, e com os equipamentos de segurança individual (EPI) necessários. O experimento foi realizado em delineamento em blocos casualizados, com três tratamentos e oito repetições.

3.2.3 Avaliação do experimento

3.2.3.1 Análise econômica

O tempo exigido por todas as intervenções de plantio e manutenção foi monitorado, com cronômetro digital, de forma a permitir o cálculo do rendimento operacional associado a cada tratamento. Na aplicação de herbicidas, foi avaliado também o volume de produto aplicado, com base na verificação da diferença de peso das bombas costais antes e após a aplicação em cada parcela. A única atividade que foi cronometrada somente na primeira intervenção e teve seu tempo extrapolado para as demais manutenções foi o coroamento das mudas.

O projeto teve como um dos objetivos quantificar os valores comparativos de custos de manutenção para as práticas mecânica e química de controle de competidoras. Por este

motivo, como a limpeza inicial de plantas infestantes por trator foi feita em área total, a prática não foi contabilizada e não entrou no valor final dos custos. Entretanto, a aplicação pré-plantio de glyphosate nas parcelas do Trat-1 foram contabilizadas no quadro de custos por se tratarem como o início da implementação do tratamento químico.

Foram efetuados os cálculos sobre os custos dos insumos e de depreciação dos equipamentos demandados para cada tratamento. Bens materiais utilizados na implementação das técnicas e que tem vida útil inferior a um ano e com custo inferior a R\$ 326,61, foram dispensados de imobilização, portanto, não foram passíveis de depreciação (LUCRO OPERACIONAL, 2014). Adotaram-se como valor residual 10% do valor inicial e como vida útil dos equipamentos os dados disponibilizados no site da Receita Federal (INSTRUÇÃO NORMATIVA nº162, 1998). O valor de horas/homem foi retirado do banco de dados do Instituto de Economia Agrícola (INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA, 2014), referente ao valor da média de 'Diarista a seco' dos anos de 2013 e 2014, considerando o período de trabalho diário como oito horas. O preço do insumo gasolina foi retirado do resumo apresentado por município pela Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS - ANP, 2014) para a cidade de Itu. Os demais valores necessários para alcançar os custos por tratamento foram cotados pela Cooperativa Agrícola Mista Itu.

Para avaliar o consumo e o custo de combustível pelas motorroçadeiras costais, foi utilizada uma taxa média de 1L/hora e uma proporção de 5 litros de gasolina para 200ml de óleo para motor dois tempos.

3.2.3.2 Análise silvicultural

Foram avaliados a altura (medida com trena do colo da planta até a inserção da última folha), a cobertura de copa (avaliação do diâmetro de entre linha e linha da copa feita com trena), o diâmetro de colo (com paquímetro digital) e a sobrevivência dos indivíduos estabelecidos em campo 2 meses após a instalação dos experimentos (T0), após 9 meses (T1) e após 13 meses (T2).

Para a comunidade foram calculados os valores médios de altura e cobertura de copa, considerando as mesmas como circulares $\left(\frac{\pi d^2}{4}\right)$, a partir das médias dos diâmetros de cada

indivíduo. Mudanças que não apresentavam nenhuma copa mas que estavam vivas foram padronizadas para o diâmetro de um centímetro.

Para os parâmetros de sobrevivência, área basal e Taxa de Crescimento Relativo (TCR), os resultados foram realizados com base na comunidade e de forma diferenciada entre os grupos de plantio (recobrimento e diversidade). A área basal foi calculada a partir do diâmetro (d) mensurado $\left(\frac{\pi d^2}{4}\right)$ e para indivíduos perfilhados, foi calculado o DAS equivalente (Diâmetro a Altura do Solo) a partir da fórmula $DAS_e = \sqrt{\sum_{i=1}^n d_i^2}$ (BATISTA, 1998). O cálculo da TCR foi realizada com a fórmula a seguinte fórmula base:

$$TCR = \frac{\ln X_2 - \ln X_1}{t_2 - t_1} \quad (1)$$

Temos X como parâmetro avaliado em relação aos seus respectivos tempos de medição (CAIRO; OLIVEIRA; MESQUITA, 2008). Como trabalhamos com três tempos de coletas de dados, os mesmos foram convertidos por logaritmo natural para então serem regredidos linearmente. O coeficiente angular do resultado representou o TCR, calculado para área basal e altura.

Adicionalmente à medição das mudas, foi realizada a quantificação de infestação de plantas competidoras em cada parcela no período anterior à manutenção das áreas. O procedimento se baseou em uma amostragem de quatro repetições por área, consistindo no lançamento ao acaso de uma moldura de 0,25m² (0,5m x 0,5m), com o corte total da fração aérea das competidoras contidas no grid. O armazenamento do material foi feito em sacos de papel levados para secagem em estufa com circulação de ar forçada a 60° C até alcançado peso constante para posterior pesagem. Foram realizadas avaliações da altura das competidoras por meio de cinco medições de pontos aleatórios da parcela, do solo até a extremidade vegetativa do indivíduo amostrado e da população de gramíneas em relação a outras competidoras por quantificação visual em forma de porcentagem sobre a área total da parcela.

3.2.3.3 Análise de potencial de poluição do solo e água

3.2.3.3.1 Coleta das amostras

O potencial de poluição do solo por glyphosate foi avaliado por amostras coletadas com sonda na profundidade de 0-10 cm em nove pontos distribuídos de forma sistemática perpendicular ao curso d'água (a cada dois metros, em linha contínua cinco metros antes do término da parcela), em quatro períodos distintos: 1) anterior ao plantio das mudas (“branco”) (junho/13); 2) vinte e cinco dias após a primeira aplicação de herbicida (julho/13); 3) antes da segunda intervenção de manutenção, cerca de cinco meses após o plantio (novembro/13); 4) após vinte e cinco dias da segunda intervenção de manutenção (janeiro/14). O segundo manejo químico necessitou uma reaplicação para que as falhas fossem corrigidas, logo o período aguardado para realizar a última coleta de solo partiu desta última intervenção. O período de 25 dias para análise de glyphosate em solo foi determinado de acordo com Prata (2002), que indica que o valor de meia-vida de dissipação da molécula em solo variou entre 14,5 e 25,8 dias para as condições analisadas.

Para coleta da água de enxurrada foram projetados coletores que possuíam uma fenda perpendicular ao solo, tornando possível armazenar somente a solução de enxurrada, sem possibilidade de dissolução por entrada direta de água de chuva. Outro ponto importante foi a conexão deste com um galão plástico. Esta estrutura impediu a diluição da solução coletada, uma vez que somente os cinco litros iniciais eram armazenados (Figura 3). Os coletores foram instalados na porção inferior do plantio, junto às margens do curso d'água, dentro das parcelas. Para minimizar a possibilidade de veios preferenciais nas parcelas que dificultassem a coleta da água, canais direcionadores foram abertos em formato de V, iniciando da abertura do coletor (Figura 4).



Figura 3 - Coletor de água de enxurrada utilizado para obter amostras de água para avaliação de resíduos de glyphosate e AMPA em experimento de restauração florestal implantado em Itu-SP. A fenda azul capta a água de enxurrada, que é conduzida por uma mangueira até um galão enterrado



Figura 4 – Coletores instalados na extremidade inferior das parcelas utilizadas para avaliação do experimento; os canais abertos objetivaram direcionar a água de enxurrada para captação

Seis avaliações temporais foram realizadas: após os três primeiros eventos de chuva observados seguidos das duas primeiras manutenções com herbicida/roçagem nas parcelas. A intenção nesse caso é avaliar quanto e por quanto tempo após a pulverização, resíduos de herbicida podem ser eventualmente carregados para o curso d'água. Como os tratamentos mecânicos, independente da frequência, tendiam a apresentar os mesmos resultados para resíduos de glyphosate/AMPA, e devido aos custos associados às análises das moléculas serem elevados, somente o tratamento com aplicação de glyphosate (Trat-1) e roçada sempre que necessário (Trat-2) tiveram solo e água de enxurrada analisados.

As amostras foram armazenadas a 4 °C até o momento da análise. Devido a problemas de transporte, as amostras referentes a quatro pontos de coleta da segunda coleta da primeira chuva foram perdidas.

3.2.3.3.2 Análise de Glyphosate e AMPA

Instrumentação

Resíduos de glyphosate e seu metabólico ácido aminometilfosfônico (AMPA) foram analisados no laboratório AgroSafety Monitoramento Agrícola Ltda, Piracicaba, SP.

Os procedimentos para extração e análise de solo e sedimento foram os mesmos, exceto que para o sedimento houve necessidade de remover a água por pressão com auxílio de mangueira e coleta da solução concentrada contendo o sedimento decantado. Para tal, 5 g de solo/sedimento e 25 mL de solução 0,6 N de KOH foram adicionados a tubos falcon e agitados por 1 h (200 rpm - Mesa Agitadora Orbital AL 410, American Lab), mantidos em ultra-som por 15 min (Lavadora Ultrassonica Unique, Ultra Cleaner) e centrifugados a 1800 rpm, por 10 min (Nova Técnica NT-820). O sobrenadante foi removido e o pH ajustado a 6,5-7,5 com solução 5 N de HCl. Então, uma alíquota de 6 mL do extrato foi filtrado (Chromafil Syringe Filters, PET-20/15 MS) com o auxílio de uma seringa hipodérmica (BD Plastipak 10 mL) para posterior retirada de 4 mL do filtrado e adição de 16 mL de água deionizada. A solução final foi vertida a uma coluna cromatográfica de vidro, com torneira e placa porosa, empacotada com dois gramas de resina altamente básica (Sigm A-Aldrich, Dowex® 1X8 chloride form, 100-200 mesh), diluída em água mili-Q. Para condicionamento da coluna, adicionou-se 60 mL de solução NaOH 1 N, seguida de duas eluições com 6 mL de ácido acético 1 N e duas lavagens com 11 mL de água mili-Q, devendo o pH do coletado se

encontrar na faixa de 4-8. Posteriormente, os solutos foram removidos pela lavagem das colunas com 15 mL de acetona 40% sob fluxo de 2 mL min^{-1} , seguido pela passagem de 10 mL de solução 0,5 N de HCl. Os extratos foram coletados e evaporados a 65°C , seguidos da adição de 0,7 mL de ácido acético e 1,5 mL de trimetil ortoacetato, com homogeneização em vórtex e ultra-som (10 min) para a derivatização. Após isso, esse material foi submetido a banho-maria (80°C , 1 hora – Chapa aquecedora Marconi Modelo MA 239) e à evaporação total do solvente em concentrador a 35°C . A ressuspensão foi feita com 1 mL de acetato de etila, com posterior acondicionamento em vial para injeção em GC/MS.

Para a análise de água, alíquotas de 2 mL de cada amostra foram filtradas com o auxílio de uma seringa hipodérmica (BD Plastipak 10 mL) em unidades filtrantes descartáveis de poliéster (Chromafil Syringe Filters, PET-20/15 MS), previamente condicionados com água destilada. O coletado foi armazenado em vials para injeção em LC/MS/MS.

Procedimentos

As análises de solo e sedimento foram realizadas em cromatógrafo gasoso (Thermo Scientific, modelo CG Trace 1310) acoplado a espectrômetro de massas quadrupolo simples (GC/MS) (Thermo Scientific, modelo ISQ). A separação foi realizada utilizando coluna BPX5 $30 \text{ m} \times 0,25 \text{ mm} \times 0,25 \mu\text{m}$. A fase móvel foi constituída por rampa de temperatura, com mudança linear descrita como: 60°C , 1 min; $15^\circ\text{C min}^{-1}$, 165°C , 0 min; 5°C min^{-1} , 220°C , 0 min; $50^\circ\text{C min}^{-1}$, 300°C , 3 min. O gás de arraste foi hélio a fluxo $1,1 \text{ m min}^{-1}$. O volume injetado foi de 2 μL , com temperatura do injetor a 250°C . As recuperações foram de $53,30 \pm 5,01 \%$ e $57,70 \pm 6,78 \%$ para o glyphosate e o seu metabólito AMPA, respectivamente. Para sedimentos, os limites de detecção e quantificação foram iguais a 417 e $1250 \mu\text{g kg}^{-1}$, respectivamente. Para solos, esses limites foram iguais a 167 e $500 \mu\text{g kg}^{-1}$, respectivamente.

As análises de água foram realizadas em cromatógrafo líquido (Thermo Scientific, modelo Accela) acoplado a espectrômetro de massas triploquadrupolo (LC/MS/MS) (Thermo Scientific, modelo TAQ Quantum Access). A separação foi realizada utilizando coluna Hypercarb ($50 \text{ mm} \times 2,1 \text{ mm}$, com $5 \mu\text{m}$ para tamanho de partículas). A eluição da fase móvel foi realizada por gradiente, utilizando as fases A (1 % de ácido fórmico em água) e B (0,1 % de ácido fórmico em metanol), com mudança linear descrita como: 0 min, 95 % A, 5 % B, $300 \mu\text{L min}^{-1}$; 1,5 min, 75 % A, 25 % B, $300 \mu\text{L min}^{-1}$; 1,6 min, 10 % A, 90 % B, $300 \mu\text{L min}^{-1}$; 1,8 min, 10 % A, 90 % B, $500 \mu\text{L min}^{-1}$; 3,8 min, 10 % A, 90 % B, $500 \mu\text{L min}^{-1}$; 3,9 min,

95 % A, 5 % B, 500 $\mu\text{L min}^{-1}$; 5,7 min, 95 % A, 5 % B, 500 $\mu\text{L min}^{-1}$; 5,9 min, 95 %, 5 %, 300 $\mu\text{L min}^{-1}$. O volume injetado foi de 25 μL , com coluna à temperatura de 50 °C. As recuperações foram iguais a $96,0 \pm 8,6$ % e $89,4 \pm 15,1$ % para o glyphosate e seu metabólito AMPA, respectivamente. Já os limites de detecção e quantificação foram iguais a 16,7 e 50 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente.

Padronização

O padrão ‘Branco’ correspondeu à solução 0,6 N KOH. O ‘Controle’ correspondeu à adição de 200 μL das soluções padrões de glyphosate e AMPA, ambos na concentração de 100 $\text{ng } \mu\text{L}^{-1}$ (Sigma Aldrich, > 99% de pureza) anteriormente à etapa de ajuste de pH. A amostra ‘Fortificada’ correspondeu à adição de 100 μL das soluções padrões de glyphosate e AMPA (100 $\text{ng } \mu\text{L}^{-1}$) às amostras de solo (5 g), com 15 min de tempo de reação para que os procedimentos analíticos fossem retomados. O ‘Padrão Coluna Derivatizado’ correspondeu à solução de 0,7 mL de ácido acético acrescida de 1,5 mL de trimetil ortoacetado, submetida a banho-maria (80 °C, 1 h), com posterior evaporação total do solvente em concentrador até 35°C e ressuspensão com 1 mL de acetato de etila. Todos esses padrões (‘Branco’, ‘Controle’, ‘Fortificada’ e ‘Padrão Coluna Derivatizado’) foram analisados a cada vinte amostras de solo e/ou sedimento.

O padrão ‘Fortificado’ para as amostras de água foi elaborado pela adição de 200 μL do padrão de glyphosate e AMPA, na concentração de 10 $\text{ng } \mu\text{L}^{-1}$, a 10 mL de água grau HPLC, os quais também foram analisados a cada 20 amostras.

3.2.3.4 Análise ecológica

Foram realizadas avaliações na tentativa de quantificar os processos de sucessão ecológica estabelecidos nos diferentes tratamentos. Para tanto, a riqueza das espécies ruderais e a densidade e riqueza dos regenerantes (arbustivos e arbóreos) foram mensurados. Para o primeiro, uma varredura foi realizada no período anterior à última manutenção (maio/14) com coleta e identificação de todas as espécies ruderais presentes por parcela. A quantificação dos regenerantes foi feita como a última avaliação do experimento (julho/14) a partir da contagem e identificação de todas os indivíduos não plantados arbóreos e arbustivos acima de 50 centímetros de altura (Pacto, 2011).

3.2.4 Análise dos Dados

Foram calculados índices a fim de mensurar em base econômica o sucesso dos projetos de restauração. Para tanto, foram obtidos os custos por área basal total (Centavos cm^2), número de espécies ruderais (Centavos Espécie^{-1}), riqueza de regenerantes (Centavos Espécie^{-1}) e densidade de regenerantes (Centavos Indivíduo^{-1}).

Para a análise dos dados foi aplicada a técnica de análise de variância tendo sido ajustado o modelo apropriado para experimentos casualizados em blocos. Uma única variável (Densidade de Regeneração) exigiu a presunção de dados aderentes à distribuição Lognormal na modelagem, sendo todas as demais variáveis modeladas como oriundas de população normalmente distribuída. O teste de Shapiro-Wilk e os coeficientes de assimetria e curtose foram usados para avaliar a aderência dos resíduos à distribuição gaussiana e não houve indícios de que os resíduos obtidos por meio dos modelos não fossem aderentes à distribuição gaussiana. Efeitos significativos tiveram suas médias comparadas duas a duas por meio do teste de Tukey. Todos os testes estatísticos foram interpretados com base no nível de significância de 5% e as análises foram calculadas por meio do sistema SAS (SAS INSTITUTE, 2010).

3.3 Resultados

O uso de glyphosate no controle de plantas competidoras reduziu significativamente a biomassa total de plantas daninhas e gramíneas, ao passo que aumentou a proporção de não-gramíneas na biomassa em comparação com os dois tratamentos de roçada mecanizada (Figura 5). Tivemos como valor de biomassa produzido por não gramíneas em relação ao valor total anual produzido nas parcelas em $44,32 \pm 22,49$ % referente às áreas manejadas com herbicida, enquanto as parcelas roçadas com alta e baixa frequência tiveram respectivamente valores de $4,28 \pm 2,60$ % e $3,38 \pm 2,68$ %. A altura da comunidade de plantas competidoras foi similar ao tratamento com glyphosate e com roçada com baixa frequência, com respectivamente $87,13 \pm 17,64$ e $81,20 \pm 18,09$ centímetros, tendo o tratamento com roçada com alta frequência $52,13 \pm 12,87$ centímetros.

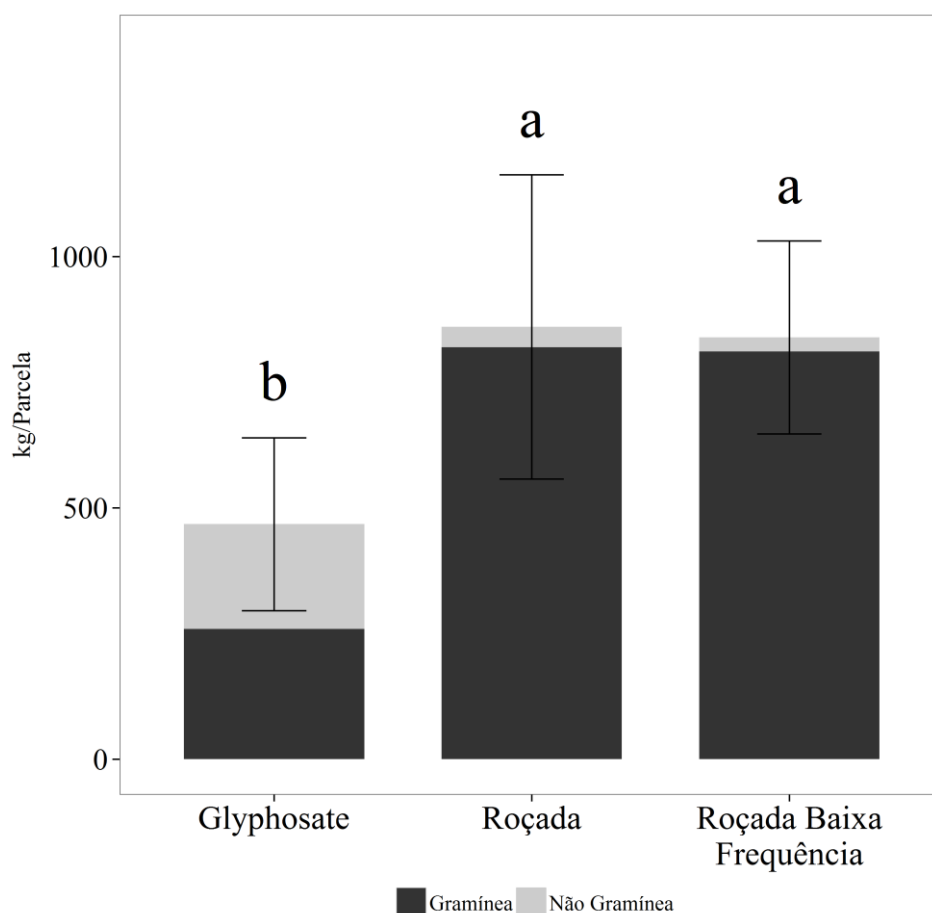


Figura 5 - Biomassa produzida em um ano por plantas competidoras referente aos diferentes tratamentos; as médias seguidas das mesmas letras não diferem estatisticamente a um nível de 5% de significância. Médias apresentadas relativas a uma parcela (400 m²) em um plantio de restauração florestal de um ano

Foi observada maior sobrevivência de mudas no tratamento em que se utilizou herbicida no controle de plantas competidoras (Trat-1) quando comparada com a roçada mecanizada realizada na mesma frequência de intervenções (Trat-3), tanto em nível de comunidade como em grupos de plantio (Figura 6). No entanto, a roçada sempre que necessária (Trat-2) não diferiu do tratamento com herbicida em relação à sobrevivência de mudas. As mudas dos plantios manejados com glyphosate apresentaram maior crescimento, com pelo menos o dobro da altura e área basal e cerca de dez vezes a cobertura de copa observados nos manejos com roçada, tanto para a comunidade quanto para os grupos de recobrimento e diversidade (ANEXO B), o que resultou em maiores taxas de crescimento (Figura 7).

