

Invasão biológica em áreas de Mata Atlântica: os desafios para a conservação, controle e restauração florestal



Israel Marinho Pereira
José Barbosa dos Santos
Evandro Luiz Mendonça Machado
Caroline Farah Ziade


NERAD

**INVASÃO BIOLÓGICA EM ÁREAS
DE MATA ATLÂNTICA:
Os desafios para conservação, controle e
restauração florestal**



Israel Marinho Pereira
José Barbosa dos Santos
Evandro Luiz Mendonça Machado
Caroline Farah Ziade

INVASÃO BIOLÓGICA EM ÁREAS DE MATA ATLÂNTICA: Os desafios para conservação, controle e restauração florestal



© 2018 by Israel Marinho Pereira, José Barbosa dos Santos, Evandro Luiz Mendonça Machado and Caroline Farah Ziade

Nenhuma parte desta publicação pode ser reproduzida, por qualquer meio ou forma, sem a autorização escrita e prévia do autor do *copyright*.

Direitos de publicação reservados ao Núcleo de Estudos em Recuperação de Áreas Degradadas da UFVJM.

Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri

Reitor: Gilciano Saraiva Nogueira

Vice-Reitor: Cláudio Eduardo Rodrigues

Capa: Duane Maciel Gripp

Revisão de texto: Eliane Ventura da Silva e Monique Alves Vitorino

Referências bibliográficas: Paulo Afonso da Silva

Ilustrador: Geovani de Souza Resende

Editores eletrônicos: PAS Editoração Profissional e de Qualidade (MEi)

Impressão:

Ficha catalográfica - Serviço de Biblioteca/UFVJM
Bibliotecária Nathalia Machado Laponez Maia, CRB6 - 3002

I62 Invasão biológica em áreas de Mata Atlântica : os desafios para conservação, controle e restauração florestal / editores: Israel Marinho Pereira ... [et al]. - Diamantina: UFVJM, 2018.
196 p. : il., tabs., gráfs.

ISBN 978-85-61330-91-0

1. Invasão biológica. 2. Restauração florestal. 3. Conservação biológica. 4. Manejo de plantas invasoras. 5. Mata Atlântica. I. Pereira, Israel Marinho. II. Título.

CDD 577.18

IMPRESSO NO BRASIL

AGRADECIMENTOS

A todos os professores, pesquisadores, estudantes de graduação, mestrado e doutorado, técnicos e demais trabalhadores que contribuíram para a implantação, a condução e o desenvolvimento das pesquisas que resultaram nas informações disponibilizadas nesta obra.

Aos técnicos da Cemig, Caroline Farah Ziade, pelas contribuições e pelo acompanhamento do projeto durante os quatro anos de sua vigência, e, em especial, ao Rodrigo Avendanha Liboni, que teve a iniciativa de procurar a UFVJM em 2009 para formar a parceira entre a Cemig/Fapemig e a UFVJM, para a realização de pesquisas visando solucionar problemas ambientais na RPPN Fartura em Capelinha, MG.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig), pelo apoio constante às nossas atividades de pesquisa, neste e em outros projetos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de produtividade em pesquisa.

Aos familiares, pelo apoio e incentivo.

Aos revisores dos capítulos, pelas valiosas sugestões.

A Deus, por mais um desafio vencido.

APRESENTAÇÃO

A Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig), em consonância com sua missão de atuar no setor de energia com rentabilidade, qualidade e responsabilidade socioambiental, busca sempre harmonizar a operação de suas usinas com a sustentabilidade ambiental.

Desta forma, identificar e atuar na recuperação de áreas degradadas, oriundas ou não de suas atividades, é um grande desafio e compromisso da empresa, buscando sempre aliar as melhores práticas disponíveis no mercado ao fomento de Pesquisas e Desenvolvimento de novas metodologias e técnicas de recuperação ambiental.

Possuímos muitas áreas que foram impactadas pela construção de nossas usinas e linhas de transmissão, caracterizadas como áreas que passaram ou passam por processos de Recuperação de Áreas Degradadas (RAD), além de outras adquiridas ou impactadas por atividades desenvolvidas em seu entorno, que demandam constantemente o emprego de novas técnicas menos invasivas ao meio ambiente, para viabilizar a sua recuperação, garantindo maiores ganhos ambientais, com o menor emprego de recursos financeiros.

A atuação em RADs com técnicas menos invasivas torna-se ainda mais importante, quando a área a ser tratada encontra-se em unidades de conservação onde, além da recuperação física do solo há uma maior preocupação com o controle de plantas invasoras e a recomposição vegetal nativa e com a atração da fauna silvestre, sendo este o grande desafio apresentado ao P&D GT 551 desenvolvido em parceria com a Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fartura, vinculada à UHE Irapé.

Reafirma-se, com este produto, o compromisso da Cemig com a responsabilidade socioambiental, discutindo e contribuindo para o constante aperfeiçoamento das práticas ambientais do setor elétrico brasileiro.

Enio Marcus Brandão Fonseca

Superintendente de Gestão Ambiental da Geração e Transmissão

PREFÁCIO

A DEPENDÊNCIA DAS FLORESTAS

A intrigante relação entre o ser humano e as florestas, notadamente a Mata Atlântica, tem sido dinâmica desde a ocupação do Brasil pelos portugueses, em 1500. A vegetação tropical exuberante, vista no passado como ambiente inóspito e barreira à colonização, foi ao mesmo tempo fonte de matéria-prima (caça, pesca e coleta de frutos, sementes, raízes e demais produtos da floresta) e de serviços (água, amenização térmica, biodiversidade e controle homeostático dos ecossistemas). Essa relação foi sendo construída por meio de atividades simples (extrativismo), até ações complexas (período industrial), onde a exploração foi, muitas vezes, depredatória e sem conhecimento da dimensão dos impactos causados ao ambiente. Associada aos usos indevidos, há a formação de ecossistemas naturalmente frágeis, em virtude de suas condições ambientais variáveis resultantes de agentes climáticos, topográficos e geológicos, originando solos pobres e ambientes submetidos a déficit hídrico pronunciado.

Após mais de cinco séculos de exploração desordenada, esse dinamismo chega ao clímax, alterando essa relação entre ser humano e floresta. Hoje, a necessidade de manter e recuperar a Mata Atlântica tornou-se urgente. Esse bioma teve sua cobertura original drasticamente reduzida, restando somente (menos de 8%) pequenas manchas de vegetação ao longo da paisagem. Além da redução absoluta de sua área de cobertura, a área remanescente é constituída por pequenos fragmentos que, na maioria das vezes, encontram-se isolados ainda sob efeito negativo da constante ação antrópica. Os maiores desafios têm sido a ocorrência de incêndios, o acesso de animais domésticos, a retirada de madeira, a caça e a chegada e o estabelecimento de espécies invasoras que comprometem a sustentabilidade desses remanescentes.

A invasão biológica representa a segunda maior ameaça mundial à biodiversidade, perdendo apenas para a destruição de habitats pela exploração humana direta. Além disso, as tentativas de restauração dos ecossistemas com espécies invasoras, principalmente no que diz respeito a espécies muito agressivas, como as gramíneas africanas e a samambaia do campo, têm comprometido o sucesso e onerado de forma bastante significativa os custos das ações que buscam a restauração, no mundo inteiro.