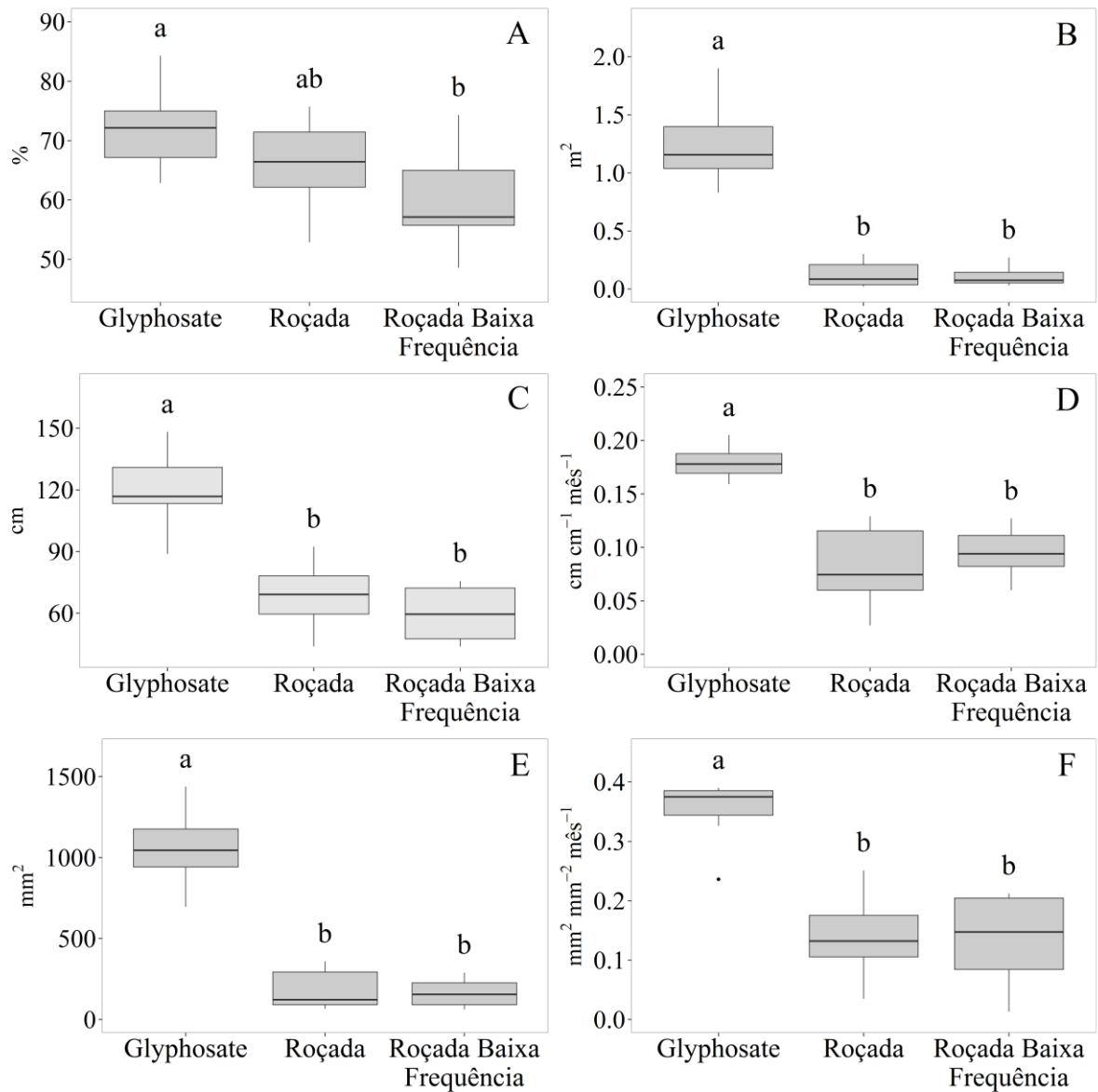


Figura 6 - Parâmetros silviculturais analisados para os diferentes tratamentos de manejo de plantas competidoras; valores médios dos indivíduos plantados para altura, cobertura de copa e área basal. A: Sobrevivência; B: Cobertura de Copa; C: Altura; D: TCR-Altura; E: Área Basal; F: TCR-Área Basal. As médias seguidas das mesmas letras não diferem estatisticamente a um nível de 5% de significância pelo teste de Tukey. Médias apresentadas relativas a uma parcela (400 m²) em um plantio de restauração florestal de um ano



Figura 7 - Comparação entre parcelas de 400 m² contendo 70 mudas (3m x2m) com controle de competidoras com herbicida e roçada. A: Parcela manejada com glyphosate à esquerda e roçada à direita; B: Parcela roçada no primeiro plano, parcela manejada com glyphosate no segundo plano

Foi observada maior riqueza de espécies lenhosas (arbustivas e arbóreas) e ruderais (predominantemente herbáceas), bem como maior densidade de espécies lenhosas nas parcelas submetidas ao uso de glyphosate para controle das gramíneas, ao passo que os dois tratamentos de roçada não diferiram entre si (Figura 8). No local do experimento, encontramos como regenerantes as espécies fumo-bravo (*Solanum mauritianum* Scop.), assa-peixe (*Vernonanthura phosphorica* (Vell.) H.Rob.), jurubeba (*Solanum variabile* Mart.), arará (*Psidium cattleianum* Sabine), alecrim de campinas (*Baccharis dracunculifolia* DC.), fedegoso peludo (*Senna hirsuta* (L.) H.S.Irwin & Barneby) e cambará (*Moquiniastrum polymorphum* (Less.) G. Sancho). Ao total, foram encontradas cerca de 83 espécies ruderais nas parcelas tratadas com herbicida, enquanto nas parcelas roçadas tivemos 55 espécies para o tratamento com maior frequência e 66 espécies para o terceiro tratamento. A lista completa de espécies identificadas nas parcelas se encontra no ANEXO C.

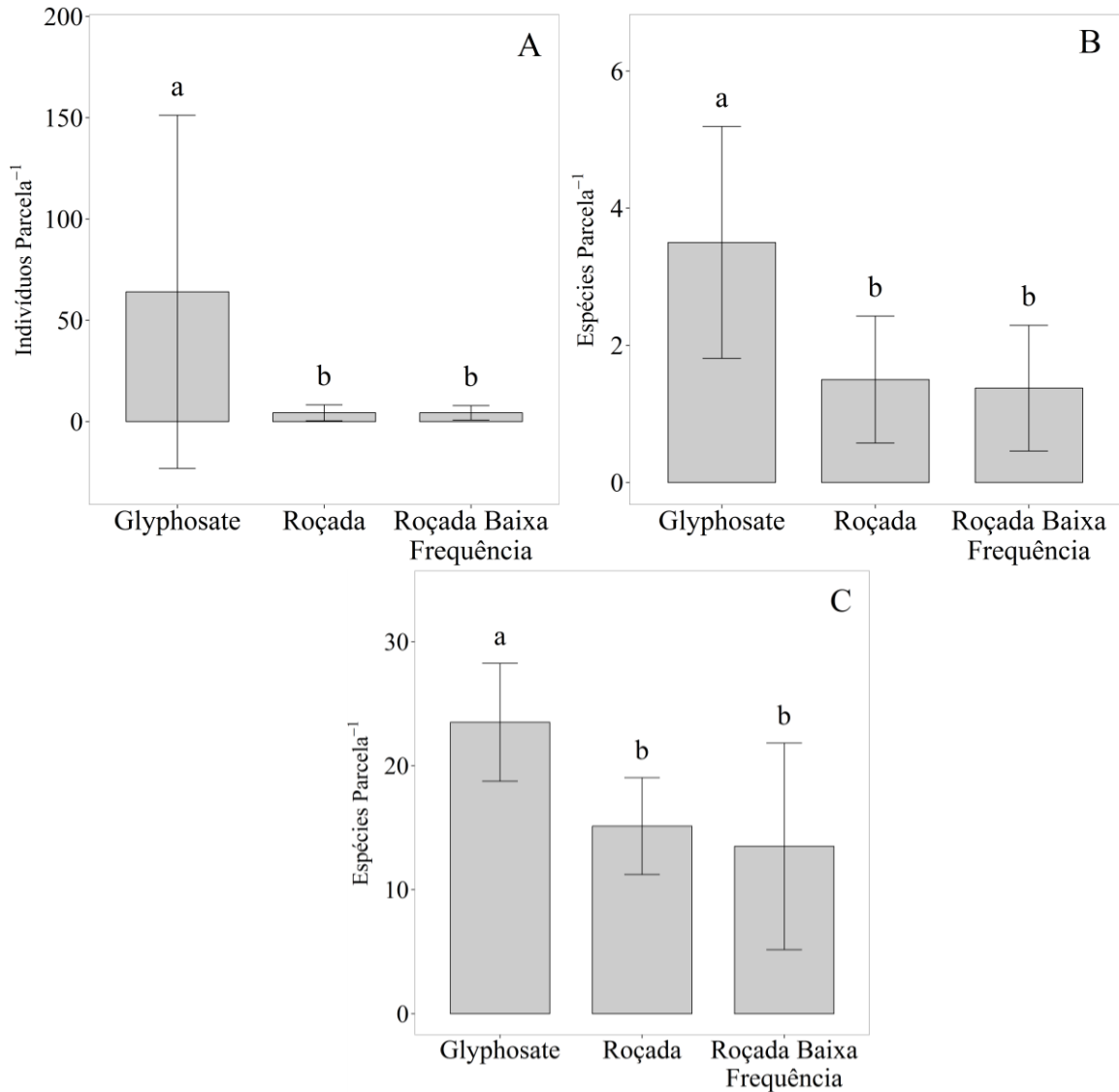


Figura 8 - Parâmetros ecológicos analisados para os diferentes manejos de plantas competidoras. A: Densidade de regenerantes lenhosos; B: Riqueza de regenerantes lenhosos; C: Riqueza de espécies ruderais. As médias seguidas das mesmas letras não diferem estatisticamente a um nível de 5% de significância. Médias apresentadas relativas a uma parcela (400 m²) em um plantio de restauração florestal de um ano

Os valores dos custos do controle de plantas competidoras foram estatisticamente diferentes em relação aos três tratamentos empregados. O manejo com herbicida foi mais barato ($24,30 \pm 2,61$ reais/parcela; $607,56 \pm 65,13$ reais/hectare) que o da roçada sempre que necessário ($56,32 \pm 5,78$ reais/parcela; $1408 \pm 144,50$ reais/hectare) e na mesma frequência que a aplicação de herbicida ($38,23 \pm 5,05$ reais/parcela; $955,75 \pm 126,25$ reais/hectare) (ANEXO D), o que aliado a maiores valores de crescimento de mudas e regenerantes, resultou em menores índices de custo ABT^{-1} ($5,45 \pm 1,91$ centavos cm^{-2}) e custo área basal relativa sobrevivente⁻¹ ($7,76 \pm 3,24$ centavos cm^{-2}) (Figura 9). Os índices referentes a fatores ecológicos apresentaram valores de custo riqueza ruderal⁻¹ semelhantes estatisticamente para

a roçada com alta frequência e o manejo químico, que por sua vez foi equivalente à roçada com baixa frequência para o custo densidade regenerante⁻¹. O índice referente ao custo riqueza regenerante foi o único critério ecológico que teve o tratamento com glyphosate estatisticamente distinto dos demais, com menores valores ($9,56 \pm 4,40$ reais/parcela).

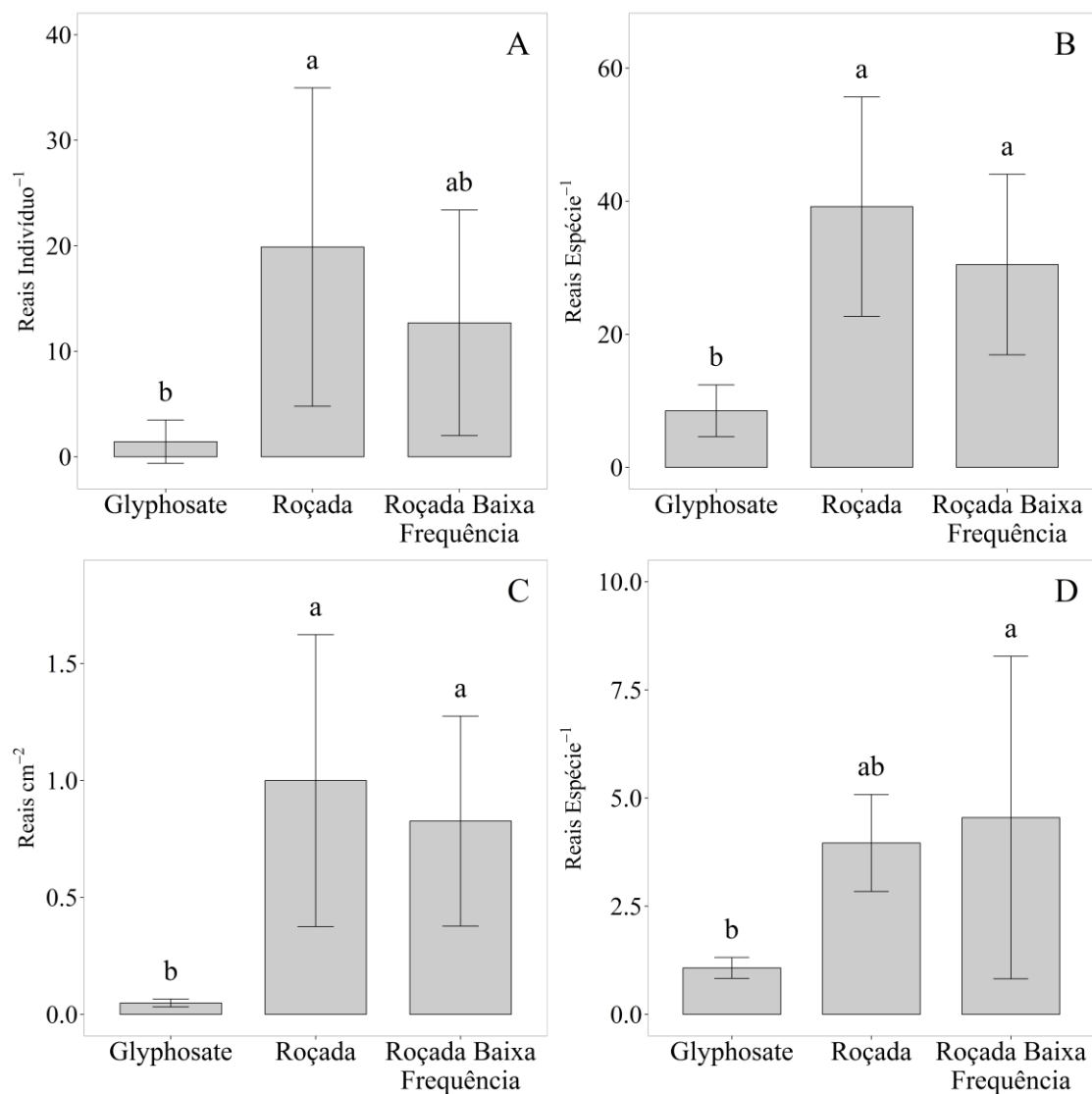


Figura 9 - Índices econômicos avaliados para os diferentes tratamentos de manejos de plantas competidoras. A: Custo Densidade regenerante⁻¹; B: Custo Riqueza regenerante⁻¹; C: Custo ABT⁻¹; D: Custo Riqueza ruderal⁻¹. As médias seguidas das mesmas letras não diferem estatisticamente a um nível de 5% de significância. Índices apresentados relativos ao primeiro ano de um plantio de restauração florestal

Em relação ao potencial de poluição do herbicida glyphosate e AMPA, não foram detectados resíduos das moléculas em nenhuma amostra coletada de solo ou de água. No entanto, foram encontrados valores residuais para sedimentos em 10 dos 16 pontos analisados, variando de $24.753,17 \mu\text{g kg}^{-1}$ à $1.323,19 \mu\text{g kg}^{-1}$ para glyphosate e $76.125,71 \mu\text{g kg}^{-1}$ à $1.752,98 \mu\text{g kg}^{-1}$ para AMPA (Figura 10 A e B- ANEXO E). Três destes pontos de coleta que

apresentaram níveis quantificáveis do herbicida ou do seu metabólito se encontravam em parcelas onde o manejo de plantas competidoras foi feito exclusivamente por métodos mecânicos (Trat-2), indicando contaminação difusa, a partir do escoamento superficial oriundo do entorno das parcelas.

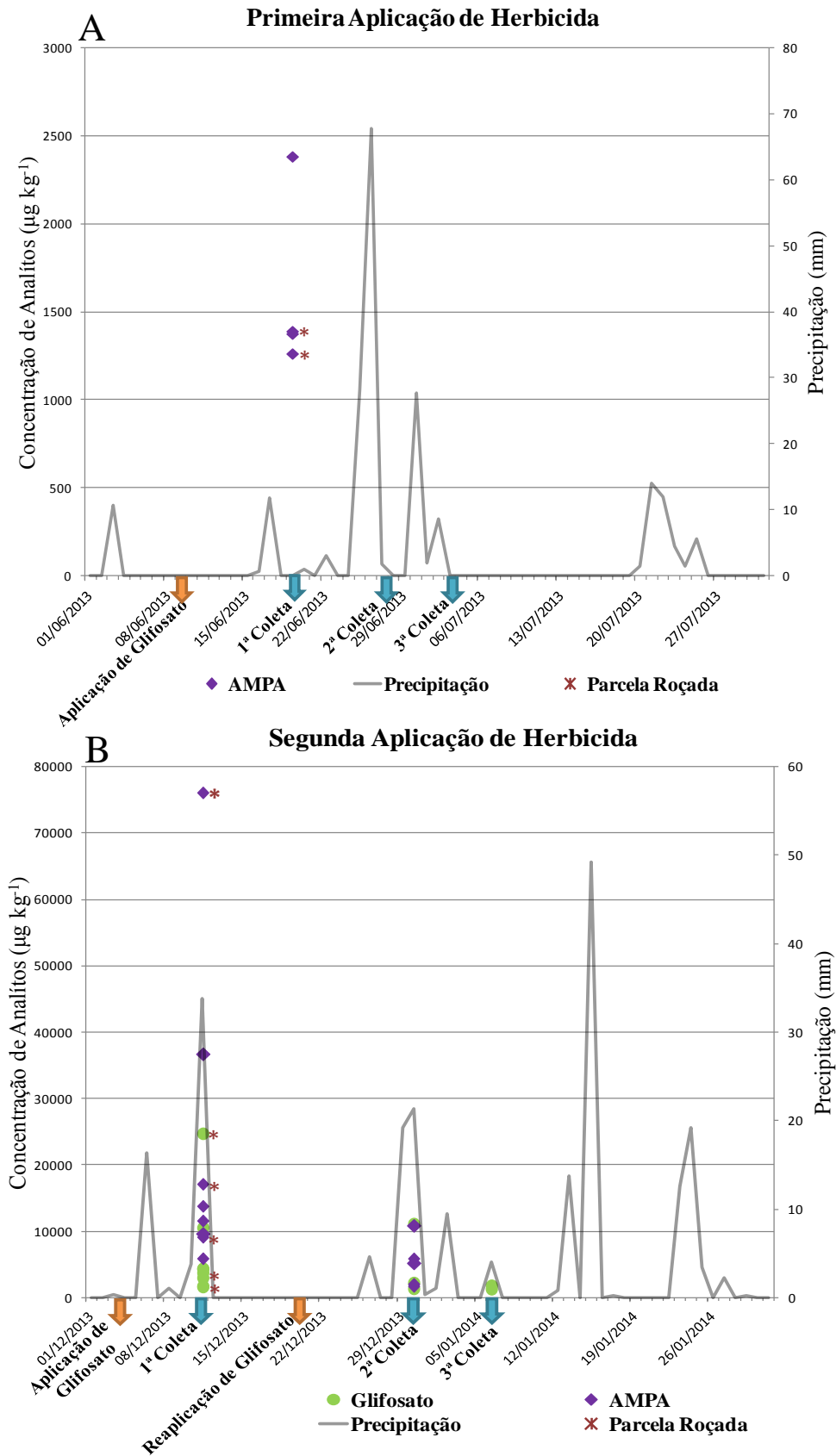


Figura 10 – Concentrações de glyphosate e AMPA para amostras de sedimento em relação à dados de precipitação diária para Sorocaba (INMET, 20014). A: Primeiro período de manutenção com glyphosate do experimento. B: Segundo período de manutenção com glyphosate do experimento. Os pontos em destaque foram coletados em parcelas manejadas por roçada

3.4 Discussão

Os parâmetros silviculturais analisados para as espécies nativas apontaram resultados favoráveis ao controle químico de espécies competidoras, como observado em outros estudos (GRISCOM; ASHTON; BERLYN, 2005; CRAVEN; HALL; VERJANS, 2009; SWEENEY; CZAPKA; YERKES, 2002). Campoe, Stape e Mendes (2010) encontraram um aumento de biomassa de espécies arbóreas plantadas na ordem de 4,4 vezes para plantios de restauração de dois anos manejados com glyphosate em relação à manutenção com roçada, chegando a variações extremas de 1400% (CAMPOE, 2008.). Toledo et al. (1999) relatou um incremento de volume de madeira de 216% para áreas com plantios de eucalipto tratadas com o herbicida em relação ao manejo de roçada, com valores que superaram inclusive a manutenção com capina em área total. Isto ocorre porque ações ineficientes de controle em áreas dominadas por gramíneas C4 não são capazes de reduzir o estresse ambiental de maneira satisfatória, levando a um declínio insuficiente da competição (ENGEL; PARROTTA, 2001; DOUST; ERSKINE; LAMB, 2008). O glyphosate, por ser um herbicida sistêmico, interrompe o ciclo de vida das plantas competidoras e fazendo com que seja necessária a germinação do banco de sementes presente no solo para que a área seja recolonizada, prolongando o período com ausência de competição (LUCHINI, 2009). Como sua molécula se torna indisponível em solo, com absorção via radicular praticamente desprezível (RATCLIFF; BUSSE; SHESTAK, 2006), a pulverização de herbicida não afeta negativamente o crescimento das mudas plantadas. Apesar de Cornish e Burgin (2005) apontarem efeitos de redução de biomassa em plântulas plantadas em substratos contendo o herbicida, o estudo não é representativo para situações de campo, uma vez que trabalha em estufa com plantios em substrato não adsorvente e em campo com doses até 30 vezes acima das comumente utilizadas. A roçada, por sua vez, suprime somente a parte aérea dos indivíduos, o que permite sua rebrota, intensificando a competição com as mudas de espécies nativas pouco tempo após a intervenção de controle (NEPSTAD; UHL; SERRÃO, 1990; T19; NEPSTAD et al., 1996). Uma vez que todos os tratamentos foram adubados de maneira equivalente, pode-se inferir que a competição por água foi o principal recurso limitante para o crescimento das mudas plantadas e que, provavelmente, quanto maior for o déficit hídrico na área manejada, maiores serão as perdas silviculturais por competição. Estes fatos podem ser evidenciados no experimento pela contrastante produção de biomassa de competidoras entre os tratamentos químico e mecânicos, com menores valores para o primeiro, como também verificado por Flory e Clay (2009) em áreas dominadas pela gramínea *Microstegium vimineum* (Trin.) A.

Camus, nos Estados Unidos. Cabin et al. (2002) indicaram que em estudo com diversas técnicas de manejo de competidoras em áreas de restauração tropical, a roçada resultou em uma cobertura de gramíneas cinco vezes maior em comparação à todos os outros tratamentos analisados (bulldozer, cobertura com lona plástica e aplicação de glyphosate).

O manejo mecânico de competidoras sempre que necessário não apresentou alterações positivas nos parâmetros silviculturais em relação à roçada em menor frequência. Este fato contrariou as expectativas, já que para a primeira abordagem foram feitas quatro intervenções de roçada, com atenção para a manutenção das gramíneas sempre com baixo porte (altura média de $52,13 \pm 12,87$ cm) enquanto que para o tratamento com menor frequência de intervenções, foram feitas somente duas roçadas, que resultaram em gramíneas alcançando médias de $81,20 \pm 18,09$ cm de altura. Craven, Hall e Verjans (2009) indicaram resultados semelhantes para plantios de restauração invadidos por gramíneas exóticas no Panamá. Foi observado que para o primeiro ano, os parâmetros silviculturais das mudas plantadas foram similares para duas ou quatro intervenções de roçadas anuais. No entanto, após três anos de análises, a diferença entre os valores se tornou mais expressiva, apontando as médias como estatisticamente diferentes, apesar de continuamente se manterem abaixo dos tratamentos que adotavam práticas de manejo químico. Isto demonstra que apesar de, em longo prazo, o aumento da frequência de intervenções mecânicas ser mais efetiva, ela não é recomendada em função do desenvolvimento de mudas florestais ser afetado por competição principalmente nos primeiros meses de plantio (TOLEDO et al., 2000). A ineficiência do aumento de manutenções se deu basicamente pelos dois tratamentos terem apresentado produções similares de biomassa de gramíneas para o período analisado. Como o comportamento de crescimento de espécies vegetais é representado por uma curva sigmoideal (MAGALHÃES, 1985), a roçada em maior frequência estimulou que a comunidade de gramíneas permanecesse constantemente na fase log, ou seja, de maior ritmo de produção de matéria seca. Por sua vez, supõe-se que o tratamento com maiores períodos entre as intervenções permitiu que a comunidade de gramíneas alcançasse a fase estacionária de crescimento, com desaceleração de sua produção de biomassa, resultando em uma concorrência por nutrientes e água similar para ambos os manejos (NEPSTAD et al., 1996). Este é um ponto importante a ser ressaltado para as práticas empregadas em campo, uma vez que, dadas as marcantes diferenças entre o manejo físico e químico no controle efetivo de competidores, fica evidente que a população de gramíneas exerce uma elevada competição em um período que antecede o usualmente recomendado à roçada, tornando claro que as práticas mecânicas não foram eficientes e

precisam ser revistas a fim de evitar ao máximo a perda de crescimento de mudas de espécies nativas em projetos de restauração de florestas tropicais que se restrinjam ao manejo pela roçada. Uma solução seria plantios com maior densidade, como estudado por Campoe (2008) para diferentes espaçamentos em áreas de restauração. O autor apontou que mudas de nativas de dois anos de idade em arranjos de 3x1 manejados com roçada apresentaram uma tendência a produzir biomassa próxima a plantios de 3x2 manejados com herbicida glyphosate, devido à alta densidade populacional proporcionar menos espaços livres para o desenvolvimento de gramíneas invasoras. Para tanto, é fundamental avaliar o acréscimo de custos que tais medidas gerariam para plantios em larga escala.

As áreas com uso de glyphosate apresentaram as maiores evidências de início de restabelecimento de processos ecológicos ligados à sucessão florestal. Este ponto pode ser fundamentado a partir dos dados indicados sobre a riqueza de espécies ruderais e regenerantes e da densidade de regenerantes, em que as parcelas manejadas com glyphosate obtiveram as maiores médias para todas as avaliações. Outro fato observado relacionou-se à produção de flores e frutos pelos indivíduos plantados em todos os tratamentos, porém a incidência e densidade de tal fato foi expressivamente maior nas parcelas manejadas com herbicida, apresentando espécies que entraram na fase reprodutiva exclusivamente nas mesmas. As gramíneas, pela alta produção de biomassa, formam uma densa camada de cobertura vegetal que atua como um filtro ecológico (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; PIVELLO; SHIDA; MEIRELLES, 1999), restringindo a entrada de novos propágulos oriundos da chuva de sementes (AIDE et al., 1995) e limitando a germinação do banco de sementes (HOFFMANN; HARIDASAN, 2008; ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000; ORTEGA-PIECK et al. 2011), sendo relacionada diretamente à redução de diversidade, densidade e área basal de árvores nativas (DOUST; ERSKINE; LAMB, 2008). Em função desse importante filtro, plantios de restauração podem ser perdidos e a sucessão florestal pode ser retardada devido à forte competição (CABIN et al., 2002), podendo resultar em um processo de 'Sucessão Estacionária' (CHEUNG; LIEBSCH; MARQUES, 2010). A roçada, apesar de remover a parte aérea das gramíneas, mantém os indivíduos ativos com cobertura parcial do solo, não permitindo que os processos ecológicos se expressem em sua máxima amplitude. As parcelas que tiveram esta barreira completamente retirada por meio da morte das gramíneas pelo uso de glyphosate apresentaram uma mudança significativa na comunidade de espécies espontâneas, uma vez que houve a abertura do nicho ocupado pelas gramíneas, o que permitiu a regeneração de outras espécies, se diferenciando pela presença ampla de espécies ruderais, r

estrategistas. Este grupo é caracterizado por seu rápido crescimento populacional (MADON; MEDAIL, 1997), colonizando ambientes perturbados como clareiras ou até mesmo ecossistemas jovens, com espécies de pequena dimensão e de ciclo biológico curto (BASKIN; BASKIN, 1985). Segundo Grime (1988), o direcionamento e alocação rápida de recursos em flores e sementes destas espécies não permite o desenvolvimento de um sistema radicular e aéreo necessário para o domínio e ocupação de habitats estáveis, onde o sucesso é usualmente associado com padrões muito conservados de utilização de recursos. Assim, este grupo é de elevada importância para o momento inicial de sucessão, já que além de trazer benefícios como acúmulo de matéria orgânica e atração de fauna como polinizadores e dispersores de sementes por converter uma monocultura de braquiária em uma comunidade biodiversa, tende a ser substituído por outras espécies ao longo do desenvolvimento ecológico da área, não constituindo uma ameaça de competição às mudas nativas plantadas.

Pode-se observar que o tratamento com glyphosate auxiliou no incremento de regenerantes por parcela, tanto em diversidade quando em densidade. Contudo, é necessária avaliação prévia das áreas manejadas, uma vez que pastagens abandonadas que apresentem naturalmente alto número de regenerantes podem ser prejudicadas por uma aplicação em área total do herbicida (GRISCOM; GRISCOM; ASHTON, 2009). No panorama de sucessão, a ocorrência destas espécies arbustivas e arbóreas regenerantes é essencial, pois além de participar no fechamento do dossel e sombreamento do solo para o auxílio no controle de espécies competidoras heliófitas (HOOPER; CONDIT; LEGENDRE, 2002; HOOPER; LEGENDRE; CONDIT, 2005; KIM et al., 2006) como a braquiária, amplia a diversidade da área (OTTEWELL; BICKERTON; LOWE, 2011; TERER et al., 2014) favorecendo a restauração dos processos sucessionais a longo prazo. Isto ocorre porque um plantio de mudas nativas não determina que a área alcance a maturidade de uma floresta secundária. São necessários diversos outros fatores, com destaque para o desencadeamento dos processos de regeneração natural, que irão contribuir para que a floresta seja autossuficiente, não entrando em declínio com a senescência das árvores plantadas (MARTIN; SHERMAN; FAHEY, 2004; BRANCALION et al., 2009).

Os custos diretos e indiretos do controle de plantas competidoras foram inferiores para as parcelas tratadas com glyphosate, seguido pela roçada com menor frequência e por ultimo a roçada sempre que necessário. Os custos diretos se aplicam à quantificação dos valores referentes aos insumos e serviços necessários às intervenções de manejo. Os custos indiretos

apontam para fatores que contribuam de modos alternativos aos valores finais sobre o manejo total de espécies competidoras de uma área e sobre parâmetros representativos para o plantio de restauração, ilustrado pelos índices econômicos calculados. Craven, Hall e Verjans (2009) indicaram que os custos referentes ao controle de gramíneas para plantios florestais não aumentou com a utilização do herbicida glyphosate devido ao decréscimo no tempo requerido para as manutenções, o que não ocorreu para o manejo com a roçada, onde as maiores frequências de intervenções mecânicas aumentaram os custos. O tempo necessário para os diferentes métodos de manejos variou em relação aos rendimentos fornecidos no Referencial Teórico SOS Mata Atlântica (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). As horas homem por hectare foram em média 50% inferiores em relação ao referencial de 13 HH/ha para o controle químico. A roçada, por outro lado, apresentou valores superiores ao teórico apresentado, com uma variação de 10 HH/ha para o projeto. Esta alteração pode ter ocorrido devido ao alto grau de infestação de gramíneas observado na área, dificultando o manejo semi-mecanizado. Estima-se que os gastos com manutenção de mudas em campo seja de 30 a 40% para os custos totais de áreas em restauração de florestas tropicais (HOEZ; GUILHERMO, 2008), chegando a mais de 65 % em alguns casos (INSTITUTO TERRA, 2013). Com o uso de glyphosate, estes custos tendem a diminuir cerca de 30% (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009), podendo alcançar maiores abatimentos. Para o projeto avaliado, a redução de despesas pelo controle químico de plantas competidoras chegou a 57%.

Os custos diretos são facilmente calculados, porém os indiretos precisam ser correlacionados com as variáveis ecológicas quantificadas para cada tratamento para serem inferidos. Em primeiro plano, tem-se o mesmo ganho silvicultural para os dois tratamentos mecânicos, independente da frequência, com custos mais elevados para o manejo com maior regularidade. Logo, indiretamente os custos Área Basal Total⁻¹ podem então ser contabilizados como acréscimo no valor final da roçada sempre que necessária, uma vez que não houve ganhos proporcionais aos investimento despendido. Em segundo plano, temos a densidade de indivíduos regenerantes como um importante representativo econômico. As mudas de espécies nativas representam uma alta fração sobre o custo total de um projeto, apresentando valores que variam unitariamente entre R\$ 0,70 por muda para iniciativas de

larga escala (SOS MATA ATLÂNTICA¹). Se considerarmos que cada indivíduo regenerante representa uma árvore/arbusto adicional na área sem o gasto com mudas, torna-se interessante economicamente promover práticas que incentivem a entrada e estabelecimento de propágulos. As áreas manejadas quimicamente tiveram média de densidade de regenerantes em $64,13 \pm 87,17$ indivíduos/parcela enquanto que as roçadas apresentaram os valores de $4,38 \pm 3,96$ e $4,38 \pm 3,54$ indivíduos/parcela para a maior e menor frequência, respectivamente. Estes valores, correlacionados aos custos diretos, resultaram em índices de custo por densidade regenerante para o tratamento mecânico com alta frequência que ultrapassaram em ao menos doze vezes o calculado para o manejo químico, com custos de diversidade por regenerante que acompanharam esta mesma tendência. Finalmente, é preciso analisar o espaço de tempo do projeto em que serão necessárias intervenções de controle de espécies exóticas. Em um plantio de restauração florestal, a manutenção é feita até o momento em que as mudas e os regenerantes apresentem um desenvolvimento silvicultural suficiente para que o solo seja completamente sombreado, controlando espécies competidoras que necessitam de luz para sobrevivência, como as gramíneas. O Referencial Teórico do Pacto da Mata Atlântica (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009) indica que o tempo médio de necessidade de atividades de manutenção para um projeto de restauração varia em torno de trinta meses, porém este período oscila de acordo com o desenvolvimento de cada área. Para as parcelas tratadas com herbicida, por apresentarem alto incremento silvicultural com grandes valores de cobertura de copa e elevada taxa de regenerantes, pode-se inferir em um cronograma de manutenção que provavelmente irá satisfazer os prazos teóricos. Por sua vez, as parcelas roçadas, por apresentarem mudas com o crescimento muito baixo e taxa de regeneração ínfima, tendem a necessitar o controle de espécies competidoras por um período de tempo muito mais longo do que o referencial de dois anos. Situação similar foi observada por Sweeney, Czapka e Yerkes (2002) onde apontaram que plantios de restauração de florestas temperadas ripárias tratados com glyphosate necessitariam cerca de 15 anos para o fechamento completo do dossel, enquanto que para áreas manejadas com roçada, seriam necessários 35 anos para alcançar o mesmo cenário. Este prolongamento de intervenções nas áreas aumenta o custo proporcionalmente ao tempo estimado para que a área consiga se manter sozinha, levando à conclusão de que os custos indiretos relacionados ao espaço de tempo de manutenção para os tratamentos mecânicos tendem a ser elevados.

¹ Comunicação pessoal, 2014

Não foram encontrados níveis residuais de glyphosate ou AMPA em solo. Estes resultados diferem dos encontrados em literatura. Newton et al. (1994) avaliou plantios florestais em clima temperado e indicou taxas de $1,08 \text{ mg kg}^{-1}$ de glyphosate em solo 28-30 dias após a aplicação, com máximo de $4,67 \text{ mg kg}^{-1}$ aos 14 dias e movimento insignificante da molécula em camadas de solo abaixo de 15 cm. Resultados similares foram encontrados para florestas plantadas da Galícia, com valores máximos de $6,9 \mu\text{g g}^{-1}$ em solo, alcançando profundidade de 30 centímetros e decaimento a concentrações desprezíveis após um mês (VEIGA et al., 2001). Para plantações de cereais finlandesas, menores valores foram estabelecidos, com concentrações de $0,350 \pm 0,116 \text{ mg kg}^{-1}$ para glyphosate e $0,128 \pm 0,013 \text{ mg kg}^{-1}$ para AMPA (LAITINEN et al., 2009). Os estudos apresentados tem como ponto comum a avaliação de áreas em clima temperado, que influenciam em diversos fatores o comportamento do glyphosate no meio ambiente. Quando em contato com o solo, a molécula de glyphosate é adsorvida, ou seja, forma fortes ligações químicas com os colóides do mesmo, sendo inativada (GIMSING; BORGGAARD, 2002; BUSSE et al., 2001; BAYLIS, 2000). Este processo é de extrema importância, pois determina quanto do produto ficará retido no solo e quanto estará disponível em sua solução (KRAEMER et al., 2009). A forte sorção do glyphosate ocorre devido à alta afinidade que o composto apresenta frente aos óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (VAN OLPHEN; FRIPIAT, 1979), formando o chamado resíduo-ligado (PRATA, 2002), nome dado à interação entre espécies químicas originadas da transformação ou não de pesticidas e a matriz do solo, sendo estes resíduos não passíveis de extração por métodos que alterem significativamente a natureza da molécula. Alguns estudos indicam que a sorção do glyphosate ainda é influenciada diretamente pela matéria orgânica (MAMY; BARRIUSO; GABRIELLE, 2005), pela temperatura (DE JONGE et al., 2001) e indiretamente pelo pH (MILES; MOYE, 1988), sendo os dois últimos fatores importantes para a realidade brasileira. No caso de regiões tropicais, temos solos altamente reativos, estabelecidos por elevado intemperismo, que resultam em sua maioria em solos com boa profundidade e porosidade, estrutura estável, alta permeabilidade, pH's baixos e elevadas concentrações de óxidos de ferro e alumínio (OLIVEIRA Jr.; BRIGHENTI, 2011), condições que aliadas às propriedades da molécula de glyphosate, permitem indicar como muita baixa sua mobilidade (DOUSSET et al., 2004), sem potencial de contaminação do lençol freático. Outra característica fundamental ao comportamento do glyphosate é sua similaridade à cinética do fósforo em solo (PRATA, 2002) devido às suas ligações covalentes serem formadas pelo grupo fosfatado da molécula (BORGGAARD; GIMSING, 2008). Tal fato confere rápida degradação microbiana ao herbicida (VERECKEN, 2005) por atuar como

fonte de nutriente à microfauna (KONONOVA; NESMEYANOVA, 2002). Este comportamento é indicado como inversamente correlacionado à capacidade de sorção do fósforo que o solo apresenta; se a sorção for alta, então a mineralização/degradação será baixa, devido à biodisponibilidade ser menor (JACOBSEN, 2003). Assim, a molécula de glyphosate tende a não permanecer longos períodos reativa em solo; ou está fortemente adsorvida, ou é degradada quando liberada em solução. Para solos tropicais, em temperaturas mais elevadas, temos taxas de degradação acentuadas. Giesy, Dobson e Solomon (2000) indicam que a meia-vida do glyphosate em solo varia de 2 a 197 dias, e AMPA de 76 a 240 dias, já Dousset et al. (2004) aponta como 14 dias a persistência de ambas as moléculas. Prata (2002) indica um $t_{1/2}$ de mineralização de 252 a 782 dias para glyphosate, enquanto os $t_{1/2}$ de dissipação variaram entre 14 e 25 dias. A dissipação refere-se à fração do composto químico que é mineralizada ou permanece no solo em formas que não a original, como exemplo, a formação de resíduo-ligado (Prata, 2002). Assim, para a realidade tropical, os resultados obtidos foram relevantes e condizentes, uma vez que o período de 25 dias empregado para as coletas foi suficiente para que o herbicida e seu metabólico fossem completamente dissipados.