Este livro foi idealizado a partir de um convênio firmado entre a Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM) e a Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig), buscando uma alternativa para o controle de espécies invasoras

que comprometiam a sustentabilidade dos processos ecológicos em áreas da Reserva Particular do Patrimônio Natural Fartura, em Capelinha, MG. Após sete anos de estudos, a equipe de pesquisadores das áreas de ecologia, restauração florestal e manejo integrado de plantas daninhas, com o empenho de estudantes de graduação, mestrado e doutorado e de docentes pesquisadores nessas áreas de conhecimento, foi possível disponibilizar, nesta obra, uma gama de informações sobre as principais espécies vegetais invasoras, como se dá o processo de invasão e algumas opções de manejo dessas plantas em ecossistemas naturais, visando subsidiar as ações de restauração florestal da Mata Atlântica em ecossistemas congêneres. Essas informações estão distribuídas em seis capítulos, disponibilizados agora à sociedade como parte do conhecimento gerado até o presente momento, fruto da parceria entre a Cemig e a UFVJM. Este livro é uma contribuição à comunidade brasileira, que investe e reconhece o ensino, a pesquisa e a extensão como mecanismos desenvolvedores de uma sociedade mais justa e igualitária.

Autores	Capítulo
<p><i>Anne Priscila Dias Gonzaga</i> Docente da UFVJM/PPGCF http://lattes.cnpq.br/3457070198865502 E-mail: diaspri@gmail.com</p>	1
<p><i>Brenda Thais Barbalho Alencar</i> Discente da UFVJM/DEF http://lattes.cnpq.br/2577708655092869 E-mail: barbalhobrenda@gmail.com</p>	3
<p><i>Caroline Farah Ziade</i> Bióloga da Companhia Energética de Minas Gerais http://lattes.cnpq.br/3312737448108434 E-mail: caroline.farah@cemig.com.br</p>	5
<p><i>Cássia Michelle Cabral</i> Discente da UFVJM/PPGCF http://lattes.cnpq.br/8256971689993828 E-mail: mtchells@gmail.com</p>	3
<p><i>Elizzandra Marta Martins Gandini</i> Discente da UFVJM/PPGCF http://lattes.cnpq.br/2757838846852737 E-mail: elizzandragandini@yahoo.com.br</p>	4
<p><i>Eugênia Kelly Luciano Batista</i> Docente da UFMG http://lattes.cnpq.br/7536614495506689 E-mail: biogenia.k@gmail.com</p>	1
<p><i>Fillipe Vieira de Araújo</i> Discente da UFVJM/PPGCF http://lattes.cnpq.br/8563325852368659 E-mail: fillipe.vieira10@gmail.com</p>	2
<p><i>Israel Marinho Pereira</i> Docente da UFVJM/PPGCF http://lattes.cnpq.br/4731214583033664 E-mail: imarinhopereira@gmail.com.br</p>	1, 2, 3, 4, 5 e 6
<p><i>João Carlos Costa Guimarães</i> Docente da UFSJ/Campus de Sete Lagoas. http://lattes.cnpq.br/1603342229743855 E-mail: joao.guimaraes77@gmail.com</p>	1

<p>José Barbosa dos Santos Docente da UFVJM/PPGCF http://lattes.cnpq.br/1948250121809916 E-mail: jbarbosasantos@yahoo.com.br</p>	2, 3, 4, 5 e 6
<p>Márcia Vitória Santos Docente da UFVJM/PPGZOO http://lattes.cnpq.br/8375964653018492 E-mail: marciavitori@hotmail.com</p>	6
<p>Naiane Maria Corrêa dos Santos Discente da UFVJM/PPGCF http://lattes.cnpq.br/0070277245425120 E-mail: naianemariacds@hotmail.com</p>	4
<p>Paula Alves Oliveira Discente da UFVJM/PPGCF http://lattes.cnpq.br/8601558862703748 E-mail: oliveiraalvespaula@gmail.com</p>	6
<p>Pedro Bond Schwartsburd Docente da UFV/PPGBot http://lattes.cnpq.br/0628786416653015 E-mail: petrofilix@yahoo.com.br</p>	5
<p>Thayane Ferreira Carvalho Discente da UFLA/PPGEF http://lattes.cnpq.br/3796393453639288 E-mail: thay.f.c@hotmail.com</p>	5
<p>Vitor Antunes Martins da Costa Discente da UFVJM/PPGCF http://lattes.cnpq.br/1258957640799578 E-mail: vitor_antunes@hotmail.com</p>	2
<p>Wander Gladson Amaral Discente da UFVJM/PPGCF http://lattes.cnpq.br/5667836119013624 E-mail: wander.amaral@yahoo.com.br</p>	2 e 6

Revisores	Capítulo
<i>Pedro Higuchi</i> Doutor em Engenharia Florestal - Docente Permanente do Mestrado em Engenharia Florestal da Universidade do Estado de Santa Catarina. http://lattes.cnpq.br/0068554244216474 E-mail: higuchip@gmail.com	1
<i>Leandro Galon</i> Doutor de Produção Vegetal - Docente Permanente do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da UFFS. http://lattes.cnpq.br/5349314062564211 E-mail: leandro.galone@gmail.com	2
<i>Rafael Grossi Botelho</i> Doutor em Química e Agricultura no Meio Ambiente - Pesquisador Pós-Doutor no Centro de Energia Nuclear na Agricultura - CENA/USP. http://lattes.cnpq.br/4260979980786434 E-mail: rafaelgrossib@hotmail.com	2
<i>Edson Aparecido dos Santos</i> Doutor em Produção Vegetal - Docente do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Uberlândia. http://lattes.cnpq.br/4752466042236540 E-mail: edsonapsant@gmail.com	3 e 4
<i>Fábio Ribeiro Pires</i> Doutor em Produção Vegetal - Docente Permanente do Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical - CEUNES/UFES http://lattes.cnpq.br/5930035056050041 E-mail: pires.fr@gmail.com	4
<i>Carlos Rodrigo Lehn</i> Doutorando – Docente do Instituto Federal Farroupilha. http://lattes.cnpq.br/1657946225184905 E-mail: crlehn@gmail.com	5
<i>Evander Alves Ferreira</i> Doutor em Produção Vegetal - Docente colaborador e pesquisador Pós-Doutor do Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal da UFVJM. http://lattes.cnpq.br/5887024898731149 E-mail: evanderalves@gmail.com	6

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	17
Estabilidade de ecossistemas: uma abordagem teórica	17
1. INTRODUÇÃO	17
2. ECOSSISTEMAS COMO SISTEMAS NATURAIS.....	18
3. O CONCEITO DE ESTABILIDADE.....	20
4. ESTABILIDADE E COMPLEXIDADE.....	21
5. OS DISTÚRBIOS E A DEGRADAÇÃO	22
6. INVASÕES BIOLÓGICAS E O PROCESSO DE DEGRADAÇÃO EM ECOSSISTEMAS FLORESTAIS	28
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	30
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30
CAPÍTULO 2	35
Invasão biológica e competição no contexto da restauração florestal	35
1. INTRODUÇÃO	35
2. INVASÃO BIOLÓGICA.....	36
2.1 Características das espécies invasoras	42
2.2 Resiliência ecológica e invasões biológicas.....	45
2.3 Processos de invasões biológicas: dispersão, naturalização e expansão.....	47
3. INTERFERÊNCIA ENTRE PLANTAS: COMPETIÇÃO E ALELOPATIA	57
3.1 Competição por luz.....	60
3.2 Competição por água e nutriente.....	61
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	63
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64
CAPÍTULO 3	71
Sensibilidade de espécies arbóreas de diferentes grupos ecológicos a herbicidas	71
1. INTRODUÇÃO	71
2. HERBICIDA: COMPORTAMENTO NO AMBIENTE	73
3. TOLERÂNCIA DE ESPÉCIES ARBÓREAS A HERBICIDAS.....	75
3.1 Efeito de herbicidas no desenvolvimento de espécies arbórea.....	76
3.1.1 Efeito de herbicidas sobre a germinação e a emergência.....	76
3.1.2 Efeito de herbicidas sobre o crescimento e o desenvolvimento de mudas	78
3.1.3 Efeito de herbicidas sobre plantas adultas.....	82
3.2 Espécies florestais tolerantes/sensíveis a herbicida	83
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	86
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87
CAPÍTULO 4	93
Espécies florestais remediadoras de ecossistemas com resíduos de herbicidas	93
1. INTRODUÇÃO	93
2. REGIÃO NORTE DE MINAS: ECOSSISTEMAS E REDE HIDROGRÁFICA.....	94
3. HERBICIDAS NO MEIO AMBIENTE	97
4. FITORREMEDIAÇÃO DE ÁREAS COM RESÍDUOS DE HERBICIDAS.....	101
5. ESPÉCIES FLORESTAIS NA FITORREMEDIAÇÃO DE ÁREAS COM RESÍDUOS DE HERBICIDAS	103
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	115
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	116

CAPÍTULO 5	121
Aspectos ecológicos e métodos de controle da samambaia do campo	121
1. INTRODUÇÃO	121
2. CARACTERIZAÇÃO BOTÂNICA DA SAMAMBAIA DO CAMPO.....	122
3. DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DA SAMAMBAIA DO CAMPO	124
4. HABITATS DE OCORRÊNCIA DA SAMAMBAIA DO CAMPO	125
5. A INVASÃO DE <i>Pteridium</i> E SEUS IMPACTO NOS ECOSISTEMAS	129
5.1 Plasticidade fenotípica.....	129
5.2 Formação de monodominância.....	130
5.3. Produção de aleloquímicos.....	131
5.4. Elevada densidade: produção de serapilheira e de biomassa	132
5.5 A sucessão ecológica nos habitats com ocorrência de samambaia do campo	134
6. O FOGO COMO PROPULSOR DE OCORRÊNCIA DA SAMAMBAIA DO CAMPO	136
7. PRINCÍPIOS TÓXICOS PARA ANIMAIS E HUMANOS	138
8. MÉTODOS DE CONTROLE DA SAMAMBAIA DO CAMPO.....	139
8.1 Controle mecânico.....	140
8.2 Controle químico	143
8.3 Controle cultural ou sucessional.....	146
8.4 Controle misto ou combinado	149
9. EFEITO DO CONTROLE DA SAMAMBAIA DO CAMPO NA RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS.....	151
10. CONSIDERAÇÕES FINAIS	153
11. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	154
CAPÍTULO 6	163
Aspectos ecológicos e métodos de controle de gramíneas africanas na restauração	
Ecológica	163
1. INTRODUÇÃO	163
2. CARACTERIZAÇÃO BOTÂNICA DAS PRINCIPAIS GRAMÍNEAS AFRICANAS NO BRASIL	164
2.1 <i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.....	164
2.2 <i>Urochloa</i> spp.....	166
2.2.1 <i>Urochloa brizantha</i> (Hoschst. Ex A. Rich) R. D. Webster	166
2.2.2 <i>Urochloa decumbens</i> (Stapf.) R. D. Webster.....	167
3. DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DAS PRINCIPAIS GRAMÍNEAS AFRICANAS.....	169
3.1 <i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.....	169
3.2. <i>Urochloa brizantha</i> e <i>Urochloa decumbens</i>	170
4. HABITATS DE OCORRÊNCIA DAS PRINCIPAIS GRAMÍNEAS AFRICANAS.....	171
5. INTRODUÇÃO E POTENCIAL INVASOR DAS PRINCIPAIS GRAMÍNEAS AFRICANAS	172
6. MÉTODOS DE CONTROLE DAS PRINCIPAIS GRAMÍNEAS AFRICANAS	175
6.1 Controle biológico.....	176
6.2 Controle cultural ou sucessional.....	176
6.3 Controle físico.....	182
6.4 Controle mecânico.....	183
6.5 Controle químico	185
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	188
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	189

CAPÍTULO 1

Estabilidade de ecossistemas: uma abordagem teórica

Eugênia Kelly Luciano Batista

Israel Marinho Pereira

João Carlos Costa Guimarães

1. INTRODUÇÃO

A degradação ambiental decorre de uma perturbação de origem natural ou antrópica, que resulta na modificação e simplificação de um ecossistema, ultrapassando o limiar a partir do qual a recuperação espontânea do ecossistema fica impossibilitada em um período razoável de tempo (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011). Em outras palavras, a degradação ambiental pode ser conceituada como o resultado de um impacto ambiental negativo (SÁNCHEZ, 2013), ou de qualquer alteração adversa dos processos, das funções ou dos componentes ambientais, provocada por perturbações externas.

O grau de perturbação pode ser baixo e permitir que um ambiente se recupere espontaneamente, mas a partir de um certo nível de degradação a recuperação espontânea pode ser consideravelmente demorada, ou até impossibilitada, mesmo após a retirada da fonte de perturbação. A estabilidade de um ecossistema é convencionalmente determinada por dois fatores: resiliência e resistência. A resiliência pode ser definida como a capacidade de um ecossistema retornar ao estado original após uma perturbação, mantendo suas características essenciais, como composição taxonômica, estruturas e funções (WALKER et al., 2004), enquanto a resistência refere-se à capacidade de um ecossistema resistir a um distúrbio (ARONSON et al., 2011), impedindo o deslocamento de seu estado de equilíbrio durante períodos de estresse e perturbações. A resistência pode ser medida pela proporção de sua estrutura e riqueza originais preservadas após um evento de distúrbio, enquanto a resiliência pode ser avaliada pelo tempo necessário para retorno à estrutura e riqueza em nível similar ao estado original (ARONSON et al., 2011).

Quanto mais resiliente um ecossistema, maior capacidade ele terá para suportar impactos e se reconstruir ou persistir em determinada trajetória ou estado (WALKER et al., 2004), conseqüentemente menor tempo será necessário para que ele reestabeleça suas condições anteriores e retorne ao seu estado de equilíbrio. Em geral, ecossistemas com alta resistência às perturbações e alta resiliência são mais estáveis e fáceis de preservar e manejar. No entanto, ecossistemas altamente resistentes e resilientes também podem ser um desafio para gestores e conservacionistas, especialmente quando os objetivos de manejo envolvem a restauração de ecossistemas degradados que apresentem dominância por espécies exóticas invasoras.