As amostras de água de enxurrada não apontaram resíduos de glyphosate ou de AMPA, porém concentrações significativas foram indicadas em seus sedimentos em suspensão. Daouk, Alencastro e Pfeifer (2013) encontraram valores para glyphosate e AMPA em água de escoamento superficial que variaram respectivamente entre $73 \mu\text{g L}^{-1}$ à $110 \mu\text{g L}^{-1}$ e $9 \mu\text{g L}^{-1}$ à $14 \mu\text{g L}^{-1}$ em áreas de cultivo de uva na Suíça. Para este estudo, as amostras não foram filtradas, sendo as concentrações referentes aos sedimentos presentes na amostra total; os altos valores são correlacionados com altas taxas de chuva, solos alcalinos que favorecem a dessorção do glyphosate e elevadas concentrações de cobre que complexam com o herbicida e contribuem para sua mobilidade (BARRETT; MCBRIDE, 2006). Por outro lado, Laitinen et al. (2009) chegou a valores de $5,68 \pm 1,47 \mu\text{g L}^{-1}$ para glyphosate e $0,51 \pm 0,11 \mu\text{g L}^{-1}$ para AMPA em amostras filtradas, apesar de correlacionar positivamente as taxas encontradas de glyphosate com as de sólidos totais nas amostras. Como o glyphosate se comporta de forma similar ao fósforo em solo, seu transporte para cursos de água responde aos mesmos fatores, como intensidade de chuva, composição do solo, declividade e vegetação atuante sobre a erosão hídrica (HART; QUIN; NGUYEN, 2004; BRADY; WEIL, 1999), demonstrando que o carreamento do herbicida é feito basicamente por partículas de solo erodidas (CENTENO, 2009). Apesar dos valores encontrados para o projeto serem elevados em comparação a outros estudos, com picos de $2,4 \text{ mg kg}^{-1}$ para AMPA durante o período da

primeira aplicação e $24,8 \text{ mg kg}^{-1}$ de glyphosate e $76,1 \text{ mg kg}^{-1}$ de AMPA para a segunda intervenção, é necessário esclarecer que as análises foram realizadas de maneira distinta, com a retirada total de água e concentração de sedimentos a partir da solução de enxurrada, e não a análise direta da água de escoamento superficial em um mesmo arranjo. Como estamos trabalhando com valores de concentração em sedimento, o potencial de disseminação do herbicida precisa ser correlacionado com a quantidade de sedimento que é carregado na solução de enxurrada e com as características dos corpos hídricos, uma vez que quanto maior a bacia e o tempo de viagem e percurso do fluxo, menores serão as concentrações e maior será a oportunidade do glyphosate e AMPA degradar (COUPE et al., 2012), uma vez que ambas moléculas continuam sua decomposição em meio aquoso. Pode-se inferir que o principal meio de transporte de herbicida se deu por fluxos preferenciais no relevo acidentado do plantio, uma vez que os dois valores apresentados como máximos para a segunda intervenção referem-se a uma mesma parcela em que o manejo empregado se restringiu à roçada, indicando entrada transversal de contaminantes de parcelas vizinhas tratadas com glyphosate devido ao relevo acidentado da área de experimento. Os maiores valores representativos para áreas tratadas com herbicida equivalem a $11,1 \text{ mg kg}^{-1}$ para o glyphosate e $36,7 \text{ mg kg}^{-1}$ para seu metabólito. Coupe et al. (2012) indica que as maiores concentrações de glyphosate em córregos ocorrem durante o primeiro episódio de runoff após a aplicação. Se este intervalo for curto, a concentração do metabólito AMPA tende ser pequena, porém, quanto maior o tempo entre a aplicação e a enxurrada, maior será a concentração de AMPA em comparação com a de glyphosate. Este fato pode ser comprovado de acordo com as concentrações de glyphosate e AMPA apresentadas, sendo indicado somente o metabólito para a primeira intervenção e com altos valores iniciais do mesmo para a segunda com decaimento ao longo das coletas. A partir dos valores obtidos, pode-se inferir que o período necessário para que ambas as moléculas não sejam encontradas na solução de enxurrada estaria entre os 16 e 18 dias para a área analisada. Silva Jr. (2010) avaliou córregos contornados por áreas de restauração ciliares do estado de São Paulo e detectou somente AMPA em água superficial e em sedimento de fundo de leito 88 a 122 dias após o manejo químico das áreas. É interessante indicar que para a análise da molécula de glyphosate, extrações altamente ácidas ou básicas são empregadas para solubilizar a matriz, possibilitando a quantificação da molécula. Como em ambiente natural estas condições não seriam observadas, encontrando o composto em grande parte adsorvido e inerte, pode-se dizer que os valores superestimam o potencial de poluição ambiental do herbicida. Apesar dos resultados obtidos, o conhecimento direto sobre o

transporte de glyphosate por fluxo terrestre ainda é escasso (SIIMES et al., 2006), carecendo principalmente de estudos de campo que reflitam condições tropicais de solo e clima.

Apesar das qualidades silviculturais e ecológicas positivas que o manejo de glyphosate apresentou, fica evidente que há arraste do herbicida e do seu metabólito para cursos de água. Assim, para que seja possível conciliar o uso do mesmo, como ferramenta tecnológica em projetos de restauração, com sua utilização em áreas ripárias, é necessário o desenvolvimento de medidas mitigatórias. Uma das alternativas seria o emprego de faixas vegetais de bordadura em torno de mananciais. As faixas são reconhecidas como a abordagem mais efetiva na mitigação da contaminação de águas superficiais por runoff (LIN et al., 2011) e por deriva (DE SNOO; DE WIT, 1998) uma vez que atuam como filtros aos pesticidas (BICALHO et al., 2010). Em estudo sobre a amplitude de deriva pela aplicação de herbicidas com trator pulverizador, foi determinado que uma faixa de 6 metros foi suficiente, considerando a presença de ventos fortes, para conter a deposição de contaminantes (DE SNOO; DE WIT, 1998). Como na maior parte dos projetos de restauração florestal o glyphosate é aplicado com pulverizadores costais, o que resulta em potencial muito menor de perdas por deriva, acredita-se que tal largura de faixa de proteção ultrapassa o valor mínimo necessário. Em relação ao escoamento superficial da molécula, uma revisão conduzida por Reichenberger et al. (2007) reuniu 180 artigos que tratavam direta ou indiretamente ações de mitigação da entrada de pesticidas em corpos de água. Os autores concluíram que faixas de gramíneas localizadas nas extremidades inferiores das áreas analisadas são efetivas para seu propósito e que reunindo em um grupo os resultados referentes aos pesticidas transportados por sedimentos, onde se enquadra o glyphosate, foi possível chegar a um valor mínimo de oito metros de largura para faixas vegetais que comportem a redução satisfatória do transporte de contaminantes. Esse dado é confirmado por estudo de Lin et al. (2011), no Missouri (EUA), que analisou a efetividade de três arranjos de gramíneas e a influência da largura de faixas vegetais de bordadura sobre a redução dos herbicidas atrazina, metalachlor e glyphosate. O ultimo herbicida foi indicado apresentando valores médios de 2,4% de perda por runoff, chegando a valores de redução de 70 a 81% para faixas vegetais de oito metros. Apesar de serem necessários maiores estudos que reflitam diferentes panoramas de relevo e que condigam com a realidade tropical sobre projetos de restauração, pode-se sugerir que uma faixa de bordadura vegetal sem a utilização de pesticidas de oito metros de largura seria suficiente para evitar danos ambientais potenciais do herbicida glyphosate.

Na utilização de pesticidas em áreas naturais, é importante observar que a classe toxicológica do produto comercial de glyphosate varia conforme sua composição. Isto é, apesar do ingrediente ativo ser considerado pouco tóxico, o herbicida utilizado em campo possui outros componentes em sua fórmula, os chamados adjuvantes, que podem aumentar a toxicidade do produto (FOLMAR; SANDERS; JULIN, 1979; GIESY; DOBSON; SOLOMON, 2000). Um adjuvante é definido como qualquer substância na formulação ou adicionada ao tanque de pulverização para auxiliar a atividade herbicida ou as características de aplicação. Surfactantes são os principais adjuvantes nas formulações de glyphosate. Para que a formulação do glyphosate seja eficaz, este deve ser absorvido pela folha e transportado para os tecidos-alvo. Assim, os surfactantes facilitam o molhamento, a adesividade e o espalhamento da gota (diminuição do ângulo de contato), importantes nesta etapa (ABRAHAM, 2009). No Brasil, considerando os dados apresentados no relatório semestral de 2009 (IBAMA, 2010), foi reportada a comercialização de 71 marcas de produtos formulados a base de glyphosate, onde, segundo a classificação toxicológica, somente 1% está na classe IV, 6% na classe II e 93% na classe III (de uma escala de I-Extremamente tóxico à IV- Pouco tóxico). A formulação comercial mais conhecida, Roundup Original®, é classificada no grupo III, enquanto outros produtos mais recentes da mesma empresa, como Roundup Ready®, Roundup Transorb®, Roundup Ultra® se enquadram na classe II. Marcas comerciais como Glyphosate Nortox®, Glyphosate 480 Helm® e Polaris® são classificadas na classe IV (SISTEMA AGROFIT, 2014). Howe et al. (2004) em estudo comparativo sobre toxicidade aguda entre produtos comerciais de glyphosate indicou que o surfactante POEA, utilizado em formulações de Roundup®, apresentou a maior toxicidade sobre anfíbios, seguido pelos produtos em que o surfactante fazia parte da composição. A molécula glyphosate e outras composições comerciais não apresentaram toxicidade aguda (HOWE et al., 2004). Os resultados são confirmados por outros autores que apontam que o surfactante POEA é o responsável por possíveis níveis de toxicidade de produtos formulados (HART; QUIN; NGUYEN, 2004; PERKINS; BOERMANS; STEPHENSON, 2000). Desta forma, os dados sugerem que apesar da baixa toxicidade, é importante a escolha criteriosa do herbicida à base de glyphosate para uso em áreas naturais, uma vez que a presença e a concentração de adjuvantes, como o POEA, tende a influenciar mais o risco ambiental do produto do que o próprio glyphosate.

3.5 Conclusão

O controle de plantas competidoras com pulverização de glyphosate é muito mais efetivo, por favorecer o crescimento das mudas plantadas e a regeneração de espécies lenhosas e ruderais, apresentando custos bem inferiores em comparação à roçada. Embora não tenha se observado resíduos de glyphosate e AMPA no solo e na água, a presença de resíduos em sedimentos indicam que medidas de conservação de solo e implementação de faixas de proteção são necessárias para o uso de glyphosate na restauração de áreas ripárias.

Referencias

- ABRAHAM, W. Formulações de glyphosate e adjuvantes. In: VELINI, E.D.; MESCHÉDE, D.K.; CARBONARI, C.A.; TRINDADE, M.L.B. **Glyphosate**. Botucatu: FEPAF, 2009. p. 179-190.
- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; HERRERA, L.; ROSARIO, M.; SERRANO, M. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 77, p. 77–88, 1995.
- AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS - ANP. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/>>. Acesso em: 5 maio 2014.
- ARANTES, S.A.C.M.; LAVORENTI, A.; TORNISIELO, V.L. Efeito da calagem na sorção e dessorção do ¹⁴C-glyphosate em solos. **Ciência das Plantas Daninhas**, Sete Lagoas, v. 15, p. 44-47, 2007.
- BARRETT, K.A.; MCBRIDE, M.B. Oxidative degradation of glyphosate and aminomethylphosphonate by manganese oxide. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 39, p. 9223–9228, 2005.
- _____. Trace element mobilization in soils by glyphosate. **Soil Science Society of America**, Madison, v. 70, n. 6, p. 1882–1888, 2006.
- BASKIN, J.M.; BASKIN, C.C. Life cycle ecology of annual plant species of cedar glades of Southeastern United States. In: WHITE, J. (Ed.). **The population structure of vegetation**. Dordrecht: Springer, 1985. p. 371-398.
- BATISTA, J.L.F. **Mensuração de árvores: uma introdução à dendrometria**. Piracicaba: ESALQ, LCF, 1998. 73 p.
- BAYLIS, A.D. Why glyphosate is a global herbicide: strengths, weaknesses and prospects. **Pest Management Science**, Sussex, v. 56, p. 299–308, 2000.
- BERNARDES, C. Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. In ENCONTRO NACIONAL DA ANPPAS, 5., 2010. Florianópolis. **Anais...** Brasília: Guedes e Susan Edda Seehusen Organizador, 2011. p. 272.

BICALHO, S.T.T.; LANGENBACH, T.; RODRIGUES, R.R.; CORREIA, F.V.; MATALLO, M.B.; LUCHINI, L.C. Herbicide distribution in soils of a riparian forest and neighboring sugar cane field. **Geoderma**, Amsterdam, v. 158, p. 392-397, 2010.

BORGGGAARD, O.K.; GIMSING, A.L. Review: fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. **Pest Management Science**, Sussex, v. 64, p. 441-456, 2008.

BORTOLAZZO, E.D. **Efeitos da área de controle das plantas daninhas (coroamento ou faixas) no desenvolvimento inicial de tangerina “Poncã” (*Citrus reticulata* Blanco).** 2002. 78 p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **The nature and properties of soils.** 12th ed. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1999. 881 p.

BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I.; GANDALFI, S.; RODRIGUES, R.R. Plantio de árvores nativas brasileiras fundamentado na sucessão florestal. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal.** Piracicaba: ESALQ, LERF; São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 18-27.

BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I.; MACHADO, R.P.; CHRISTOFFOLETI, P.J.; RODRIGUES, R.R. Seletividade dos herbicidas setoxidim, isoxaflutol e bentazon. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, p. 251-257, 2009.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 518/gm.** 2004. Disponível em: <<http://dtr2001.saude.gov.br/sas/PORTARIAS/Port2004/GM/GM-518.htm>>. Acesso em: 20 mar. 2014.

_____. Leis, decretos, etc. **Lei Nº 12.651 de 25 de maio de 2012.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 05 maio 2014.

BUSSE, M.D.; RATCLIFF, A.W.; SHESTAK, C.J.; POWERS, R.F. Glyphosate toxicity and effects of long-term vegetation control on soil microbial communities. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 33, p. 1777–1789, 2001.

CABIN, R.J.; WELLER, S. G.; LORENCE, D. H.; CORDELL, S.; HADWAY, L. J.; MONTGOMERY, R.; GOO, D.; URAKAMI, A. Effects of light, alien grass, and native species additions on Hawaiian dry forest restoration. **Ecological Applications**, Tempe, v. 12, p. 1595–1610, 2002.

CAIRO, P.A.R.; OLIVEIRA, L.E.M.; MESQUITA, A.C. **Análise de crescimento de plantas.** Vitória da Conquista: Edições UESB, 2008. 72 p.

CALMON, M.; BRANCALION, P.H.S.; PAESE, A.; ARONSON, J.; CASTRO, P.; SILVA, S.C.; RODRIGUES, R.R. Emerging threats and opportunities for biodiversity conservation and ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, Malden, v. 19, p. 154-158, 2011.

CAMPOE, O.C. **Efeito de práticas silviculturais sobre a produtividade primária líquida de madeira, o índice de área foliar e eficiência do uso da luz em plantios de restauração da Mata Atlântica.** 2008. 120 p. Dissertação (Mestre em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

CAMPOE, O.C.; STAPE, J.L.; MENDES, J.C.T. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil’s Atlantic forests? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, p. 1808–1814, 2010.

CENTENO, A.J. Glyphosate: uma visão ambiental. In: VELINI, E.D.; MESCHEDÉ, D.K.; CARBONARI, C.A.; TRINDADE, M.L.B. **Glyphosate.** Botucatu: FEPAF, 2009. p. 21-30.

CHEUNG, K.C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M. Forest recovery in newly abandoned pastures in southern Brazil: Implications for the Atlantic Rain Forest resilience. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 8, p. 66–70, 2010.

COLE, R.J.; HOLL, K.D.; ZAHAWI, R.A. Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. **Ecological Applications**, Tempe, v. 20, n. 5, p. 1255–1269, 2010.

CORNISH, P.S.; BURGIN, S. Residual effects of glyphosate herbicide in ecological restoration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 13, p. 695–702, 2005.

COUPE, R.H.; KALKHOFF, S.J.; CAPEL, P.D.; GREGOIRE, C. Fate and transport of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters of agricultural basins. **Pest Management Science**, Sussex, v. 68, p. 16–30, 2012.

CRAVEN, D.; HALL, J.; VERJANS, J.M. 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**, Malden, 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**, Palo Alto, v. 23, p. 63-87, 1992.

DAOUK, S.; ALENCASTRO, L.F.; PFEIFER, H.R. The herbicide glyphosate and its metabolite AMPA in the Lavaux vineyard area, western Switzerland: Proof of widespread export to surface waters. Part II: The role of infiltration and surface runoff. **Journal of Environmental Science and Health**, Philadelphia, v. 48, p. 725-736, 2013.

DE JONGE, H.; CARDINALI, V.C.B.; LAVORENTI, A.; TORNISIELO, V.L.; REGITANO, J.B. Glyphosate sorption in soils of different pH and phosphorus content. **Soil Science**, Baltimore, v. 166, p. 230–238, 2001

DE SNOO, G.R.; DE WIT, P.J. Buffer zones for reducing pesticide drift to ditches and risks to aquatic organisms, **Ecotoxicology And Environmental Safety**, New York, v. 41, p. 112-118, 1998.

DOUSSET, S.; CHAUVIN, C.; DURLET, P.; THÉVENOT, M. Transfer of hexazinone and glyphosate through undisturbed soil columns in soils under Christmas tree cultivation. **Chemosphere**, Oxford, v. 57, p. 265-272, 2004.

DOUST, S.J.; ERSKINE, P.D.; LAMB, D. Restoring rainforest species by direct seeding: tree seedling establishment and growth performance on degraded land in wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, p. 1178–1188, 2008.

DURIGAN, G.; SOARES, V. **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo: Páginas & Letras, 2013. 49 p.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 152, p. 169–181, 2001.

EURIPEDES, S.J. **Estudo da mobilidade do glifosato utilizado como capina química em um programa de recuperação de mata ciliar**. 2010. 117 p. Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Araraquara, 2010.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487–515, 2003.

FAO. **Global forest resources assessment 2005: progress towards sustainable**. 2005. Disponível em: <<ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/008/A0400E/A0400E00.pdf>>. Acesso em: 05 maio 2014.

_____. **State of the world’s forests 2009**. Rome, 2009. 152 p.

FILIZOLA, H.F.; FERRACINI, V.L.; SANS, L.M.A.; GOMES, M.A.F.; FERREIRA, C.J.A. Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaiá. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 5, p. 659-667, 2002.

FLORY, S.L.; CLAY, K. Invasive plant removal method determines native plant community responses. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 46, p. 434–442, 2009.

FOLMAR, L.C.; SANDERS, H.O.; JULIN, A.M. Toxicity of the herbicide glyphosate and several of its formulations to fish and aquatic invertebrates. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 8, p. 269–278, 1979.

FORLANI, G.; MANGIAGALLIA, A.; NIELSENA, E.; SUARDIB, C.M. Degradation of the phosphonate herbicide glyphosate in soil: evidence for possible involvement of unculturable microorganisms. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v.31, p.991–997, 1999.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas da evolução de remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica no período de 2012 a 2013**. 2014. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2012-2013_relatorio_tecnico_2014.pdf>. Acesso em: 16 out. 2014.

GIESY, J.P.; DOBSON, S.; SOLOMON K.R. Ecotoxicological risk assessment for Roundup herbicide. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 167, p. 35–120, 2000.

GRIME, J.P. The C-S-R model of primary plant strategies — origins, implications and tests. In: GOTTLIEB, L.D.; JAIN, S.K. **Plant evolutionary biology**. New York: Chapman and Hall, 1988. p. 371-393.

GRISCOM, H.P.; ASHTON, M.S.; BERLYN, G.P. Seedling survival and growth of native tree species in pastures: implications for dry tropical forest rehabilitation in central Panama. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 206, p. 45–56, 2005.

GRISCOM, H.P.; GRISCOM, B.W.; ASHTON, M.S. Forest regeneration from pasture in the dry tropics of panama: effects of cattle, exotic grass, and forested riparia. **Restoration Ecology**, Malden, v. 17, n. 1, p. 117–126, 2009.

GUEDES, F.B.; SEEHUSEN, S.E. **Pagamento por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2011. 272 p.

HART, M.R.; QUIN, B.F.; NGUYEN, M.L. Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: a review. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 1954–1972, 2004.

HOFFMANN, W.A.; HARIDASAN, M. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. **Austral Ecology**, Carlton, v. 33, p. 29–36, 2008.

HOLL, K.D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.V.; SAMUELS, I.A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, p. 339–349, 2000.

HOLZ, S.; GUILLERMO, P. El desafío de la restauración de bosques em paisajes poblados: um enfoque multidisciplinar em Misiones, Argentina. In: REY-BENAYAS, J.M.; RAMIREZ-MARIAL, N.; GONZÁLEZ-ESPINOSA, M. **Restauración de bosques em América Latina Gonzalez-Espinosa**. Cidade do México: Mundi-Prensa, 2008. p. 163-79.

HOOPER, E.; CONDIT, R.; LEGENDRE, P. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. **Ecological Applications**, Tempe, v. 12, 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**, Oxford, v. 42, p. 1165–1174, 2005.

HOWE, C.M.; BERRILL, M.; PAULI, B.D.; HELBING, C.C.; WERRY, K.; VELDHOEN, N. Toxicity of glyphosate-based pesticides to four North American frog species. **Environmental Toxicology and Chemistry**, New York, v. 23, p. 1928–1938, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA , **Instrução Normativa IBAMA nº 7, de 2 de julho de 2012**.

Disponível em:

<http://www.institutohorus.org.br/download/marcos_legais/INSTRUCAO_NORMATIVA_7_IBAMA_DE_02-07-2012_Registro_herbicidas.pdf>. Acesso em: 05 maio 2014.

_____. **Produtos agrotóxicos e afins comercializados em 2009 no Brasil: uma abordagem ambiental**. Brasília, 2010. 84 p.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA. Disponível em:

<http://ciagri.iea.sp.gov.br/nia1/precior.aspx?cod_tipo=6&cod_sis=13>. Acesso em: 05 maio 2014.

INSTITUTO TERRA. **Manual de adequação ambiental em fazendas de café na região da Mata Atlântica**. Aimorés, 2013. 81 p.