A diversidade de espécies tem sido abordada como um elemento-chave para a estabilidade dos ecossistemas. Ela permite a existência de uma assincronia de respostas às flutuações ambientais e uma diferença na velocidade com a qual as espécies respondem às perturbações. Além disso, ecossistemas biodiversos são favorecidos pela redundância funcional, onde espécies diferentes podem assumir o mesmo papel ecológico no sistema, permitindo a substituição das espécies perdidas durante os períodos de estresse e perturbações. Contrariamente ao esperado, os ecossistemas degradados são menos biodiversos, mas não necessariamente menos estáveis. Esses ambientes são mais vulneráveis à contaminação por espécies invasoras, que modificam habitats e alteram o microclima, a composição e a riqueza de espécies nativas. Em estágios mais avançados da invasão biológica, o retorno ao estado preservado de um ecossistema pode ser bastante prejudicado, considerando que as espécies nativas podem encontrar barreiras ao tentar se estabelecer nos ambientes alterados.

2. ECOSISTEMAS COMO SISTEMAS NATURAIS

Conceitualmente, um sistema é uma entidade que mantém sua existência e seu funcionamento por meio da interação entre suas partes componentes ou subsistemas. Essas entidades são caracterizadas por uma ordem hierárquica, em que cada sistema representa um subsistema do nível hierárquico imediatamente superior. Nessa organização, a cada combinação de elementos para formar um sistema, emergem propriedades que não estavam presentes no nível hierárquico inferior (von BERTALANFFY, 1968; CAPRA, 1996; VASCONCELLOS, 2006). Em outras palavras, as propriedades essenciais de um sistema são propriedades de um todo que nenhuma das partes possui. Elas surgem das interações e das relações entre as partes, e desaparecem quando o sistema é dissecado em suas partes isoladas. Portanto, sendo o arranjo dos elementos componentes de fundamental importância para o funcionamento do sistema, a perda ou o comprometimento de qualquer

um deles, em qualquer nível hierárquico, poderá desencadear mudanças no comportamento do sistema como um todo (HOLLAND, 1995).

Os sistemas naturais são altamente complexos, geralmente compostos por muitos elementos que interagem de forma não linear, caracterizando um modelo caótico de comportamento capaz de levar ecossistemas inteiros ao colapso (SCHEFFER et al., 2001). Durante o Holoceno, um modelo caótico de resposta aos distúrbios levou à desertificação do “Green Sahara”, no continente africano. Na época, um gradual declínio na precipitação da região reduziu a água subterrânea e superficial, desencadeando uma resposta não linear na vegetação. De forma abrupta, em cerca de apenas 100 anos, os elementos de uma savana aberta foram substituídos pelos elementos semidesérticos e posteriormente desérticos, que hoje compõem a paisagem do Deserto do Sahara (LIU et al., 2007; KRÖPELIN et al., 2008).

Os sistemas complexos devem ser analisados sob uma perspectiva sistêmica, cuja essência está em ver inter-relacionamentos, em vez de cadeias lineares de causa-efeito (MATURANA; VARELA, 1997; SOUZA; BUCKERIDGE, 2004). Entre as principais características desses sistemas complexos e caóticos estão os processos de *feedback*, em que pequenas mudanças podem ocasionar efeitos significativos, pois podem ser amplificados pela retroalimentação. As relações estabelecidas entre os elementos desses sistemas podem ser representadas por círculos de causalidade (Figura 1).

Griffith e Toy (2005) modelaram processos de recuperação ambiental utilizando um conjunto de círculos de causalidade denominado “diagrama de influências” (Figura 2).

Em um diagrama de influências, os círculos de causalidade consistem de elementos interligados por conectores, neste caso, representados por arcos com setas. As setas indicam o sentido de causalidade ou interação entre dois elementos de um sistema e os sinais indicam se o efeito da interação é no mesmo sentido (retroalimentação positiva de reforço) ou no sentido oposto (retroalimentação negativa de balanceamento).

O *feedback* de reforço corresponde a pequenas ações, que podem evoluir e se transformar em consequências positivas (círculos virtuosos) ou negativas (círculos viciosos). Por outro lado, o *feedback* de equilíbrio (círculos de balanceamento) corresponde aos mecanismos por meio dos quais o sistema atinge seu equilíbrio.

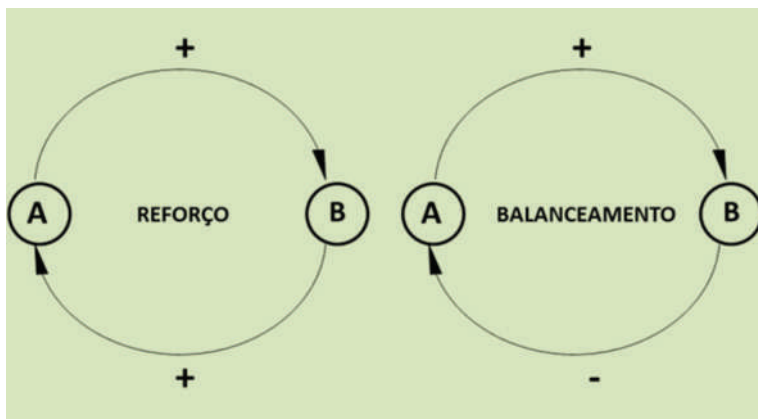
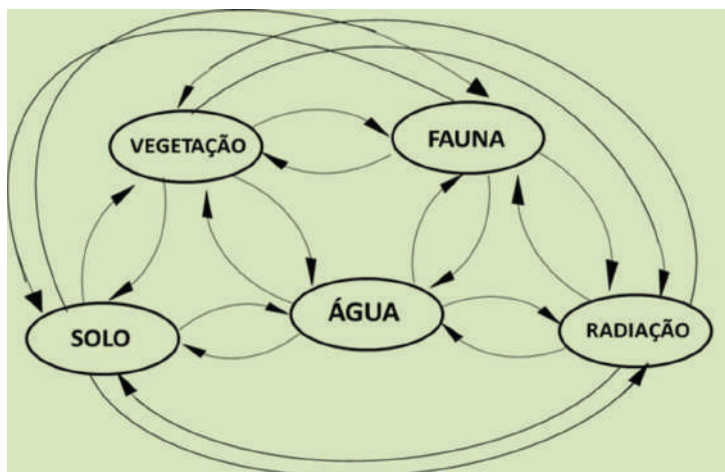


Figura 1

Diagrama de círculo de reforço e de equilíbrio, também denominado de balanceamento ou homeostase, em que as letras representam as variáveis (ações, fatores, elementos ou subsistemas).

Figura 2

Diagrama de influências simplificado representando as relações entre alguns dos elementos componentes do ecossistema em círculos de causalidade. O diagrama reforça a ideia de que todos os elementos de um sistema estão conectados e relacionados, de modo que o comprometimento de um deles pode gerar respostas no sistema como um todo..



3. O CONCEITO DE ESTABILIDADE

A estabilidade reflete a tendência de um sistema retornar ao seu estado de equilíbrio após as perturbações. Sistemas instáveis são facilmente movidos para longe do seu equilíbrio (ALLESINA; TANG, 2012), enquanto sistemas estáveis são capazes de reagir a um distúrbio, absorvendo seu impacto e regulando a variação em sua estrutura e processos ecológicos (TIVY, 1993; RODRIGUES et al, 2007). De acordo com Pimm (1984), a estabilidade estaria relacionada à velocidade de retorno ao equilíbrio após um distúrbio. Esse conceito tem sido discutido, tendo em vista que os efeitos de um distúrbio maior desaparecerão de forma mais lenta do que os efeitos de um distúrbio mais ameno. Portanto, não se pode medir a velocidade de retorno às condições anteriores ao distúrbio sem considerar a sua extensão (WALKER et al., 2004).

A estabilidade de um sistema qualquer está vinculada à sua resiliência, que conceitualmente reflete a capacidade intrínseca de um sistema absorver uma perturbação e se reorganizar, mantendo a mesma função, estrutura e *feedbacks* (HOLLING, 1996; VILCHEK, 1998; GUNDERSON, 2000; SILVA; REIS, 2000). A resiliência está vinculada a três aspectos principais: latitude, resistência e vulnerabilidade. A latitude representa o máximo que um sistema pode ser alterado, sem comprometer sua capacidade de retorno às condições originais. A resistência, por sua vez, reflete o esforço necessário para provocar alterações nas características de um sistema e deslocá-lo para longe de seu estado de equilíbrio. Já a vulnerabilidade indica o quão próximo um sistema se encontra em relação aos seus limites. Quanto mais próximo aos limites, maior a probabilidade de ultrapassá-los e mais difícil será o retorno às condições anteriores ao distúrbio.

4. ESTABILIDADE E COMPLEXIDADE

Em sistemas naturais, o termo complexidade pode ser caracterizado por diferentes medidas. Algumas estão relacionadas à quantidade de elementos que compõem o sistema, sendo, portanto, uma medida parcial, pois não considera as relações entre esses elementos. Outras estão relacionadas ao número e à intensidade (grau de conectância) das relações entre os elementos do sistema.

Embora alguns estudos indiquem que comunidades complexas são mais instáveis (MAY, 1972), na natureza um grande número de espécies coexiste, formando redes complexas de interações interespecíficas. Esse paradoxo tem instigado pesquisadores a compreender o que mantém a diversidade de espécies em comunidades naturais (van VORIS et al., 1980; DOAK et al., 1998; COTTINGHAM et al., 2001; SOLÉ; MONTOYA, 2001; JANSEN; KOKKORIS, 2003; DUFFY et al., 2007; MOUGI; KONDOH, 2012; DONOHUE et al., 2013; LOREAU; DE MAZANCOURT, 2013).

De modo geral, o aumento da diversidade pode levar ao aumento da estabilidade do ecossistema (HASTINGS et al., 1993; McCANN, 2000), e essa relação positiva pode ser explicada por meio de três mecanismos: a) assincronia de respostas das espécies às flutuações ambientais; b) diferença na velocidade com a qual as espécies respondem às perturbações; e c) redundância funcional.

O primeiro mecanismo parte do pressuposto de que as espécies respondem diferentemente às mudanças ambientais. Essas diferenças no nicho fundamental geram respostas assíncronas das espécies às flutuações ambientais, resultando em uma dinâmica compensatória e em menores oscilações nas propriedades do ecossistema (THIBAUT; TILMAN, 1999; YACHI; LOREAU, 1999; IVES et al., 2000; LEARY et al., 2000;

IVES; HUGHES, 2002; PETCHEY, 2009; HECTOR et al., 2010; CONNOLLY, 2013; MAZANCOURT et al., 2013). No Caribe, por exemplo, recifes de corais estão em colapso, sendo extintos por um processo de branqueamento resultante da baixa diversidade dos grupos funcionais (NYSTRÖM et al., 2000). No local, a pesca predatória de algumas espécies de peixes carnívoros levou ao crescimento populacional dos peixes herbívoros. Após alguns anos, a competição por recursos promoveu o declínio dessas populações, favorecendo uma única espécie competidora, o ouriço-do-mar (*Diadema antillarum*). Apesar do excesso de nutrientes vindos do continente, o pastoreio feito pelos ouriços manteve sob controle a população de algas bentônicas. No entanto, em 1982, os ouriços foram acometidos por um patógeno, que reduziu a população em até 99%. Com isso, as populações de algas bentônicas voltaram a crescer, resultando em uma dramática diminuição na abundância dos corais. Nesse caso, a manutenção da diversidade de peixes herbívoros poderia garantir o controle das algas bentônicas após o distúrbio que acometeu os ouriços, permitindo a posterior recolonização dos recifes por corais.

O segundo mecanismo, por sua vez, pressupõe que diferentes espécies apresentam diferentes taxas intrínsecas de crescimento e, conseqüentemente, diferentes velocidades de resposta às perturbações. Essas diferenças na velocidade de resposta também tendem a gerar uma assincronia e a estabilidade do sistema (LOREAU; DE MAZANCOURT, 2013).

Finalmente, no terceiro mecanismo, relacionado à redundância funcional, as maiores diversidades implicam maiores chances de encontrar espécies capazes de substituir funcionalmente espécies importantes que foram perdidas (McCANN, 2000; SOLÉ; MONTOYA, 2001). Dessa forma, seria possível manter o sistema em funcionamento mesmo após a extinção de algumas espécies.

5. OS DISTÚRBIOS E A DEGRADAÇÃO

Distúrbio pode ser entendido como qualquer evento, natural ou antrópico, que modifica um ecossistema (UHL; KAUFFMAN, 1990) e que independente de sua extensão e magnitude, e resulta em mudanças ambientais com influência profunda em sua estrutura e funcionamento (SAYER; WHITMORE, 1991). Os ecossistemas reagem e ajustam sua dinâmica a um regime de distúrbios característico. Distúrbios como o fogo, a herbivoria, o corte seletivo de árvores, as inundações e o revolvimento do solo, por exemplo, podem ser mantenedores e/ou renovadores de certos ecossistemas, comunidades e populações. O que se conclui é que os distúrbios iniciam, interrompem ou redirecionam o processo de sucessão ou regeneração.

Glenn-Lewin e van der Maarel (1992) consideram distúrbios em três dimensões: espaço, tempo e magnitude. Segundo os autores, a extensão e a localização do distúrbio constituem sua dimensão espacial; a dimensão temporal inclui frequência, previsibilidade e época; e a magnitude é a severidade do evento, indicada pelos seus efeitos sobre as espécies.

Atividades como a agricultura e a pecuária exercem forte pressão sobre os ecossistemas, resultando, quase sempre, na perda de biodiversidade. Os desmatamentos, o uso do fogo, o superpastoreio, o monocultivo, a mecanização intensiva e, principalmente, o uso indiscriminado de agrotóxicos causam a diminuição da flora e da fauna, além de alterar a qualidade e a disponibilidade hídrica, pela contaminação dos agrotóxicos e pelo assoreamento dos corpos-d'água (FISZON et al., 2003). Por outro lado, a mineração leva à perda do meio biótico e a profundas alterações no meio abiótico, modificando drasticamente a paisagem e o ecossistema em escalas pontuais e até regionais. De acordo com Botelho et al. (1995), outras obras de interesse público, como usinas hidrelétricas, também causam impactos ambientais de grandes extensões e intensidade, tanto na fase de instalação quanto na fase de operação.