INSTRUÇÃO NORMATIVA nº162. **Anexo I da Instrução Normativa SRF nº 162**. 1998.

Disponível em:

<<http://www.receita.fazenda.gov.br/legislacao/ins/ant2001/1998/in16298ane1.htm>>. Acesso em: 05 maio 2014.

INTERNATIONAL TROPICAL TIMBER ORGANIZATION. **ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests**. Yokohama, 2002. 84 p. (Policy and Development Series, 13).

JACOB, G.S.; SCHAEFER, J.; STEJSKAL, E.O.; MCKAY, R.A. Solid-state NMR determination of glyphosate metabolism in a *Pseudomonas sp.* **Journal of Biological Chemistry**, Baltimore, v. 260, p. 5899–5905, 1985.

JACOBSEN, O.S. Degradation, sorption and persistence of glyphosate and the metabolite AMPA in a fractured clay soil profile. In: SYMPOSIUM PESTICIDE CHEMISTRY, 12., 2003, Piacenza. **Pesticide in air, plant, soil & water system: proceedings...** Piacenza: SNA, 2003. p. 137-144.

KIM, T.J.; MONTAGNINI, F.; CEDENO, N.; DENT, D.; MARISCAL, E. Investigation of shading as a method for controlling wild sugarcane on abandoned lands (Panama). **Ecological Restoration**, Boca Raton, v. 24, n. 3, p. 203-204, 2006.

KJÆR, J.; OLSEN, P.; ULLUM, M.; GRANT, R. Leaching of glyphosate and amino-methylphosphonic acid from Danish agricultural field sites. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 34, p. 608–620, 2005

KONONOVA, S.V.; NESMEYANOVA, M.A. Phosphonates and their degradation by microorganisms. **Biochemistry**, New York, v. 67, p. 184–195, 2002.

KRAEMER, A.F.; MARCHESAN, E.; AVILA, L.A.; MACHADO, S.L.O.; GROHS, M. Destino ambiental dos herbicidas do grupo das imidazolinonas. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 27, p. 629-639, 2009.

LAITINEN, P.; RAMO, S.; NIKUNEN, U. Glyphosate and phosphorus leaching and residues in boreal sandy soil. **Plant And Soil**, The Hague, v. 323, p. 267-283, Oct. 2009.

LANDRY, D.; DOUSSET, S.; FOURNIER, J.C.; ANDREUX, F. Leaching of glyphosate and AMPA under two soil management practices in Burgundy vineyards (Vosne-Romanee, 21-France). **Environmental Pollution**, Barking, v. 138, n. 2, p. 191–200, 2005.

LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP; FAPESP, 2001. p. 33-44.

- LIN, C.; LERCH, R.N.; GOYNE, K.W.; GARRETT, H.E. Reducing herbicides and veterinary antibiotics losses from agroecosystems using vegetative buffers, **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 40, p. 791–799, 2011.
- LUCHINI, L.C. Considerações sobre algumas propriedades físico-químicas do glyphosate. In: VELINI, E.D.; MESCHEDÉ, D.K.; CARBONARI, C.A.; TRINDADE, M.L.B. **Glyphosate**. Botucatu: FEPAF, 2009. p. 21-30.
- LUCRO operacional. 2014. Disponível em: <http://www.receita.fazenda.gov.br/publico/perguntao/dipj2014/Capitulo_VIII_LucroOperacional2014.pdf>. Acesso em: 05 maio 2014.
- HASSAN, R.M. **Ecosystems and human wellbeing**: multiscale assessments. Washington: Island Press, 2005. 412 p.
- MADON, O.; MEDAIL, F. The ecological significance of annuals on a Mediterranean grassland (Mt Ventoux, France). **Plant Ecology**, Brussels, v. 129, p. 189–199, 1997.
- MAGALHÃES, A.C.N. Análise quantitativa do crescimento. In: FERRI, M.G. **Fisiologia vegetal**. São Paulo: EPU, 1985. p. 363-450.
- MAMY, L.; BARRIUSO, E.; GABRIELLE, B. Environmental fate of herbicides trifluralin, metazachlor, metamitron and sulcotrione compared with that of glyphosate, a substitute broad spectrum herbicide for different glyphosate-resistant crops. **Pest Management Science**, Sussex, v. 61, p. 905–916, 2005.
- MARTIN, P.H.; SHERMAN, R.E.; FAHEY, T. J. forty years of tropical forest recovery from agriculture: structure and floristics of secondary and old-growth riparian forests in the dominican republic. **Biotropica**, Washington, v. 6, n. 3, p. 297–317, 2004.
- MILES, C.J.; MOYE, H.A. Extraction of glyphosate herbicide from soil and clay minerals and determination of residues in soils. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Easton, v. 36, p. 486–491, 1988.
- MITTERMEIER, R.A.; MYERS, N.; ROBLES GILL, P.; MITTERMEIER, C.G. **Hotspots**: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Monterrey: Conservation International; CEMEX, 1999. 431 p.
- MOORE, L.J.; FUENTES, L.; RODGERS, J.H.Jr.; BOWERMAN, W.W.; YARROW, G.K.; CHAO, W.Y.; BRIDGES, W.C.Jr. Relative toxicity of the components of the original formulation of Roundup® to five North American anurans. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 78, p. 128-133, 2011.
- MURRAY-SMITH, C.; MURRAY-SMITH, C.; BRUMMITT, N.A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; BACHMAN, S.; MOAT, J.; LUGHADHA, E.M.N.; LUCAS, E.J. Plant diversity hotspots in the Atlantic coastal forest of Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, n. 1, p. 151–163, 2009.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London. v. 403, p. 853–858, 2000.

NAVE, A.; BRANCALION, P. H. S.; COUTINHO, E.; CESAR, R. G. Descrição das ações operacionais de restauração. In: RODRIGUES, R.R; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. Piracicaba: ESALQ , LERF; São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 180 -242.

NEPSTAD, D.C.; UHL, C.; PEREIRA, C.A.; SILVA, J.M.C. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of Eastern Amazonia. **Oikos**, Copenhagen, v. 76, p. 25–39, 1996.

NEPSTAD, D.; UHL, C.; SERRÃO, E.A. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Pará, Brazil. In: ANDERSON, A.B. (Ed.). **Alternatives to deforestation**: steps toward sustainable use of the Amazon rain forest. New York: Columbia University Press, 1990. p. 215–229.

NEWTON, M.; HORNER, L.M.; COWELL, J.E.; WHITE, D.E.; COLE, E.C. Dissipation of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in north-american forests. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Easton, v. 42, n. 8, p. 1795-1802, Aug. 1994.

OLIVEIRA, M.F.; BRIGHENTI, A.M. Comportamento dos herbicidas no ambiente In: OLIVEIRA JR.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M.H. **Biologia e manejo de plantas daninhas**. Curitiba: Omnipax, 2011. p. 263-304.

ORTEGA-PIECK, A.O.; LÓPEZ-BARRERA, F.; RAMÍREZ-MARCIAL, N.; GARCIA-FRANCO, J.G. Early seedling establishment of two tropical montane cloud forest tree species: the role of native and exotic grasses. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, p. 1336–1343, 2011.

OTTEWELL, K.M.; BICKERTON, D.; LOWE, A.J. Can a seed bank provide demographic and genetic rescue in a declining population of the endangered shrub *Acacia pinguifolia*? **Conservation Genetics**, Dordrecht, v. 12, p. 669–678, 2011.

PERKINS, P.J.; BOERMANS, H.J.; STEPHENSON, G.R. Toxicity of glyphosate and triclopyr using the frog embryo teratogenesis assay- *Xenopus*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, New York, v. 19, p. 940–945, 2000.

PIVELLO. V.R.; SHIDA, C.N.; MEIRELLES, S.T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 8, p. 1281–1294, 1999.

PRATA, F. **Comportamento do glifosato no solo e deslocamento miscível de atrazina**. 2002. 149 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

RATCLIFF, A.W.; BUSSE, M.D.; SHESTAK, C.J. Changes in microbial community structure following herbicide (glyphosate) additions to forest soils. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 34, p.114–124, 2006.

REICHENBERGER, S.; BACH, M.; SKITSCHAK, A.; FREDE, H.G. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness: a review. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 384, p. 1-35, 2007.

- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, p. 1605–1613, 2011.
- RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da mata atlântica** : referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. Piracicaba: ESALQ, LERF; São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. 264 p.
- RUEPPEL, M.L.; BRIGHTWELL, B.B.; SCHAEFER, J.; MARVEL, J.T. Metabolism and degradation of glyphosate in soil and water. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Easton, v. 25, p. 517–528, 1977.
- SALVADOR, J.L.G. **Considerações sobre as matas ciliares e a implantação de reflorestamento mistos nas margens de rios e reservatórios**. São Paulo: CESP, 1987. 29 p.
- SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Boston, v. 5, p. 18–32, 1991.
- SIGG, J. **O papel dos herbicidas na conservação da biodiversidade**. 1999. Disponível em: <<http://www.institutohorus.org.br/download/artigos/papelherb.pdf>> Acesso em: 05 maio 2014.
- SIIMES, K.; RAMO, S.; WELLING, L.; NIKUNEN, U.; LAITINEN, P. Comparison of the behaviour of three herbicides in a field experiment under bare soil conditions. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 84, p. 53–64, 2006.
- SISTEMA AGROFIT. Disponível em: <http://extranet.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons>. Acesso em: 05 maio 2014.
- SWEENEY, B.W.; CZAPKA, S.J.; YERKES, T. Riparian forest restoration: increasing success by reducing plant competition and herbivory. **Restoration Ecology**, Malden, v. 10, n. 2, p. 392–400, 2002.
- TERER, T.; MUASYA, A.M.; HIGGINS, S.; GAUDET, J.J.; TRIEST, L. Importance of seedling recruitment for regeneration and maintaining genetic diversity of *Cyperus papyrus* during drawdown in Lake Naivasha, Kenya. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 116, p. 93–102, 2014.
- TOLEDO, R.E.B. de; FILHO, R. V.; BEZUTTE, A. J.; PITELLI, R. A.; ALVES, P. L. C. A.; VALLE, C. F.; ALVARENGA, S. F. Períodos de controle de *Brachiaria* sp e seus reflexos na produtividade de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 63, p. 221-232, jun. 2003.
- TOLEDO, R.E.B.; VICTORIA FILHO, R.; PITELLI, R.A.; ALVES, P.L.C.A.; LOPES, M.A.F. Efeito de períodos de controle de plantas daninhas sobre o desenvolvimento inicial de plantas de Eucalipto. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 18, n. 3, p. 395-404, 2000.
- TOLEDO, R.E.B.; ALVES, P.L.C.A.; VALLE, C.F.; ALVARENGA, S.F. Manejo de *Brachiaria decumbens* em área reflorestada com *Eucalyptus grandis* e seu reflexo no crescimento da cultura. **Scientia forestalis**, Piracicaba, n. 55, p. 129-141, 1999.

TSUI, M.T.K.; CHU, L.M. Comparative toxicity of glyphosate- based herbicides: aqueous and sediment porewater exposures, **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 46, p. 316-323, 2004.

VAN OLPHEN, H.; FRIPIAT, J.J. **Data handbook for clay minerals and other non-metallic minerals**. Oxford: Pergamon Press, 1979. 346 p.

VEIGA, F.; ZAPATA, J.M.; FERNANDEZ-MARCOS, M.L.; ALVAREZ, E. Dynamics of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in a forest soil in Galicia, north-west Spain. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 271, p. 135-144, 2001.

VERECKEN, H. Mobility and leaching of glyphosate: a review. **Pest Management Science**, Sussex, v. 61, p.1139–1151, 2005.

ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, p. 350–360, 2000.

ANEXOS

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (continua)

Plantas Competidoras			
Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Árborea	<i>Fabaceae</i>	<i>Acacia longifolia</i> (Andrews) Willd.	1
Árborea	<i>Aceraceae</i>	<i>Acer negundo</i> L.	1
Árborea	<i>Aceraceae</i>	<i>Acer rubrum</i> L.	1
Herbácea	<i>Aizoaceae</i>	<i>Carpobrotus edulis</i> (L.) L. Bolus	1
Herbácea	<i>Aizoaceae</i>	<i>Mesembryanthemum nodiflorum</i> L.	1
Herbácea	<i>Aizoaceae</i>	<i>Trianthema portulacastrum</i> L.	1
Herbácea	<i>Amaranthaceae</i>	<i>Amaranthus albus</i> L.	4
Herbácea	<i>Amaranthaceae</i>	<i>Amaranthus blitum</i> L.	1
Herbácea	<i>Amaranthaceae</i>	<i>Amaranthus cruentus</i> L.	1
Herbácea	<i>Amaranthaceae</i>	<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	1
Herbácea	<i>Amaranthaceae</i>	<i>Amaranthus</i> sp.	1
Herbácea	<i>Apiaceae</i>	<i>Cryptotaenia canadensis</i> (L.) DC.	1
Herbácea	<i>Apiaceae</i>	<i>Cyclospermum leptophyllum</i> (Pers.) Sprague ex Britton & P. Wilson	1
Herbácea	<i>Apiaceae</i>	<i>Daucus carota</i> L.	7
Herbácea	<i>Apiaceae</i>	<i>Eryngium campestre</i> L.	2
Herbácea	<i>Apiaceae</i>	<i>Foeniculum vulgare</i> Mill.	1
Herbácea	<i>Apiaceae</i>	<i>Osmorhiza longistylis</i> (Torr.) DC.	1
Herbácea	<i>Apiaceae</i>	<i>Pastinaca sativa</i> L.	1
Herbácea	<i>Apiaceae</i>	<i>Sanicula odorata</i> (Raf.) K.M. Pryer & L.R. Phillippe	1
Herbácea	<i>Apiaceae</i>	<i>Torilis arvensis</i> (Huds.) Link	1
Árborea	<i>Apocynaceae</i>	<i>Alstonia scholaris</i> (L.) R.Br.	1
Arbustiva	<i>Aquifoliaceae</i>	<i>Ilex glabra</i> (L.) A. Gray	1
Arbustiva	<i>Arecaceae</i>	<i>Serenoa repens</i> (W. Bartram) Small	1
Trepadeira	<i>Aristolochiaceae</i>	<i>Aristolochia</i> sp.	1
Trepadeira	<i>Asclepiadaceae</i>	<i>Araujia sericifera</i> Brot.	1
Herbácea	<i>Asclepiadaceae</i>	<i>Asclepias fruticosa</i> L.	1
Arbustiva	<i>Asclepiadaceae</i>	<i>Asclepias physocarpa</i> (E. Mey.) Schltr.	2
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Achillea millefolium</i> L.	1
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Acroptilon repens</i> (L.) DC.	1
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Ageratina adenophora</i> (Spreng.) R.M. King & H. Rob.	2
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Ageratina altissima</i> (L.) R.M. King & H. Rob. var. <i>altissima</i>	1
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Ageratina riparia</i> (Regel) R.M. King & H. Rob.	1
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	2
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Ageratum houstonianum</i> Mill.	1
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	2
-	<i>Asteraceae</i>	<i>Ambrosia</i> sp.	1

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (continuação)

Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Herbácea	Asteraceae	<i>Anthemis arvensis</i> L.	2
Herbácea	Asteraceae	<i>Arctium lappa</i> L.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Arctotheca calendula</i> (L.) Levyns	1
Arbustiva	Asteraceae	<i>Artemisia absinthium</i> L.	1
Arbustiva	Asteraceae	<i>Artemisia tridentata</i> Nutt.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	1
Arbustiva	Asteraceae	<i>Baccharis halimifolia</i> L.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Bidens pilosa</i> L.	4
Herbácea	Asteraceae	<i>Carduus acanthoides</i> L.	4
Herbácea	Asteraceae	<i>Carduus nutans</i> L.	4
Herbácea	Asteraceae	<i>Carduus pycnocephalus</i> L.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Centaurea cyanus</i> L.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Centaurea diffusa</i> Lam.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Centaurea melitensis</i> L.	3
Herbácea	Asteraceae	<i>Centaurea nigrescens</i> Willd.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Centaurea solstitialis</i> L.	5
Herbácea	Asteraceae	<i>Centaurea</i> sp.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Centaurea stoebe</i> L.	5
Herbácea	Asteraceae	<i>Centaurea stoebe</i> L. sp. <i>micranthos</i> (Gugler) Hayek	4
Herbácea	Asteraceae	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M. King & H. Rob.	2
Arbustiva	Asteraceae	<i>Chrysanthemoides monilifera</i> (L.) T.Nord.	1
Arbustiva	Asteraceae	<i>Chrysanthemoides monilifera</i> subsp. <i>rotundata</i> (DC.) Norlindh	2
Herbácea	Asteraceae	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	13
Herbácea	Asteraceae	<i>Cirsium</i> sp.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	10
Herbácea	Asteraceae	<i>Cnicus benedictus</i> L.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	7
Herbácea	Asteraceae	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist var. <i>pusilla</i> (Nutt.) Cronquist	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Conyza floribunda</i> Kunth	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Conyza</i> sp.	2
Herbácea	Asteraceae	<i>Conyza sumatrensis</i> (Retz.) E.Walker	2
Herbácea	Asteraceae	<i>Cotula australis</i> (Sieber ex Spreng.) Hook. f.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Crassocephalum crepidioides</i> (Benth.) S. Moore	2
Herbácea	Asteraceae	<i>Crepis biennis</i> L.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Crepis setosa</i> Haller f.	2
Herbácea	Asteraceae	<i>Crepis tectorum</i> L.	2
Trepadeira	Asteraceae	<i>Delairea odorata</i> Lem.	1

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (continuação)

Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Herbácea	Asteraceae	<i>Erechtites valerianifolia</i> (Link ex Spreng.) DC.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Erigeron karvinskianus</i> DC.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Erigeron philadelphicus</i> L.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Erigeron strigosus</i> Muhl. ex Willd.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Facelis retusa</i> (Lam.) Sch. Bip.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Filago vulgaris</i> Lam.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Weddell	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Gamochaeta falcata</i> (Lam.) Cabrera	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Gamochaeta pennsylvanica</i> (Willd.) Cabrera	2
Herbácea	Asteraceae	<i>Hemizonia congesta</i> DC.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Herniaria hirsuta</i> L.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Hieracium caespitosum</i> Dumort.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Hieracium</i> sp.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Hypochaeris glabra</i> L.	5
Herbácea	Asteraceae	<i>Hypochaeris radicata</i> L.	5
Herbácea	Asteraceae	<i>Lactuca serriola</i> L.	14
Herbácea	Asteraceae	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	4
Herbácea	Asteraceae	<i>Logfia gallica</i> (L.) Coss. & Germ.	2
Herbácea	Asteraceae	<i>Matricaria discoidea</i> DC.	2
Trepadeira	Asteraceae	<i>Mikania</i> sp.	1
Trepadeira	Asteraceae	<i>Mikania micrantha</i> Kunth	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Onopordum acanthium</i> L.	2
Herbácea	Asteraceae	<i>Picris hieracioides</i> L.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Pluchea indica</i> (L.) Less.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Senecio jacobaea</i> L.	3
Herbácea	Asteraceae	<i>Senecio madagascariensis</i> Poir.	3
Herbácea	Asteraceae	<i>Senecio pterophorus</i> DC.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Senecio vulgaris</i> L.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Sigesbeckia orientalis</i> L.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Silybum marianum</i> (L.) Gaertn.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Silybum</i> sp.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Solidago altissima</i> L.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Solidago canadensis</i> L.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Sonchus arvensis</i> L.	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	5
Herbácea	Asteraceae	<i>Sonchus asper</i> sp. <i>glaucescens</i> (Jord.) J. Ball	1
Herbácea	Asteraceae	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	5
Herbácea	Asteraceae	<i>Sonchus</i> sp.	2

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (continuação)

Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Sonchus tenerrimus L.</i>	1
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Symphotrichum pilosum (Willd.) G.L. Nesom</i>	2
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Symphotrichum subulatum (Michx.) G.L. Nesom</i>	1
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Tanacetum vulgare L.</i>	1
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Tragopogon dubius Scop.</i>	7
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Tragopogon lamottei Rouy</i>	1
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Tragopogon sp.</i>	1
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Tripleurospermum perforatum (Mérat) M. Lainz</i>	4
Herbácea	<i>Asteraceae</i>	<i>Taraxacum officinale F.H. Wigg.</i>	12
Herbácea	<i>Begoniaceae</i>	<i>Begonia hirtella Link</i>	1
Arbustiva	<i>Berberidaceae</i>	<i>Berberis thunbergii DC.</i>	1
Arbórea	<i>Betulaceae</i>	<i>Betula pubescens Ehrh.</i>	1
Herbácea	<i>Blechnaceae</i>	<i>Blechnum appendiculatum Willd.</i>	1
Herbácea	<i>Boraginaceae</i>	<i>Cynoglossum officinale L.</i>	3
Herbácea	<i>Boraginaceae</i>	<i>Echium plantagineum L.</i>	1
Herbácea	<i>Boraginaceae</i>	<i>Myosotis discolor Pers.</i>	1
Herbácea	<i>Boraginaceae</i>	<i>Myosotis stricta Link ex Roem. & Schult.</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Alliaria petiolata (M. Bieb.) Cavara & Grande</i>	4
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Alyssum alyssoides (L.) L.</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Alyssum desertorum Stapf</i>	3
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Alyssum sp.</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Arabidopsis thaliana (L.) Heynh.</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Berteroa incana (L.) DC.</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Brassica juncea (L.) Czern.</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Brassica nigra (L.) W.D.J. Koch</i>	3
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Brassica rapa L. subsp. Sylvestris L. Janch.</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Brassica sp.</i>	2
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Brassica tournefortii Gouan</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Camelina microcarpa Andrz. ex DC.</i>	3
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Capsella bursa-pastoris (L.) Medik.</i>	5
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Cardaria draba (L.) Desv.</i>	2
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Chorispora tenella (Pall.) DC.</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Coronopus didymus (L.) Sm.</i>	2
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Descurainia sophia (L.) Webb ex Prantl</i>	6
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Draba nemorosa L.</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Draba verna L.</i>	2
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Hesperis matronalis L.</i>	2
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Hibiscus trionum L.</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Hirschfeldia incana (L.) Lagr.-Foss.</i>	6