O termo degradação ambiental é frequentemente citado tanto em publicações de caráter técnico-científico como em textos jornalísticos. De acordo com a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA)¹, em seu artigo 3º, inciso II, a degradação ambiental é qualquer “alteração adversa das características do meio ambiente”. Paralelamente, o Decreto Federal² que regulamenta a PNMA dispõe sobre o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), que deve ser elaborado nos casos de exploração de recursos minerais. O decreto também conceitua o termo degradação como “os processos resultantes dos danos ao meio ambiente, pelos quais se perdem ou se reduzem algumas de suas propriedades, tais como a qualidade ou a capacidade produtiva dos recursos ambientais”.

Em contrapartida, o conceito de degradação ambiental vem sendo definido com mais precisão em trabalhos técnicos como Cetesb (1999, p. 1), que define área degradada como:

área onde há a ocorrência de alterações negativas das suas propriedades físicas, tais como sua estrutura ou grau de compactidade, a perda de matéria devido à erosão e a alteração de características químicas, devido a processos como a salinização, lixiviação, deposição ácida e a introdução de poluentes.

Guerra (1999) conceitua degradação como uma “alteração das características de um determinado ecossistema por meio da ação de agentes externos a ele”. Para o autor,

¹ Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, institui a Política Nacional de Meio Ambiente.

² Decreto Federal nº 97.632, de 10 de abril de 1989, regulamenta o artigo 2º, inciso II, da Lei Federal nº 6.938/81.

esse processo é caracterizado pela perda ou diminuição de matéria, forma, composição, energia e funções de um sistema natural por meio de ações antrópicas. Já Sánchez (2013) argumenta que a degradação ambiental resulta de um impacto ambiental negativo, que, de acordo com Tommasi (1979), gera alterações adversas da qualidade ambiental e descaracterização do ambiente.

Whisenant (1999, 2002) propôs um modelo conceitual para descrever a dinâmica interativa envolvendo a degradação do ambiente e para mostrar a sequência de mudanças nos componentes do ecossistema. De acordo com o modelo, cada uma dessas mudanças, por sua vez, provoca outras mudanças, que geram uma espiral de declínio da função e estrutura do ecossistema (Figura 3a). Esse modelo também pode ser interpretado em conjunto com uma matriz de estrutura/função e componentes bióticos/abióticos. Quando associamos os dois modelos, cada uma das etapas da espiral de Whisenant pode ser classificada como estrutural ou funcional, envolvendo componentes bióticos ou abióticos (Figura 3b).

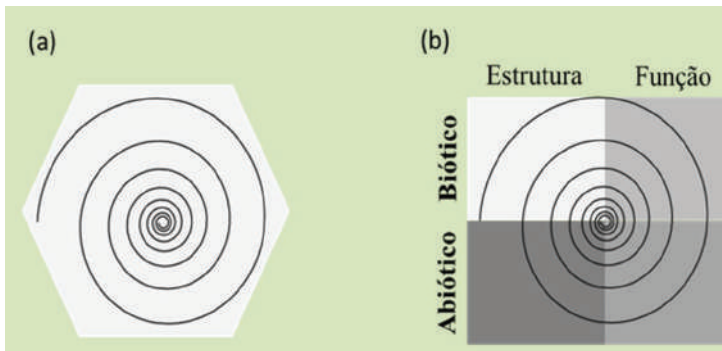


Figura 3

Modelo conceitual para descrever a dinâmica interativa envolvendo a degradação ambiental. (a) O modelo espiral de Whisenant (1999). (b) Sobreposição do modelo de espiral com a matriz de estrutura/função e componentes biótico/abiótico..

Por meio da análise na Figura 3, é possível compreender como alterações na “função abiótica” podem gerar consequências na “estrutura abiótica”. Esta, por sua vez, desencadeia mudanças na “estrutura dos componentes bióticos” e, conseqüentemente, na “função desses componentes”. Caso o fator estressante continue a atuar, a espiral segue em direção ao colapso ou à desertificação do ecossistema.

De acordo com o modelo proposto, qualquer processo de recuperação de uma área degradada deveria seguir o caminho inverso, recuperando a estrutura, as funções e os componentes bióticos e abióticos do ecossistema (KING; HOBBS, 2006). Nesse sentido, o aumento da infiltração da água (função abiótica) pode, por exemplo, aumentar as chances de estabelecimento da vegetação (estrutura biótica). Áreas agrícolas abandonadas por esgotamento de recursos nutricionais do solo também são exemplos que se encaixam no contexto da Figura 3b. Nesses casos, a perda paulatina da vegetação (estrutura biótica)

resulta na perda da matéria orgânica do solo (estrutura abiótica), modificando sua porosidade. Com menor porosidade, a permeabilidade é menor (função abiótica), resultando na redução dos índices de sucessão, no decréscimo da atividade microbiológica (funções bióticas) e no aumento do processo erosivo. A persistência do impacto agrava o problema, levando à desertificação em um processo em espiral. Para recuperação dessa área é imprescindível a recuperação das funções abióticas e bióticas do ecossistema (WHISENANT, 1999).

Com base nesse entendimento, foi proposto o conceito de limiares biótico e abiótico no processo de degradação (Figura 4a). O processo de degradação pode ser dividido em três fases, com limiares de homeostasia entre elas representando barreiras para a recuperação potencial do ecossistema. A primeira fase (A) se refere a uma área em equilíbrio com todas as funções bióticas e abióticas vigentes. Nesse nível de degradação (A) não há perdas e os distúrbios são compensados pela capacidade de resiliência ou regeneração natural do sistema, desde que as causas de degradação sejam removidas. Se essa degradação persistir, o primeiro limiar, denominado biótico, poderá ser ultrapassado. Esse novo nível de degradação (B) se caracteriza pela perda das funções bióticas e o sistema não consegue se recuperar naturalmente. A persistência da perda de funções bióticas, como a ausência de raízes e a eliminação da microflora decompositora de matéria orgânica, pode resultar em desagregação do solo e início de um processo erosivo. Instala-se, nesse momento, a ruptura do limiar abiótico e o sistema chega a um novo estágio de degradação (C). Nesse caso, o sistema já está com suas funções abióticas comprometidas, como, por exemplo, a estabilidade do solo com desencadeamento de processos erosivos em vários níveis e comprometimento da ciclagem de nutrientes e dos sistemas hídricos. A continuidade da degradação pode conduzir o sistema ao colapso ou à desertificação. Os níveis (B) e (C) exigem intervenções de recuperação e o entendimento dos elementos que precisam ser recuperados (KING; HOBBS, 2006).

De acordo com o modelo de degradação por limiares (Figura 4a), à medida que o nível de degradação aumenta, o sistema perde suas características originais, podendo ultrapassar limiares que impedem o seu retorno às condições anteriores ao distúrbio. Já na representação dos processos de degradação e recuperação em cada nível de modificação (Figura 4b), verifica-se que em A o nível de degradação é baixo e as variáveis do sistema ainda permanecem inalteradas. Nesse caso, o sistema ainda não ultrapassou o limiar biótico e, portanto, desde que seja isolado do fator estressante, ele ainda é capaz de se regenerar sem intervenções humanas. Se o fator de degradação continuar a atuar, o nível de modificação aumenta e as características originais do sistema começam a se perder. Nesse caso, essa área irá ultrapassar o limiar biótico da área B, o que indica o

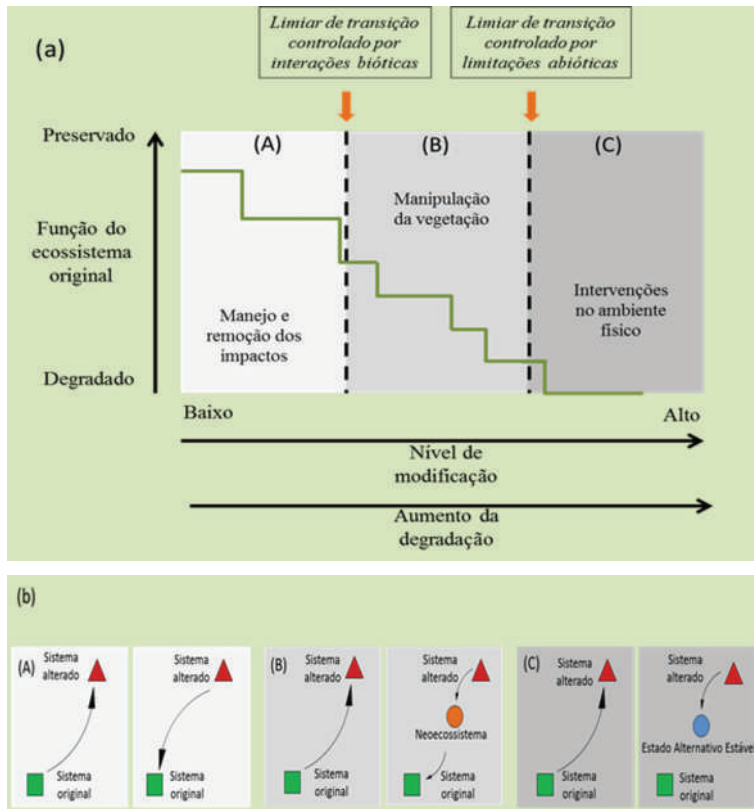


Figura 4

Modelos de degradação por limiares (a) e representação dos processos de degradação e recuperação em diferentes níveis de modificação (b).

Fonte: adaptada de Suding et al. (2004) e Cramer et al. (2008).

comprometimento de seus componentes vivos, de sua estrutura e de sua função biótica, como a riqueza de espécies, a chegada de propágulos, o banco de sementes e a invasão biológica. Diante desse fato, a intervenção humana nos elementos bióticos torna-se necessária, para que o processo de regeneração natural possa restabelecer as condições do sistema preservado. Com a permanência dos fatores de degradação atuantes, o limiar abiótico pode ser ultrapassado na área C, de modo que não só os componentes vivos, mas também a estrutura e a função física e química do ambiente podem ser comprometidas. Nesse caso, são necessárias intervenções em nível de estrutura física, como contenção de processos erosivos e *runoff*, correção do solo e da topografia, restabelecimento da infiltração e descontaminação (SUDING et al., 2004; CRAMER et al., 2008).

A probabilidade de o ecossistema recompor sua comunidade original diminui a cada limiar de degradação ultrapassado. Se nenhum limiar for ultrapassado, o ecossistema

poderá se regenerar sem intervenções humanas (Figura 4bA). Por outro lado, se o limiar biótico for ultrapassado, as mudanças na composição de espécies podem alterar a dinâmica interna do ecossistema, estabelecendo novos *feedbacks*. Então, o retorno às condições anteriores ao distúrbio poderá passar por neoecossistemas (Figura 4bB), cuja composição de espécies é completamente diferente de todas as comunidades históricas do local (HOBBS, 2007). Esse processo poderá ser lento, tendo em vista o comprometimento das funções de recolonização, como dispersão e banco de sementes. Em locais onde a degradação ultrapassou o limiar abiótico, o retorno às condições anteriores ao distúrbio sem intervenções se torna inviável e o ecossistema assume características completamente distintas e sem previsibilidade de sua evolução.

Eventualmente, nos níveis B e C de degradação, o sistema evolui para um estado alternativo, que pode permanecer estável por tempo indeterminado (Figura 4bC) (SUDING et al., 2004; CRAMER et al., 2008). Um estado alternativo estável é definido como um conjunto de condições ambientais que pode persistir em médio e longo prazo. A permanência desse estado alternativo pode estar relacionada à composição de espécies que influenciam as características do ambiente físico, estabelecendo *feedbacks* que aumentam a resistência do ecossistema degradado. Em florestas do Havaí, gramíneas invasoras alteram a ciclagem de nitrogênio e aumentam o risco de fogo, que, por sua vez, favorece as gramíneas, de modo que esse *feedback* de reforço desenha um quadro difícil de se reverter (MACK; D'ANTONIO, 1998).

A estrutura da paisagem também contribui para a permanência de sistemas degradados. A ausência de fontes de propágulos, por exemplo, pode limitar a recolonização da área pelas espécies nativas. Somada à degradação do banco de sementes do solo, a dispersão limitada compromete a capacidade de regeneração da área, especialmente se levarmos em consideração que espécies invasoras são favorecidas em ambientes degradados (SUDING et al., 2004).

As atividades de recuperação de sistemas degradados apresentam um espectro de graus de intervenção, que abrange desde nenhuma ação até a reconstrução completa de novos ecossistemas. A condução da regeneração natural, por exemplo, pode ser adequada em áreas onde nem o estresse ambiental nem a produtividade são elevados. Se o limiar abiótico foi ultrapassado, intervenções na estrutura física e química da área podem se fazer necessárias. Por outro lado, quando somente o limiar biótico foi ultrapassado, apenas a manipulação dos elementos bióticos, como o controle de gramíneas invasoras ou o enriquecimento com espécies nativas, pode ser suficiente para desencadear o processo de retorno às condições anteriores ao distúrbio. Alguns trabalhos indicam a introdução de microrganismos, como fungos e bactérias responsáveis por processos fundamentais

dentro do ecossistema, no solo de áreas degradadas em projetos de recuperação (ENTRY et al., 2008).

6. INVASÕES BIOLÓGICAS E O PROCESSO DE DEGRADAÇÃO EM ECOSISTEMAS FLORESTAIS

As invasões biológicas são a segunda maior ameaça à biodiversidade no mundo (PRIMACK; RODRIGUES, 2001), atrás apenas da fragmentação de habitats naturais. O processo de contaminação biológica refere-se aos danos causados por espécies que, naturalmente, não fazem parte de um dado ecossistema, mas que se naturalizam, passam a se dispersar e provocam mudanças em seu funcionamento (VALÉRY et al., 2008). Ao contrário de outros problemas ambientais, a contaminação biológica se agrava com o tempo, à medida que as espécies invasoras se naturalizam, se espalham no ambiente e competem com as espécies nativas por espaço e recursos.

Em geral, ecossistemas perturbados são mais suscetíveis à invasão porque possuem menor diversidade de espécies e formas de vida, com mais nichos e funções ecológicas disponíveis para as espécies invasoras (CATFORD et al., 2012). Nesses casos, elas podem estar livres de predadores, competidores e parasitas, o que fortalece suas vantagens competitivas em relação às espécies nativas.