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (continuação)

Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Hirschfeldia sp.</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Lepidium campestre (L.) W.T. Aiton</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Lepidium latifolium L.</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Rorippa palustris (L.) Besser</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Sinapis arvensis L.</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Sisymbrium altissimum L.</i>	6
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Sisymbrium irio L.</i>	3
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Sisymbrium loeselii L.</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Sisymbrium orientale L.</i>	1
Herbácea	<i>Brassicaceae</i>	<i>Thlaspi arvense L.</i>	3
Arbustiva	<i>Buddlejaceae</i>	<i>Buddleja asiatica Lour.</i>	1
Herbácea	<i>Buddlejaceae</i>	<i>Buddleja madagascariensis Lam.</i>	1
Arbustiva	<i>Cactaceae</i>	<i>Opuntia stricta (Haw.) Haw.</i>	1
Arbustiva	<i>Caprifoliaceae</i>	<i>Leycesteria formosa Wall.</i>	1
Arbustiva	<i>Caprifoliaceae</i>	<i>Lonicera canadensis W. Bartram ex Marshall</i>	1
Trepadeira	<i>Caprifoliaceae</i>	<i>Lonicera japonica Thunb.</i>	10
Arbustiva	<i>Caprifoliaceae</i>	<i>Lonicera maackii (Rupr.) Herder</i>	3
Arbustiva	<i>Caprifoliaceae</i>	<i>Lonicera morrowii A. Gray</i>	1
Herbácea	<i>Caryophyllaceae</i>	<i>Holosteum umbellatum L.</i>	3
Herbácea	<i>Caryophyllaceae</i>	<i>Polycarpon tetraphyllum (L.) L.</i>	2
Herbácea	<i>Caryophyllaceae</i>	<i>Silene gallica L.</i>	4
Herbácea	<i>Caryophyllaceae</i>	<i>Silene latifolia Poir.</i>	2
Herbácea	<i>Caryophyllaceae</i>	<i>Silene latifolia Poir. sp. alba (Mill.) Greuter & Burdet</i>	2
Herbácea	<i>Caryophyllaceae</i>	<i>Spergularia bocconii (Scheele) Foucaud ex Merino</i>	1
Herbácea	<i>Caryophyllaceae</i>	<i>Stellaria media (L.) Vill.</i>	4
Árborea	<i>Casuarinaceae</i>	<i>Casuarina equisetifolia L.</i>	1
Árborea	<i>Cecropiaceae</i>	<i>Cecropia obtusifolia Bertol.</i>	1
Trepadeira	<i>Celastraceae</i>	<i>Celastrus orbiculatus Thunb.</i>	1
Trepadeira	<i>Celastraceae</i>	<i>Celastrus scandens L.</i>	1
Arbustiva	<i>Celastraceae</i>	<i>Euonymus alatus (Thunb.) Siebold</i>	1
Herbácea	<i>Chenopodiaceae</i>	<i>Bassia prostrata (L.) A.J. Scott</i>	1
Herbácea	<i>Chenopodiaceae</i>	<i>Bassia scoparia (L.) A.J. Scott</i>	3
Herbácea	<i>Chenopodiaceae</i>	<i>Chenopodium album L.</i>	5
Herbácea	<i>Chenopodiaceae</i>	<i>Chenopodium ficifolium Sm.</i>	1
Herbácea	<i>Chenopodiaceae</i>	<i>Salsola kali L.</i>	2
-	<i>Chenopodiaceae</i>	<i>Salsola sp.</i>	1
Herbácea	<i>Chenopodiaceae</i>	<i>Salsola tragus L.</i>	8
Árborea	<i>Clethraceae</i>	<i>Clethra arborea Aiton</i>	1

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (continuação)

Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Herbácea	<i>Commelinaceae</i>	<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	1
Herbácea	<i>Commelinaceae</i>	<i>Commelina communis</i> L.	1
Trepadeira	<i>Convolvulaceae</i>	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	8
Trepadeira	<i>Convolvulaceae</i>	<i>Ipomoea indica</i> (Burm. f.) Merr.	1
Arbórea	<i>Cornaceae</i>	<i>Nyssa sylvatica</i> Marshall	1
Herbácea	<i>Crassulaceae</i>	<i>Crassula tillaea</i> Lester-Garland	1
Herbácea	<i>Crassulaceae</i>	<i>Sedum acre</i> L.	1
Arbustiva	<i>Cupressaceae</i>	<i>Juniperus ashei</i> J. Buchholz	1
Arbustiva	<i>Cupressaceae</i>	<i>Juniperus monosperma</i> (Engelm.) Sarg.	1
Arbórea	<i>Cupressaceae</i>	<i>Juniperus osteosperma</i> (Torr.) Little	2
Arbustiva	<i>Cupressaceae</i>	<i>Juniperus pinchotii</i> Sudw.	1
Arbórea	<i>Cupressaceae</i>	<i>Juniperus virginiana</i> L.	1
Gramínea	<i>Cyperaceae</i>	<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	1
Gramínea	<i>Cyperaceae</i>	<i>Carex davisii</i> Schwein. & Torr.	1
Gramínea	<i>Cyperaceae</i>	<i>Carex siccata</i> Dewey	1
Gramínea	<i>Cyperaceae</i>	<i>Carex sparganioides</i> Muhl. ex Willd.	1
Gramínea	<i>Cyperaceae</i>	<i>Cyperus esculentus</i> L.	1
Gramínea	<i>Cyperaceae</i>	<i>Kyllinga brevifolia</i> Rottb.	3
Gramínea	<i>Cyperaceae</i>	<i>Scleria</i> sp.	1
Herbácea	<i>Dennstaedtiaceae</i>	<i>Pteridium caudatum</i> (L.) Maxon	1
Herbácea	<i>Dennstaedtiaceae</i>	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	7
Trepadeira	<i>Dioscoreaceae</i>	<i>Dioscorea pentaphylla</i> L.	1
Arbustiva	<i>Elaeagnaceae</i>	<i>Elaeagnus umbellata</i> Thunb.	3
Arbórea	<i>Ericaceae</i>	<i>Arbutus menziesii</i> Pursh	1
Arbustiva	<i>Ericaceae</i>	<i>Arctostaphylos viscida</i> Parry	1
Arbustiva	<i>Ericaceae</i>	<i>Gaylussacia frondosa</i> (L.) Torr. & A. Gray ex Torr.	1
Arbustiva	<i>Ericaceae</i>	<i>Kalmia hirsuta</i> Walter	1
Arbustiva	<i>Ericaceae</i>	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	1
Herbácea	<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Chamaesyce maculata</i> (L.) Small	2
Herbácea	<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Euphorbia esula</i> L.	3
-	<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Euphorbia</i> sp.	1
Arbórea	<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Macaranga mappa</i> (L.) Müll. Arg.	1
Arbórea	<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Triadica sebifera</i> (L.) Small	2
Arbórea	<i>Fabaceae</i>	<i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.	1
Arbórea	<i>Fabaceae</i>	<i>Acacia saligna</i> (Labill.) Wendl. f.	1
Arbustiva	<i>Fabaceae</i>	<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link	1
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Desmodium</i> sp.	1
Arbórea	<i>Fabaceae</i>	<i>Falcataria moluccana</i> (Miq.) Barneby & Grimes	1
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Lathyrus sphaericus</i> Retz.	1

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (continuação)

Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Lathyrus tuberosus</i> L.	1
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Lespedeza cuneata</i> (Dum. Cours.) G. Don	4
Arbórea	<i>Fabaceae</i>	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	1
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Lotus angustissimus</i> L.	1
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Medicago lupulina</i> L.	3
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Medicago polymorpha</i> L.	2
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Medicago sativa</i> L.	4
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Melilotus albus</i> Medik.	1
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Melilotus altissimus</i> Thuill.	1
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Lam.	7
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Melilotus</i> sp.	1
Arbórea	<i>Fabaceae</i>	<i>Prosopis pallida</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Kunth	1
Arbustiva	<i>Fabaceae</i>	<i>Securigera varia</i> (L.) Lassen	2
Arbustiva	<i>Fabaceae</i>	<i>Senna</i> × <i>floribunda</i> (Cav.) Irwin & Barneby [<i>multiglandulosa</i> × <i>septentrionalis</i>]	1
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	3
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Trifolium pratense</i> L.	3
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Trifolium repens</i> L.	4
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Trifolium</i> sp.	1
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Trifolium striatum</i> L.	1
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Trifolium subterraneum</i> L.	2
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Vicia cracca</i> L.	1
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Vicia hirsuta</i> (L.) Gray	2
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Vicia sativa</i> L.	3
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Vicia sativa</i> L. sp. <i>sativa</i>	1
-	<i>Fabaceae</i>	<i>Vicia</i> sp.	1
Herbácea	<i>Fabaceae</i>	<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.	1
Trepadeira	<i>Fabaceae</i>	<i>Vicia villosa</i> Roth	2
Arbustiva	<i>Fagaceae</i>	<i>Notholithocarpus densiflorus</i> (Hook. & Arn.) P.S. Manos, C.H. Cannon, & S.H. Oh	1
Arbustiva	<i>Fagaceae</i>	<i>Quercus havardii</i> Rydb.	1
Arbustiva	<i>Fagaceae</i>	<i>Quercus kelloggii</i> Newberry	1
Arbustiva	<i>Fagaceae</i>	<i>Quercus pumila</i> Walter	1
Herbácea	<i>Gentianaceae</i>	<i>Centaurium erythraea</i> Rafn	2
Herbácea	<i>Gentianaceae</i>	<i>Centaurium tenuiflorum</i> (Hoffmanns. & Link) Fritsch	1
Herbácea	<i>Gentianaceae</i>	<i>Cerastium arvense</i> L.	1
Herbácea	<i>Gentianaceae</i>	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	6
Herbácea	<i>Gentianaceae</i>	<i>Cerastium</i> sp.	1
Herbácea	<i>Gentianaceae</i>	<i>Cerastium viscosum</i>	1
Herbácea	<i>Geraniaceae</i>	<i>Erodium botrys</i> (Cav.) Bertol.	5

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (continuação)

Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Herbácea	<i>Geraniaceae</i>	<i>Erodium brachycarpum</i> (Godr.) Thell.	2
Herbácea	<i>Geraniaceae</i>	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	13
Herbácea	<i>Geraniaceae</i>	<i>Erodium</i> sp.	3
Herbácea	<i>Geraniaceae</i>	<i>Geranium carolinianum</i> L.	2
Herbácea	<i>Geraniaceae</i>	<i>Geranium dissectum</i> L.	2
Herbácea	<i>Geraniaceae</i>	<i>Geranium molle</i> L.	2
Herbácea	<i>Geraniaceae</i>	<i>Geranium robertianum</i> L.	1
Arbórea	<i>Hamamelidaceae</i>	<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	2
Herbácea	<i>Hydrocharitaceae</i>	<i>Elodea canadensis</i> Michx.	1
Herbácea	<i>Hypericaceae</i>	<i>Hypericum perforatum</i> L.	3
Herbácea	<i>Iridaceae</i>	<i>Gladiolus gueinzii</i> Kunze	1
Herbácea	<i>Iridaceae</i>	<i>Romulea rosea</i> (L.) Eckl.	2
Gramínea	<i>Juncaceae</i>	<i>Juncus marginatus</i> Rostk.	1
Gramínea	<i>Juncaceae</i>	<i>Luzula luzuloides</i> (Lam.) Dandy & Wilmott	1
Herbácea	<i>Lamiaceae</i>	<i>Lamium amplexicaule</i> L.	4
Herbácea	<i>Lamiaceae</i>	<i>Lamium purpureum</i> L.	2
Herbácea	<i>Lamiaceae</i>	<i>Leonurus cardiaca</i> L.	2
Herbácea	<i>Lamiaceae</i>	<i>Marrubium vulgare</i> L.	2
Herbácea	<i>Lamiaceae</i>	<i>Prunella vulgaris</i> L.	1
Herbácea	<i>Lamiaceae</i>	<i>Stachys germanica</i> L.	1
Arbórea	<i>Lauraceae</i>	<i>Persea americana</i> Mill.	1
Arbórea	<i>Lauraceae</i>	<i>Sassafras albidum</i> (Nutt.) Nees	1
Herbácea	<i>Liliaceae</i>	<i>Allium ascalonicum</i> L.	1
Herbácea	<i>Liliaceae</i>	<i>Asparagus asparagoides</i> (L.) Druce	1
Herbácea	<i>Liliaceae</i>	<i>Veratrum album</i> L.	1
Herbácea	<i>Linaceae</i>	<i>Linum bienne</i> Mill.	1
Trepadeira	<i>Lygodiaceae</i>	<i>Lygodium japonicum</i> (Thunb.) Sw.	1
Herbácea	<i>Lythraceae</i>	<i>Lythrum salicaria</i> L.	1
Herbácea	<i>Lythraceae</i>	<i>Lythrum tribracteatum</i> Salzm. ex Spreng.	1
Herbácea	<i>Malvaceae</i>	<i>Malva neglecta</i> Wallr.	1
Herbácea	<i>Malvaceae</i>	<i>Malva parviflora</i> L.	1
Herbácea	<i>Malvaceae</i>	<i>Sida rhombifolia</i> L.	2
Arbustiva	<i>Melastomataceae</i>	<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	1
Arbórea	<i>Melastomataceae</i>	<i>Melastoma septemnerium</i> Lour.	1
Arbórea	<i>Mirtaceae</i>	<i>Psidium guajava</i> L.	1
Arbórea	<i>Mirtaceae</i>	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	3
Herbácea	<i>Molluginaceae</i>	<i>Mollugo verticillata</i> L.	1
Arbórea	<i>Moraceae</i>	<i>Morus alba</i> L.	1
Arbórea	<i>Myricaceae</i>	<i>Morella faya</i> (Aiton) Wilbur	2

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (continuação)

Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Herbácea	<i>Nephrolepidaceae</i>	<i>Nephrolepis sp.</i>	1
Arbórea	<i>Oleaceae</i>	<i>Fraxinus latifolia Benth.</i>	1
Arbustiva	<i>Oleaceae</i>	<i>Ligustrum sinense Lour.</i>	2
Arbustiva	<i>Oleaceae</i>	<i>Olea europaea L. sp. cuspidata (Wall. ex G. Don) Ciferri</i>	1
Herbácea	<i>Orchidaceae</i>	<i>Spathoglottis plicata Blume</i>	1
Herbácea	<i>Oxalidaceae</i>	<i>Oxalis corniculata L.</i>	2
Herbácea	<i>Oxalidaceae</i>	<i>Oxalis pes-caprae L.</i>	1
Herbácea	<i>Oxalidaceae</i>	<i>Oxalis sp.</i>	1
Herbácea	<i>Oxalidaceae</i>	<i>Oxalis stricta L.</i>	2
Herbácea	<i>Papaveraceae</i>	<i>Fumaria schleicheri Soy.-Will.</i>	1
Herbácea	<i>Papaveraceae</i>	<i>Papaver confine Jord.</i>	1
Herbácea	<i>Papaveraceae</i>	<i>Papaver rhoeas L.</i>	2
Trepadeira	<i>Passifloraceae</i>	<i>Passiflora subpeltata Ortega</i>	1
Herbácea	<i>Phytolaccaceae</i>	<i>Phytolacca octandra L.</i>	2
Herbácea	<i>Phytolaccaceae</i>	<i>Rivina humilis L.</i>	1
Arbórea	<i>Pinaceae</i>	<i>Pinus arizonica Engelm. var. arizonica</i>	1
Arbórea	<i>Pinaceae</i>	<i>Pinus edulis Engelm.</i>	1
Arbórea	<i>Pinaceae</i>	<i>Pinus halepensis Mill.</i>	1
Arbórea	<i>Pinaceae</i>	<i>Pinus monophylla Torr. & Frém.</i>	2
Arbórea	<i>Pinaceae</i>	<i>Pinus ponderosa Lawson & C. Lawson var. scopulorum Engelm.</i>	1
Arbórea	<i>Pinaceae</i>	<i>Pinus sylvestris L.</i>	1
Arbórea	<i>Pinaceae</i>	<i>Populus nigra L.</i>	1
Arbórea	<i>Pinaceae</i>	<i>Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco</i>	1
Arbustiva	<i>Pittosporaceae</i>	<i>Pittosporum undulatum Vent.</i>	1
Herbácea	<i>Plantaginaceae</i>	<i>Kickxia spuria (L.) Dumort.</i>	1
Herbácea	<i>Plantaginaceae</i>	<i>Plantago lanceolata L.</i>	11
Gramínea	<i>Poaceae</i>	<i>Aegilops triuncialis L.</i>	1
Gramínea	<i>Poaceae</i>	<i>Agropogon littoralis (Sm.) C.E. Hubbard [Agrostis stolonifera × Polypogon monospeliensis]</i>	1
Gramínea	<i>Poaceae</i>	<i>Agropyron cristatum (L.) Gaertn.</i>	13
Gramínea	<i>Poaceae</i>	<i>Agropyron desertorum (Fisch. ex Link) Schult.</i>	1
Gramínea	<i>Poaceae</i>	<i>Agropyron pubescens (M.Bieb.) Schischk.</i>	1
Gramínea	<i>Poaceae</i>	<i>Agrostis capillaris L.</i>	1
Gramínea	<i>Poaceae</i>	<i>Agrostis gigantea Roth</i>	2
Gramínea	<i>Poaceae</i>	<i>Agrostis stolonifera L.</i>	1
Gramínea	<i>Poaceae</i>	<i>Aira caryophyllea L.</i>	1

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (continuação)

Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Gramínea	Poaceae	<i>Aira caryophyllea</i> L. var. <i>cupaniana</i> (Guss.) Fiori	1
Gramínea	Poaceae	<i>Aira elegans</i> Willd. ex Kunth	1
Gramínea	Poaceae	<i>Andropogon bicornis</i> L.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Andropogon gerardii</i> Vitman	3
Gramínea	Poaceae	<i>Andropogon</i> sp.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Andropogon virginicus</i> L.	2
Gramínea	Poaceae	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	4
Gramínea	Poaceae	<i>Apera interrupta</i> (L.) P. Beauv.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Apera spica-venti</i> (L.) P. Beauv.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Aristida stricta</i> Michx.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl	1
Gramínea	Poaceae	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl var. <i>elatius</i> var. <i>elatius</i>	1
Gramínea	Poaceae	<i>Arundinella</i> sp.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Avena barbata</i> Pott ex Link	5
Gramínea	Poaceae	<i>Avena fatua</i> L.	5
Gramínea	Poaceae	<i>Avena</i> sp.	5
Gramínea	Poaceae	<i>Axonopus fissifolius</i> (Raddi) Kuhlm.	2
Gramínea	Poaceae	<i>Axonopus</i> sp.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng	6
Gramínea	Poaceae	<i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng var. <i>songarica</i> (Rupr. ex Fisch. & C.A. Mey.) Celarier & Harlan	1
Gramínea	Poaceae	<i>Bouteloua curtipendula</i> (Michx.) Torr.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Brachiaria</i> sp.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Brachypodium distachyon</i> (L.) P. Beauv.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Briza maxima</i> L.	2
Gramínea	Poaceae	<i>Briza minor</i> L.	3
Gramínea	Poaceae	<i>Briza subaristata</i> Lam.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus tectorum</i>	1
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus arvensis</i> L.	10
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus catharticus</i> Vahl	3
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus diandrus</i> Roth	15
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus diandrus</i> Roth sp. <i>rigidus</i> (Roth) Lainz	1
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus hordeaceus</i> L.	10
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus hordeaceus</i> L. sp. <i>divaricatus</i> (Bonnier & Layens) <i>Kerguelen</i>	1
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus hordeaceus</i> L. sp. <i>hordeaceus</i>	3
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus inermis</i> Leyss.	12
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus inermis</i> Leyss. sp. <i>inermis</i>	1
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus madritensis</i> L.	4

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (continuação)

Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus rubens</i> L.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus rubens</i> L. sp. <i>rubens</i>	4
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus</i> sp.	5
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus sterilis</i> L.	3
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus tectorum</i> L.	28
Gramínea	Poaceae	<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth	1
Gramínea	Poaceae	<i>Calamagrostis rubescens</i> Buckley	1
Gramínea	Poaceae	<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Chloris gayana</i> Kunth	1
Gramínea	Poaceae	<i>Cortaderia selloana</i> (Schult. & Schult. f.) Asch. & Graebn.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Crypsis schoenoides</i> (L.) Lam.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Cymbopogon</i> sp.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	7
Gramínea	Poaceae	<i>Cymbopogon nardus</i> (L.) Rendle	1
Gramínea	Poaceae	<i>Cynosurus echinatus</i> L.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Dactylis glomerata</i> L.	7
Gramínea	Poaceae	<i>Dichanthium annulatum</i> (Forssk.) Stapf	3
Gramínea	Poaceae	<i>Dichanthium aristatum</i> (Poir.) C.E. Hubbard	1
Gramínea	Poaceae	<i>Dichanthium sericeum</i> (R. Br.) A. Camus	2
Gramínea	Poaceae	<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler	1
Gramínea	Poaceae	<i>Digitaria insularis</i> (L.) Mez ex Ekman	1
Gramínea	Poaceae	<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	3
Gramínea	Poaceae	<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link	1
Gramínea	Poaceae	<i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Echinochloa crusgalli</i> (L.) P.Beauv.	2
Gramínea	Poaceae	<i>Ehrharta erecta</i> Lam.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Ehrharta calycina</i> Sm.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Elymus elymoides</i> (Raf.) Swezey	1
Gramínea	Poaceae	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	14
Gramínea	Poaceae	<i>Eragrostis cilianensis</i> (All.) Vign. ex Janchen	3
Gramínea	Poaceae	<i>Eragrostis curvula</i> (Schrad.) Nees	1
Gramínea	Poaceae	<i>Eragrostis</i> sp.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Eragrostis tenella</i> (L.) P.Beauv. ex Roem. & Schult.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Eulalia</i> sp.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Festuca arizonica</i> Vasey	1
Gramínea	Poaceae	<i>Festuca arundinacea</i> Schreb	4
Gramínea	Poaceae	<i>Festuca rubra</i> L.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	1

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (continuação)

Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Gramínea	Poaceae	<i>Holcus lanatus</i> L.	5
Gramínea	Poaceae	<i>Hordeum murinum</i> L.	3
Gramínea	Poaceae	<i>Hordeum murinum</i> L. sp. <i>leporinum</i> (Link) Arcang.	2
Gramínea	Poaceae	<i>Hordeum</i> sp.	2
Gramínea	Poaceae	<i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf	1
Gramínea	Poaceae	<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Imperata cylindrica</i> var. <i>major</i> (Nees) C. E. Hubb.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) P. Beauv.	3
Gramínea	Poaceae	<i>Ischaemum</i> sp.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Lolium perenne</i> L.	3
Gramínea	Poaceae	<i>Lolium perenne</i> L. sp. <i>multiflorum</i> (Lam.) Husnot	9
Gramínea	Poaceae	<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	1
Gramínea	Poaceae	<i>Lolium</i> sp.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Megathyrsus maximus</i> (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs	2
Gramínea	Poaceae	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	4
Gramínea	Poaceae	<i>Microlaena stipoides</i> (Labill.) R. Br.	2
Gramínea	Poaceae	<i>Microstegium vimineum</i> (Trin.) A. Camus	8
Gramínea	Poaceae	<i>Miscanthus</i> sp.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench	2
Gramínea	Poaceae	<i>Muhlenbergia montana</i> (Nutt.) Hitchc.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Nassella neesiana</i> (Trin. & Rupr.) Barkworth	1
Gramínea	Poaceae	<i>Oplismenus hirtellus</i> (L.) P. Beauv.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Panicum repens</i> L.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Panicum virgatum</i> L.	3
Gramínea	Poaceae	<i>Paspalum conjugatum</i> P.J. Bergius	2
Gramínea	Poaceae	<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	4
Gramínea	Poaceae	<i>Paspalum notatum</i> Flueggé	2
Gramínea	Poaceae	<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	2
Gramínea	Poaceae	<i>Pennisetum setaceum</i> (Forssk.) Chiov.	4
Gramínea	Poaceae	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	7
Gramínea	Poaceae	<i>Phalaris minor</i> Retz.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Phleum pratense</i> L.	4
Gramínea	Poaceae	<i>Phragmites karka</i> (Retz.) Trin. ex Steud.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Poa annua</i> L.	2
Gramínea	Poaceae	<i>Poa bulbosa</i> L.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Poa compressa</i> L.	2
Gramínea	Poaceae	<i>Poa pratensis</i> L.	15
Gramínea	Poaceae	<i>Psathyrostachys juncea</i> (Fisch.) Nevski	1

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (continuação)

Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Gramínea	Poaceae	<i>Pseudoroegneria spicata</i> (Pursh) Á. Löve	1
Gramínea	Poaceae	<i>Saccharum spontaneum</i> L.	2
Gramínea	Poaceae	<i>Schedonorus arundinaceus</i> (Schreb.) Dumort.	7
Gramínea	Poaceae	<i>Schedonorus pratensis</i> (Huds.) P. Beauv.	4
Gramínea	Poaceae	<i>Schismus arabicus</i> Nees	1
Gramínea	Poaceae	<i>Schismus barbatus</i> (Loefl. ex L.) Thell.	2
Gramínea	Poaceae	<i>Schismus</i> sp.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Schizachyrium condensatum</i> (Kunth) Nees	1
Gramínea	Poaceae	<i>Schizachyrium scoparium</i> (Michx.) Nash	1
Gramínea	Poaceae	<i>Schizachyrium</i> sp.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Sclerochloa dura</i> (L.) P. Beauv.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Setaria faberi</i> Herrm.	2
Gramínea	Poaceae	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	2
Gramínea	Poaceae	<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. & Schult. sp. <i>pumila</i>	3
Gramínea	Poaceae	<i>Setaria</i> sp.	3
Gramínea	Poaceae	<i>Setaria viridis</i> (L.) P. Beauv.	2
Gramínea	Poaceae	<i>Sorghastrum nutans</i> (L.) Nash	3
Gramínea	Poaceae	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	2
Gramínea	Poaceae	<i>Sporobolus africanus</i> (Poir.) Robyns & Tourn.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Sporobolus jacquemontii</i> Kunth.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Sporobolus natalensis</i> (Steud.) Dur. & Schinz.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	1
Gramínea	Poaceae	<i>Taeniatherum caput-medusae</i> (L.) Nevski	8
Gramínea	Poaceae	<i>Thinopyrum intermedium</i> (Host) Barkworth & D.R. Dewey	3
Gramínea	Poaceae	<i>Thinopyrum ponticum</i> (Podp.) Z.-W. Liu & R.-C. Wang	1
Gramínea	Poaceae	<i>Thysanolaena latifolia</i> (Roxb. ex Hornem.) Honda	1
Gramínea	Poaceae	<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R. Webster	3
Gramínea	Poaceae	<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R. Webster	1
Gramínea	Poaceae	<i>Urochloa maxima</i> (Jacq.) R. Webster	2
Gramínea	Poaceae	<i>Ventenata dubia</i> (Leers) Coss.	1
Gramínea	Poaceae	<i>Vulpia bromoides</i> (L.) Gray	3
Gramínea	Poaceae	<i>Vulpia myuros</i> (L.) C.C. Gmel.	7
Gramínea	Poaceae	<i>Vulpia</i> sp.	1
Arbustiva	Polygalaceae	<i>Polygala myrtifolia</i> L.	1
Herbácea	Polygonaceae	<i>Polygonum ×bohemicum</i> (J. Chrtek & Chrtková) Zika & Jacobson [<i>cuspidatum</i> × <i>sachalinense</i>]	1
Herbácea	Polygonaceae	<i>Polygonum aviculare</i> L.	6
Herbácea	Polygonaceae	<i>Polygonum bistorta</i> L.	1

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (continuação)

Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Herbácea	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonum capitatum</i> Buch.-Ham. ex D. Don	1
Herbácea	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonum cespitosum</i> Blume var. <i>longisetum</i> (Bruijn) A.N. Steward	1
Herbácea	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonum convolvulus</i> L.	1
Herbácea	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonum convolvulus</i> L. var. <i>convolvulus</i>	2
Herbácea	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonum cuspidatum</i> Siebold & Zucc.	1
Herbácea	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonum hydropiper</i> L.	1
	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonum pensylvanicum</i> L.	1
Trepadeira	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonum perfoliatum</i> L.	1
Herbácea	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonum persicaria</i> L.	3
Herbácea	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonum scandens</i> L.	1
-	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonum</i> sp.	1
Herbácea	<i>Polygonaceae</i>	<i>Rumex acetosella</i> L.	4
Herbácea	<i>Polygonaceae</i>	<i>Rumex crispus</i> L.	5
Herbácea	<i>Polygonaceae</i>	<i>Rumex obtusifolius</i> L.	1
Herbácea	<i>Polypodiaceae</i>	<i>Phymatosorus grossus</i> (Langsd. & Fisch.) Brownlie	1
Avascular	<i>Polytrichaceae</i>	<i>Polytrichum</i> sp.	1
Herbácea	<i>Portulacaceae</i>	<i>Portulaca oleracea</i> L.	1
Herbácea	<i>Potamogetonaceae</i>	<i>Potamogeton crispus</i> L.	1
Herbácea	<i>Primulaceae</i>	<i>Anagallis arvensis</i> L.	6
Arbórea	<i>Proteaceae</i>	<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex R. Br.	1
Herbácea	<i>Pteridaceae</i>	<i>Pityrogramma calomelanos</i> (L.) Link	1
Herbácea	<i>Ranunculaceae</i>	<i>Anemone hupehensis</i> (hort. ex Lem.) Lem. ex Boynton	1
Herbácea	<i>Ranunculaceae</i>	<i>Ceratocephala testiculata</i> (Crantz) Roth	3
Herbácea	<i>Ranunculaceae</i>	<i>Consolida regalis</i> Gray	1
Herbácea	<i>Ranunculaceae</i>	<i>Ranunculus arvensis</i> L.	1
Herbácea	<i>Ranunculaceae</i>	<i>Ranunculus muricatus</i> L.	1
Herbácea	<i>Ranunculaceae</i>	<i>Ranunculus repens</i> L.	1
Arbustiva	<i>Rhamnaceae</i>	<i>Ceanothus integerrimus</i> Hook. & Arn.	1
Arbustiva	<i>Rhamnaceae</i>	<i>Frangula alnus</i> Mill.	1
Arbustiva	<i>Rhamnaceae</i>	<i>Rhamnus cathartica</i> L.	1
Herbácea	<i>Rosaceae</i>	<i>Duchesnea indica</i> (Andrews) Focke	3
Herbácea	<i>Rosaceae</i>	<i>Geum canadense</i> Jacq.	1
Herbácea	<i>Rosaceae</i>	<i>Potentilla norvegica</i> L.	1
Herbácea	<i>Rosaceae</i>	<i>Potentilla recta</i> L.	5
Herbácea	<i>Rosaceae</i>	<i>Potentilla simplex</i> Michx.	1
Arbustiva	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosa multiflora</i> Thunb.	6
Arbustiva	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosa nutkana</i> C. Presl	1

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (continuação)

Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Arbustiva	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosa rugosa</i> Thunb.	1
Arbustiva	<i>Rosaceae</i>	<i>Rubus alceifolius</i> Poir.	1
Arbustiva	<i>Rosaceae</i>	<i>Rubus argutus</i> Link	1
Arbustiva	<i>Rosaceae</i>	<i>Rubus armeniacus</i> Focke	2
Arbustiva	<i>Rosaceae</i>	<i>Rubus ellipticus</i> Sm.	1
Arbustiva	<i>Rosaceae</i>	<i>Rubus laciniatus</i> Willd.	1
Arbustiva	<i>Rosaceae</i>	<i>Rubus leightoni</i> Lees ex Leight	1
Arbustiva	<i>Rosaceae</i>	<i>Rubus phoenicolasius</i> Maxim.	1
Herbácea	<i>Rosaceae</i>	<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	3
Trepadeira	<i>Rosaceae</i>	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	1
Herbácea	<i>Rosaceae</i>	<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	2
Herbácea	<i>Rubiaceae</i>	<i>Galium aparine</i> L.	6
Herbácea	<i>Rubiaceae</i>	<i>Galium divaricatum</i> Pourr. ex Lam.	1
Herbácea	<i>Rubiaceae</i>	<i>Galium murale</i> (L.) All.	1
Trepadeira	<i>Rubiaceae</i>	<i>Paederia foetida</i> L.	1
Herbácea	<i>Rubiaceae</i>	<i>Richardia humistrata</i> (Cham. & Schltdl.) Schult. & Schult. f.	1
Herbácea	<i>Rubiaceae</i>	<i>Richardia stellaris</i> (Cham. & Schltdl.) Steud.	1
Herbácea	<i>Rubiaceae</i>	<i>Sherardia arvensis</i> L.	2
Arbórea	<i>Salicaceae</i>	<i>Prosopis glandulosa</i> Torr.	3
Arbórea	<i>Salicaceae</i>	<i>Salix</i> × <i>rubens</i> Schrank (pro sp.) [<i>alba</i> × <i>fragilis</i>]	1
Arbórea	<i>Salicaceae</i>	<i>Salix</i> sp.	2
Arbustiva	<i>Sapindaceae</i>	<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq. sp. <i>cuneata</i> (Sm.) J.G. West	1
Herbácea	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Chaenorhinum minus</i> (L.) Lange	1
Herbácea	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Digitalis purpurea</i> L.	1
Herbácea	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Dipsacus fullonum</i> L.	1
Herbácea	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Dipsacus</i> sp.	1
Herbácea	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Linaria dalmatica</i> (L.) Mill.	2
Herbácea	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Linaria genistifolia</i> (L.) Mill.	1
Herbácea	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Parentucellia viscosa</i> (L.) Caruel	1
Herbácea	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Verbascum thapsus</i> L.	2
Herbácea	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	1
Herbácea	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Veronica arvensis</i> L.	1
Herbácea	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Veronica hederifolia</i> L.	2
Herbácea	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Veronica persica</i> Poir.	3
Herbácea	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Veronica polita</i> Fr.	1
Arbórea	<i>Simaroubaceae</i>	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	4
Arbustiva	<i>Solanaceae</i>	<i>Cestrum parqui</i> L'Hér.	1
Herbácea	<i>Solanaceae</i>	<i>Hyoscyamus niger</i> L.	1

Anexo A

Lista das espécies competidoras apontadas em revisão relacionadas ao número de ocorrência das mesmas (conclusão)

Forma de Vida	Família	Espécie	Ocorrência
Arbustiva	<i>Solanaceae</i>	<i>Lycium ferocissimum</i> Miers	1
Herbácea	<i>Solanaceae</i>	<i>Nicotiana debneyi</i> Domin	1
Herbácea	<i>Solanaceae</i>	<i>Physalis heterophylla</i> Nees	1
Arbustiva	<i>Solanaceae</i>	<i>Physalis peruviana</i> L.	1
Herbácea	<i>Solanaceae</i>	<i>Solanum elaeagnifolium</i> Cav.	1
Árborea	<i>Solanaceae</i>	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	1
Herbácea	<i>Solanaceae</i>	<i>Solanum nigrum</i> L.	3
Herbácea	<i>Solanaceae</i>	<i>Solanum physalifolium</i> Rusby	1
Trepadeira	<i>Solanaceae</i>	<i>Solanum seaforthianum</i> Andrews	1
Avascular	<i>Sphagnaceae</i>	<i>Sphagnum</i> sp.	1
Herbácea	<i>Tamaricaceae</i>	<i>Tamarix ramosissima</i> Ledeb.	1
Árborea	<i>Tamaricaceae</i>	<i>Tamarix</i> sp.	1
Árborea	<i>Thelypteridaceae</i>	<i>Thelypteris parasitica</i> (L.) Fosberg	1
Herbácea	<i>Typhaceae</i>	<i>Typha</i> × <i>glauca</i> Godr. (pro sp.) [<i>angustifolia</i> or <i>domingensis</i> × <i>latifolia</i>]	1
Árborea	<i>Ulmaceae</i>	<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume	1
Árborea	<i>Ulmaceae</i>	<i>Ulmus alata</i> Michx.	2
Herbácea	<i>Urticaceae</i>	<i>Urtica dioica</i> L.	1
Herbácea	<i>Urticaceae</i>	<i>Urtica urens</i> L.	1
Herbácea	<i>Verbenaceae</i>	<i>Glandularia pulchella</i> (Sweet) Troncoso	1
Arbustiva	<i>Verbenaceae</i>	<i>Lantana camara</i> L.	9
Herbácea	<i>Verbenaceae</i>	<i>Verbena bonariensis</i> L.	1
Herbácea	<i>Verbenaceae</i>	<i>Verbena incompta</i> P.W. Michael	1
Herbácea	<i>Verbenaceae</i>	<i>Verbena litoralis</i> Kunth	1
Herbácea	<i>Verbenaceae</i>	<i>Verbena rigida</i> Spreng.	2
Herbácea	<i>Violaceae</i>	<i>Viola arvensis</i> Murray	2
Arbustiva	<i>Zingiberaceae</i>	<i>Hedychium gardnerianum</i> Shepard ex Ker Gawl.	1

Anexo B

Análise estatística de dados silviculturais para a comunidade e grupos funcionais. As médias seguidas das mesmas letras não diferem estatisticamente a um nível de 5% de significância. Valores de graus de liberdade (DF) apontados abaixo das tabelas. Médias apresentadas relativas a uma parcela (400 m²), para os tratamentos: Trat-1: Aplicação de Herbicida; Trat-2: Roçada sempre que necessário; Trat-3: Roçada com menor frequência

Sobrevivência diferenciada em comunidade e grupos funcionais de mudas com um ano de plantio

	Sobrevivência		
	Comunidade (%)	Recobrimento (%)	Diversidade (%)
Trat-1	72,14 ± 6,70 ^A	74,64 ± 7,39 ^A	69,64 ± 8,76 ^A
Trat-2	66,25 ± 8,00 ^{AB}	72,14 ± 10,10 ^A	60,36 ± 8,29 ^{AB}
Trat-3	56,07 ± 10,66 ^B	60,00 ± 7,00 ^B	52,14 ± 17,53 ^B
F value (p)	7,22 (0,007)	6,02 (0,013)	4,17 (0,038)

DF=14

Altura e cobertura de copa médios para a comunidade de mudas com um ano de plantio

	Comunidade	
	Altura (cm)	Cobertura de Copa (m ²)
Trat-1	119,87 ± 17,86 ^A	1,27 ± 0,39 ^A
Trat-2	48,78 ± 25,12 ^B	0,13 ± 0,11 ^B
Trat-3	52,38 ± 18,58 ^B	0,11 ± 0,089 ^B
F value (p)	26,05(,0001)	66,43(<,0001)

DF=14

Valores de área basal média para a comunidade e grupos funcionais de mudas com um ano de plantio

	Área Basal		
	Comunidade (mm ²)	Recobrimento (mm ²)	Diversidade (mm ²)
Trat-1	1075,61 ± 251,70 ^A	1507,21 ± 608,35 ^A	620,81 ± 273,82 ^A
Trat-2	184,25 ± 125,04 ^B	219,91 ± 133,67 ^B	138,92 ± 121,69 ^B
Trat-3	162,14 ± 86,15 ^B	203,59 ± 102,26 ^B	107,26 ± 71,95 ^B
F value (p)	74,07 (<0,0001)	32,68 (<0,0001)	20,17 (<0,0001)

DF=14

Taxa de crescimento relativa (TCR) referente à área basal e altura em relação à comunidade e grupos funcionais para mudas com um ano de plantio

	TCR					
	Área Basal (mm ² mm ⁻² mês ⁻¹)			Altura (cm cm ⁻¹ mês ⁻¹)		
	Comunidade	Recobrimento	Diversidade	Comunidade	Recobrimento	Diversidade
Trat-1	0,35 ± 0,05 ^A	0,39 ± 0,05 ^A	0,29 ± 0,08 ^A	0,18 ± 0,02 ^A	0,20 ± 0,03 ^A	0,14 ± 0,02 ^A
Trat-2	0,14 ± 0,07 ^B	0,15 ± 0,07 ^B	0,11 ± 0,06 ^B	0,08 ± 0,04 ^B	0,11 ± 0,03 ^B	0,04 ± 0,04 ^B
Trat-3	0,13 ± 0,08 ^B	0,15 ± 0,07 ^B	0,11 ± 0,07 ^B	0,09 ± 0,02 ^B	0,12 ± 0,02 ^B	0,06 ± 0,02 ^B
F value (p)	31,02(<0,0001)	53,11(<0,0001)	13,64(0,0005)	27,24 (<0,0001)	22,05 (<0,0001)	42,16 (<0,0001)*

DF=14; *DF=13

Riqueza e densidade de regenerantes lenhosos e riqueza de espécies ruderais por tratamento para um ano de plantio

	Regenerantes		Espécies Ruderais
	Riqueza	Densidade	Riqueza
Trat-1	3,50 ± 1,69 ^A	64,13 ± 87,17 ^A	23,50 ± 4,75 ^A
Trat-2	1,50 ± 0,93 ^B	4,38 ± 3,96 ^B	15,13 ± 3,91 ^B
Trat-3	1,38 ± 0,92 ^B	4,38 ± 3,54 ^B	13,50 ± 8,33 ^B
F value (p)	10,44(0,0017)	16,87(0,0003)*	9,08(0,003)

DF=14; *DF=12

Altura e produção de biomassa anual da comunidade competidora para um ano de plantio

	Competidoras				
	Biomassa Anual				
	Total (Kg Parcela ⁻¹)	Gramíneas (Kg Parcela ⁻¹)	Não Gramíneas (Kg Parcela ⁻¹)	Relação Não Gramíneas sobre Total (%)	Altura (cm)
Trat-1	467,45 ± 171,86 ^B	258,74 ± 387,48 ^B	208,71 ± 128,93 ^A	44,32 ± 22,49 ^A	87,13 ± 17,64 ^A
Trat-2	859,82 ± 302,74 ^A	819,50 ± 1052,43 ^A	40,31 ± 35,08 ^B	4,28 ± 2,60 ^B	52,13 ± 12,87 ^B
Trat-3	838,92 ± 192,15 ^A	811,01 ± 970,89 ^A	27,91 ± 21,48 ^B	3,38 ± 2,68 ^B	81,20 ± 18,09 ^A
F value (p)	5,96 (0,0134)	13,45 (0,0005)	12,78 (0,0007)	25,51 (<,0001)	13,26 (0,0006)

DF=14

Relação de índices econômicos para fatores ecológicos

	Índices			
	Custo ABT ⁻¹ (reais cm ⁻²)	Custo Riqueza Ruderal ⁻¹ (reais espécie ⁻¹)	Custo Riqueza Regenerante ⁻¹ (reais espécie ⁻¹)	Custo Densidade Regenerante ⁻¹ (reais indivíduo ⁻¹)
Trat-1	0,049 ± 0,017 ^B	1,07 ± 0,24 ^B	8,49 ± 3,89 ^B	1,43 ± 2,04 ^B
Trat-2	0,99 ± 0,62 ^A	3,96 ± 1,12 ^{AB}	39,17 ± 16,48 ^A	19,87 ± 15,09 ^A
Trat-3	0,82 ± 0,45 ^A	4,54 ± 3,72 ^A	30,46 ± 13,56 ^A	12,69 ± 10,69 ^{AB}
F value (p)	9,34 (0,0027)	5,33 (0,019)	24,16 (<,0001)	5,56 (0,020)

DF=14

Anexo C

Lista das espécies herbáceas e gramíneas encontradas em experimento de campo

(continua)

Espécies Competidoras		
Trat-1	Trat-2	Trat-3
Aeschynomene americana L.	Aeschynomene denticulata Rudd	Aeschynomene americana L.
Aeschynomene falcata (Poir.) DC.	Aeschynomene falcata (Poir.) DC.	Aeschynomene denticulata Rudd
Amaranthus spinosus L.	Alternanthera paronychioides A.St.-Hil.	Aeschynomene falcata (Poir.) DC.
Asclepias curassavica L.	Asteraceae sp.1	Asclepias curassavica L.
Asteraceae sp.2	Baccharis sp.1	Asteraceae sp.2
Baccharis sp.1	Brachiaria decumbens Stapf	Brachiaria decumbens Stapf
Bidens pilosa L.	Brachiaria mutica (Forssk.) Stapf	Brachiaria mutica (Forssk.) Stapf
Borreria sp.1	Brachiaria ruziziensis R.Germ. & Evrard ruziziensis	Bromus catharticus Vahl Catharticus
Brachiaria decumbens Stapf	Calopogonium mucunoides Desv.	Buddleja stachyoides Cham. & Schldl.
Brachiaria mutica (Forssk.) Stapf	Cenchrus americanus (L.) Morrone (L.) K. Schum.	Bulbostylis capillaris (L.) C.B.Clarke Capillaris
Bromus catharticus Vahl Catharticus	Centella asiatica (L.) Urb.	Calopogonium mucunoides Desv.
Calopogonium mucunoides Desv.	Chamaecrista rotundifolia (Pers.) Greene	Cenchrus purpureus (Schumach.) Morrone Schumach.
Cayaponia podantha Cogn.	Chloris elata Desv.	Chamaecrista rotundifolia (Pers.) Greene
Cenchrus americanus (L.) Morrone (L.) K. Schum.	Chloris gayana Kunth	Chromolaena maximiliani (Schr. ex DC.) R.M.King & H.Rob.
Cenchrus polystachios (L.) Morrone (Sw.) Rich.	Convolvulaceae sp.2	Convolvulaceae sp.1
Centella asiatica (L.) Urb.	Conyza canadensis (L.) Cronquist	Convolvulaceae sp.2
Chloris elata Desv.	Crotalaria incana L.	Conyza canadensis (L.) Cronquist
Chloris gayana Kunth	Crotalaria lanceolata E.Mey.	Crotalaria grandiflora Benth.

Anexo C

Lista das espécies herbáceas e gramíneas encontradas em experimento de campo

(continuação)

Trat-1	Trat-2	Trat-3
Chromolaena maximiliani (Schrad. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	Croton lundianus (Didr.) Müll.Arg.	Crotalaria lanceolata E.Mey.
Chrysolea platensis (Spreng.) H.Rob.	Cyperus ferax Rich.	Croton lundianus (Didr.) Müll.Arg.
Convolvulaceae sp.2	Cyperus distans L.	Cyperus ferax Rich.
Convolvulaceae sp.3	Cyperus esculentus L.	Cyperus difformis L.
Conyza bonariensis (L.) Cronquist	Cyperus iria L.	Cyperus distans L.
Conyza canadensis (L.) Cronquist	Cyperus rotundus L.	Cyperus iria L.
Crotalaria incana L.	Desmodium barbatum (L.) Benth.	Cyperus meyenianus Kunth
Crotalaria lanceolata E.Mey.	Desmodium sp.	Desmodium barbatum (L.) Benth.
Croton lundianus (Didr.) Müll.Arg.	Dichondra microcalyx (Hallier f.) Fabris	Emilia fosbergii Nicolson
Croton urucurana Baill.	Digitaria ciliaris (Retz.) Koeler	Emilia sonchifolia (L.) DC. ex Wight
Cyperus difformis L.	Emilia fosbergii Nicolson	Fimbristylis autumnalis (L.) Roem. & Schult.
Cyperus distans L.	Fimbristylis autumnalis (L.) Roem. & Schult.	Fimbristylis dichotoma (L.) Vahl
Cyperus surinamensis Rottb.	Fimbristylis dichotoma (L.) Vahl	Indigofera truxillensis Kunth
Digitaria ciliaris (Retz.) Koeler	Ipomoea grandifolia (Dammer) O'Donell	Ipomoea grandifolia (Dammer) O'Donell
Digitaria insularis (L.) Fedde	Ipomoea ramosissima (Poir.) Choisy	Leptochloa virgata (L.) P.Beauv.
Eleusine indica (L.) Gaertn.	Mimosa debilis Humb. & Bonpl. ex Willd.	Lessingianthus glabratus (Less.) H.Rob.
Emilia fosbergii Nicolson	Mimosa pudica L.	Ludwigia sp.1
Emilia sonchifolia (L.) DC. ex Wight	Moquiniastrum polymorphum (Less.) G. Sancho	Ludwigia sp.2

Anexo C

Lista das espécies herbáceas e gramíneas encontradas em experimento de campo

(continuação)

Trat-1	Trat-2	Trat-3
Eragrostis pilosa (L.) P.Beauv.	Neonotonia wightii (Graham ex Wight & Arn.) J.A.Lackey	Malvastrum coromandelianum Garcke
Eupatorium sp.1	Oryza sativa L.	Melochia pyramidata L.
Hypochaeris radicata L.	Paspalum paniculatum L.	Mimosa debilis Humb. & Bonpl. ex Willd.
Indigofera suffruticosa Mill.	Phyllanthus tenellus Roxb.	Mimosa sp.1
Ipomoea grandifolia (Dammer) O'Donell	Pterocaulon lanatum Kuntze	Neonotonia wightii (Graham ex Wight & Arn.) J.A.Lackey
Ipomoea nil (L.) Roth	Pterocaulon virgatum (L.) DC.	Panicum dichotomiflorum Michx.
Ipomoea sp.1	Pycreus polystachyos (Rottb.) P.Beauv.	Pluchea sagittalis (Lam.) Cabrera
Ludwigia decurrens Walter	Rhynchelytrum repens (Willd.) C.E.Hubb.	Poaceae sp.1
Ludwigia octovalvis (Jacq.) P.H.Raven	Scoparia dulcis L.	Porophyllum ruderale (Jacq.) Cass.
Marsypianthes chamaedrys (Vahl) Kuntze	Setaria parviflora (Poir.) Kerguélen	Pterocaulon alopecuroides (Lam.) DC.
Melochia pyramidata L.	Sida glaziovii K.Schum. Glaziovii	Pterocaulon lanatum Kuntze
Mesosphaerum pectinatum (L.) Kuntze	Sida rhombifolia L.	Pterocaulon virgatum (L.) DC.
Mimosa sp.1	Sida santaremensis Mont.	Pycreus polystachyos (Rottb.) P.Beauv.
Neonotonia wightii (Graham ex Wight & Arn.) J.A.Lackey	Solanum viarum Dunal	Schizachyrium condensatum (Kunth) Nees
Nicandra physalodes (L.) Gaertn.	Stachytarpheta cayennensis (Rich.) Vahl	Setaria parviflora (Poir.) Kerguélen
Phyllanthus tenellus Roxb.	Stylosanthes sp.1	Sida glaziovii K.Schum. Glaziovii
Physalis angulata L.	Stylosanthes viscosa (L.) Sw.	Sida rhombifolia L.
Pluchea sagittalis (Lam.) Cabrera	Verbena litoralis Kunth	Sida sp.1
Porophyllum ruderale (Jacq.) Cass.	Vernonia densiflora Gardner	Sida sp.2

Anexo C

Lista das espécies herbáceas e gramíneas encontradas em experimento de campo

(conclusão)

Trat-1	Trat-2	Trat-3
Pterocaulon lanatum Kuntze	Vernonia sp.1	Sida sp.3
Pterocaulon virgatum (L.) DC.	Veronica persica Poir.	Sida spinosa L.
Pycreus polystachyos (Rottb.) P.Beauv.	Wissadula hernandioides (L.Hér.) Garcke	Sidastrum micranthum (A.St.-Hil.) Fryxell
Rhynchelytrum repens (Willd.) C.E.Hubb.	Zornia latifolia Sm.	Solanum viarum Dunal
Ricinus communis L.		Sorghum halepense (L.) Pers.
Scoparia dulcis L.		Stylosanthes guianensis (Aubl.) Sw.
Setaria parviflora (Poir.) Kerguélen		Triumfetta sp.1
Sicyos polyacanthus Cogn.		Verbena sp.2
Sida cordifolia L.		Vernonia densiflora Gardner
Sida glaziovii K.Schum. Glozirovii		Vernonia sp.1
Sida rhombifolia L.		Wissadula hernandioides (L.Hér.) Garcke
Sida santaremensis Mont.		
Sida sp.3		
Sida spinosa L.		
Sida urens L.		
Solanum americanum Mill.		
Solanum palinacanthum Dunal		
Solanum paniculatum L.		
Sonchus oleraceus L.		
Stachytarpheta cayennensis (Rich.) Vahl		
Stemodia trifoliata (Link) Rchb.		

Anexo D

Quantificação detalhada dos valores referentes à análise econômica para tratamentos: T1- Aplicação de Herbicida; T2- Roçada sempre que necessário; T3- Roçada com menor frequência. As médias seguidas das mesmas letras não diferem estatisticamente a um nível de 5% de significância. Valores representados para área referem-se a uma parcela de 400 m². HH: Valor de custo para horas trabalhadas por homem

Operações	Rendimento						Custo/Área	Total/Ha	Total Interv./Área	Total Interv./Ha	
	Interv.	Equipamento/ Insumo	Especificações	V. Unitário (R\$)	Quantidade						Valor (R\$)
Controle Químico (T1)											
-Aplicação de Herbicida	1	Bomba Costal (20l)	HH	R\$ 6,25	00:12:39±01:44		R\$ 1,32±0,18	R\$ 5,55±0,52	R\$ 138,71±12,97	R\$ 5,55±0,52	R\$ 138,71±12,97
		Glyphosate Atanor 48	Galão de 20l	R\$ 354,00	0,0167 l/l	14,31±1,19	R\$ 4,23±0,35				
-Limpeza de Coroa	2	Enxada	HH	R\$ 6,25	00:34:45±08:17		R\$ 3,62±0,86	R\$ 3,62±0,86	R\$ 90,49±21,55	R\$ 11,40±1,77	R\$ 285,11±44,25
-Aplicação de Herbicida	2	Bomba Costal (20l)	HH	R\$ 6,25	00:15:37±03:28		R\$ 1,63±0,36	R\$ 5,30±0,91	R\$ 132,60±22,82		
		Glyphosate Atanor 48	Galão de 20l	R\$ 354,00	0,0167 l/l	12,44±1,97	R\$ 3,68±0,58				
-Aplicação de Herbicida	2	Bomba Costal (20l)	HH	R\$ 6,25	00:10:00±02:12		R\$ 1,04±0,23	R\$ 2,48±0,67	R\$ 62,01±16,85		
		Glyphosate Atanor 48	Galão de 20l	R\$ 354,00	0,0167 l/l	4,75±1,69	R\$ 1,44±0,48				
-Limpeza de Coroa	3	Enxada	HH	R\$ 6,25	00:34:45±08:17		R\$ 3,62±0,86	R\$ 3,62±0,86	R\$ 90,49±21,55	R\$ 7,35±1,13	R\$ 183,74±28,34
-Aplicação de Herbicida	3	Bomba Costal (20l)	HH	R\$ 6,25	00:15:30±01:46		R\$ 1,61±0,18	R\$ 3,73±0,66	R\$ 93,25±16,95		
		Glyphosate Atanor 48	Galão de 20l	R\$ 354,00	0,0167 l/l	7,16±1,70	R\$ 2,12±0,50				
Custo Final										R\$ 24,30±2,61 ^c	R\$ 607,56±65,13

Operações	Rendimento						Custo/Área	Total/Ha	Total Interv./Área	Total Interv./Ha
	Interv.	Equipamento/ Insumo	Especificações	V. Unitário (R\$)	Quantidade	Valor (R\$)				
Controle Físico (T2)										
-Manejo Semi-Mecânizado	1	Motorroçadeira	HH	R\$ 6,25	00:58:08±10:23	R\$ 6,05±1,08	R\$ 9,45±1,69	R\$ 236,21±42,20	R\$ 9,45±1,69	R\$ 236,21±42,20
		Motorroçadeira	Depreciação (Hora)	R\$ 0,08	00:56:30±10:23	R\$ 0,08±0,01				
		Gasolina	Litros	R\$ 2,88	00:56:30±10:23	R\$ 3,32±0,59				
		Óleo para Gasolina	Litros	R\$ 17,00						
-Limpeza de Coroa	2	Enxada	HH	R\$ 6,25	00:42:22±11:35	R\$ 4,41±1,21	R\$ 4,41±1,21	R\$ 110,34±30,18	R\$ 14,67±2,81	R\$ 366,87±70,24
-Manejo Semi-Mecânizado	2	Motorroçadeira	HH	R\$ 6,25	01:03:08±13:16	R\$ 6,58±1,38	R\$ 10,26±2,16	R\$ 256,53±53,93		
		Motorroçadeira	Depreciação (Hora)	R\$ 0,08	01:03:08±13:16	R\$ 0,08±0,02				
		Gasolina	Litros	R\$ 2,88	01:03:08±13:16	R\$ 3,60±0,76				
		Óleo para Gasolina	Litros	R\$ 17,00						
-Limpeza de Coroa	3	Enxada	HH	R\$ 6,25	00:42:22±11:35	R\$ 4,41±1,21	R\$ 4,41±1,21	R\$ 110,34±30,18	R\$ 15,63±1,72	R\$ 390,74±42,98
-Manejo Semi-Mecânizado	3	Motorroçadeira	HH	R\$ 6,25	1:09:00±10:47	R\$ 7,19±1,12	R\$ 11,22±1,75	R\$ 280,40±43,82		
		Motorroçadeira	Depreciação (Hora)	R\$ 0,08	1:09:00±10:47	R\$ 0,09±0,01				
		Gasolina	Litros	R\$ 2,88	1:09:00±10:47	R\$ 3,94±0,62				
		Óleo para Gasolina	Litros	R\$ 17,00						
-Limpeza de Coroa	4	Enxada	HH	R\$ 6,25	00:42:22±11:35	R\$ 4,41±1,21	R\$ 4,41±1,21	R\$ 110,34±30,18	R\$ 16,56±3,82	R\$ 414,11±95,62
-Manejo Semi-Mecânizado	4	Motorroçadeira	HH	R\$ 6,25	01:14:45±19:58	R\$ 7,79±2,08	R\$ 12,15±3,25	R\$ 303,77±81,15		
		Motorroçadeira	Depreciação (Hora)	R\$ 0,08	01:14:45±19:58	R\$ 0,10±0,03				
		Gasolina	Litros	R\$ 2,88	01:14:45±19:58	R\$ 4,26±1,14				
		Óleo para Gasolina	Litros	R\$ 17,00						
Custo Final									R\$ 56,32±5,78 ^A	R\$ 1407,92±144,46

Operações	Rendimento						Custo/Área	Total/Ha	Total Interv./Área	Total Interv./Ha
	Interv.	Equipamento/ Insumo	Especificações	V. Unitário (R\$)	Quantidade	Valor (R\$)				
Controle Físico (T3)										
-Limpeza de Coroa	1	Enxada	HH	R\$ 6,25	00:43:07±12:20	R\$ 4,49±1,28	R\$ 4,49±1,28	R\$ 112,30±32,11	R\$ 15,55±3,37	R\$388,64±84,22
-Manejo Semi-Mecânico	1	Motorroçadeira	HH	R\$ 6,25	1:08:00±15:55	R\$ 7,08±1,66	R\$ 11,05±2,59	R\$276,34±64,66		
		Motorroçadeira	Depreciação (Hora)	R\$ 0,08	1:08:00±15:55	R\$ 0,09±0,02				
		Gasolina	Litros	R\$ 2,88	1:08:00±15:55	R\$ 3,88±0,91				
		Óleo para Gasolina	Litros	R\$ 17,00						
-Limpeza de Coroa	2	Enxada	HH	R\$ 6,25	00:43:48±12:20	R\$ 4,49±1,28	R\$ 4,49±1,28	R\$ 112,30±32,11	R\$ 22,68±3,84	R\$ 566,93±95,97
-Manejo Semi-Mecânico	2	Motorroçadeira	HH	R\$ 6,25	01:51:53±25:20	R\$ 11,65±2,64	R\$ 18,19±4,12	R\$ 454,64±102,95		
		Motorroçadeira	Depreciação (Hora)	R\$ 0,08	01:51:53±25:20	R\$ 0,15±0,03				
		Gasolina	Litros	R\$ 2,88	01:51:53±25:20	R\$ 6,38±1,45				
		Óleo para Gasolina	Litros	R\$ 17,00						
Custo Final									R\$ 38,23±5,05 ^B	R\$ 955,57±126,39

Anexo E

Quantificação de glyphosate e AMPA por parcelas amostradas relacionadas à época de coleta: T1._: Primeira aplicação de herbicida; T2._: Segunda aplicação de herbicida; T_.1:Primeiro episódio de precipitação; T_.2: Segundo episódio de precipitação; T_.3: Terceiro episódio de precipitação. ND: Não detectado; <LQ: Abaixo do limite de quantificação

Potencial de Poluição - Sedimentos ($\mu\text{g kg}^{-1}$)																
Parcelas manejadas com roçada																
	1		2		3		4		5		6		7		8	
	Gly	AMPA	Gly	AMPA	Gly	AMPA	Gly	AMPA	Gly	AMPA	Gly	AMPA	Gly	AMPA	Gly	AMPA
T1.1	<LQ	<LQ	ND	ND	ND	1265	ND	1392,22	ND	ND	<LQ	<LQ	ND	ND	ND	ND
T1.2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
T1.3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
T2.1	3017,56	17142,3	ND	ND	24753,17	76125,71	1656,52	9153,64	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
T2.2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
T2.3	<LQ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Potencial de Poluição - Sedimentos ($\mu\text{g kg}^{-1}$)																
Parcelas manejadas por herbicida																
	1		2		3		4		5		6		7		8	
	Gly	AMPA	Gly	AMPA	Gly	AMPA	Gly	AMPA	Gly	AMPA	Gly	AMPA	Gly	AMPA	Gly	AMPA
T1.1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	<LQ	2385,1	ND	1378,08	ND	<LQ
T1.2	ND	ND	ND	ND	x	x	x	x	x	x	ND	ND	ND	ND	x	x
T1.3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
T2.1	1768,31	5927,35	ND	ND	ND	ND	4388,9	13815,61	ND	ND	3773,98	9650,21	10567,31	36730,44	4384,49	11610,4
T2.2	ND	<LQ	<LQ	2069,03	ND	<LQ	1380,38	ND	<LQ	5909,50	2268,10	10872,98	<LQ	5219,65	11151,26	1752,98
T2.3	<LQ	ND	ND	ND	<LQ	ND	<LQ	ND	1323,19	ND	1848,06	ND	<LQ	ND	ND	ND

Limite de Quantificação (LQ): $1250 \mu\text{g kg}^{-1}$