Em ambientes florestais preservados, a formação de clareias é um processo natural que permite a entrada de luz pelo dossel e a conseqüente germinação de espécies pioneiras presentes no banco de sementes do solo ou na serapilheira (WEST et al., 1981). Em geral, as espécies pioneiras crescem rapidamente, têm alto poder reprodutivo, baixa longevidade, são intolerantes à sombra e adaptadas a ambientes instáveis. Com o passar do tempo, essas pioneiras são substituídas por espécies de crescimento mais lento, de menor capacidade reprodutiva, de maior longevidade e adaptadas a ambientes mais estáveis e sombreados (TONHASCA, 2005). No entanto, esse processo sucessional pode ser severamente alterado após um tipo de distúrbio muito comum nas florestas tropicais: a supressão da floresta, seguida pela queima dos restos vegetais, pelo uso intermitente do solo e por seu posterior abandono.

Com a cessação dos distúrbios, a área pode ser rapidamente tomada por espécies herbáceas resistentes ao fogo, como as samambaias da espécie invasora *Pteridium aquilinum*. Uma vez instaladas, as samambaias competem ativamente com a vegetação nativa, e como se propagam rapidamente por meio do sistema de rizomas subterrâneos, sombreiam o terreno invadido, impedindo que espécies que dependam de luz intensa para germinação (característica típica de espécies pioneiras) se estabeleçam (GUERIN, 2010).

Após algum tempo, o banco de sementes pode ficar exaurido e a regeneração da área passa a depender exclusivamente de propágulos originários de áreas florestais vizinhas e preservadas.

Com o acúmulo de biomassa vegetal proveniente do espalhamento dessa samambaia, o ciclo de fogo pode se tornar autocatalítico; as queimadas se tornam cíclicas e frequentes, resultando na interrupção do processo de regeneração natural da floresta. Espécies florestais são sensíveis ao fogo porque, em geral, possuem cascas mais finas, incapazes de isolar termicamente e proteger os tecidos condutores de seiva (HOFFMANN, 1999). A maioria dessas espécies tem capacidade de rebrota mesmo após a morte das partes aéreas, mas o aumento da frequência de incêndios provocado pelas samambaias e gramíneas invasoras cria uma espécie de “armadilha do fogo”, que mantém os indivíduos em tamanhos menores e não reprodutivos, impedindo-os de atingir a altura necessária para escapar das chamas (HOFFMANN et al., 2009).

À medida que excluem as espécies nativas, seja por alelopatia ou por competição pelos recursos disponíveis, essas samambaias invasoras desencadeiam uma série de extinções em cascata. As plantas e os animais que estabeleciam relações com as espécies que foram excluídas também são eliminados do ecossistema, resultando na diminuição da complexidade e na consequente perda de estabilidade. Nesse momento, pode-se dizer que o distúrbio ultrapassou os limiares bióticos do ecossistema, dificultando consideravelmente o processo de restauração natural do ambiente perturbado. Além disso, as mudanças na estrutura ou no porte da vegetação, associadas ao aumento da frequência de incêndios, podem levar ao empobrecimento do solo, com a perda gradual de nutrientes e matéria orgânica.

A matéria orgânica é responsável pela manutenção da estrutura física do solo, pelo controle da erosão e pelo armazenamento de água e nutrientes. O comprometimento dos aspectos físicos que mantêm o funcionamento do ecossistema, como o solo e o ciclo hidrológico, leva ao rompimento do limiar abiótico. Nesse caso, o processo de recuperação ou restauração desse ecossistema só será possível com a intervenção humana.

Portanto, a invasão de áreas florestais por *Pteridium* spp. promove alterações significativas nas propriedades ecológicas essenciais, como ciclagem de nutrientes e produtividade vegetal, cadeias tróficas, estrutura, dominância, distribuição e funções das espécies, distribuição de biomassa, acúmulo de serapilheira e de biomassa, taxas de decomposição, processos evolutivos e relações entre polinizadores e plantas. Ou seja, uma invasão como essa pode levar ao empobrecimento e desequilíbrio dos ecossistemas florestais, resultando em mudanças profundas na composição e estrutura biótica e perda

de suas funções bióticas e abióticas. Em conjunto, todas essas modificações podem criar uma espiral de degradação, cujo resultado é o colapso ou a perda total do ecossistema florestal.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conhecer os mecanismos de estabilidade dos ecossistemas a serem restaurados é um passo importante na tomada de decisão correta em relação aos procedimentos técnicos a serem adotados na mitigação de impactos ambientais em ecossistemas naturais.

Cada ecossistema apresenta um nível de resistência e resiliência a determinado tipo de estresse. Conhecer o potencial de resiliência de um ecossistema é a base norteadora na tomada de decisão em relação às técnicas a serem utilizadas na restauração de um ecossistema natural.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFIAS

- ALLESINA, S.; TANG, S. Stability criteria for complex ecosystems. **Nature**, v. 483, n. 7388, p. 205-8, Marh 2012.
- ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Sér. Reg.**, v. 44, p. 1-38, 2011.
- BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; PRADO, N. J. S. et al. Implantação de mata ciliar. Companhia Energética de Minas Gerais. Belo Horizonte: CEMIG. Lavras/UFLA, 1995. 28 p.
- CAPRA, F. **A teia da vida**: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos. São Paulo, SP: Cultrix, 1996.
- CATFORD, J. A.; VESK, P. A.; RICHARDSON, D. M. et al. Quantifying levels of biological invasion: towards the objective classification of invaded and invisable ecosystems. **Global Change Biology**, v. 18, n. 1, p. 44-62, 2012.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (Cetesb-SP). **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. São Paulo, 1999.
- COTTINGHAM, K. L.; BROWN, B. L.; LENNON, J. T. Biodiversity may regulate the temporal variability of ecological systems. **Ecology Letters**, v. 4, n. 1, p. 72-85, jan. 2001.
- CRAMER, V. A.; HOBBS, R. J.; STANDISH, R. J. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. **Trends in Ecology e Evolution**, v. 23, n. 2, p. 104-12, March 2008.
- DOAK, D. F.; BIGGER, D.; HARDING, E. K. et al. The statistical inevitability of stability-diversity relationships in community ecology. **Am. Nat.**, v. 151, n. 3, p. 264-276, March 1998.

DONOHUE, I.; PETCHEY, O. L.; MONTOYA, J. M. et al. On the dimensionality of ecological stability. **Ecology Letters**, v. 16, n. 4, p. 421-429, abr. 2013.

DUFFY, J. E.; CARDINALE, B.; FRANCE, K. E. et al. The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. **Ecology letters**, v. 10, n. 6, p. 522-538, Jun. 2007.

ENTRY, J. A.; MILLS, D.; MATHEE, K. et al. Influence of irrigated agriculture on soil microbial diversity. **Applied Soil Ecology**, v. 40, n. 1, p. 146-154, 2008.

FIZSON, J. T.; MARCHIORO, N. P. X.; BRIETEZ, R. M. et al. Causas antrópicas. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2003. p. 65-99.

GLENN-LEWIN, D. C.; van der MAAREL, E. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: GLENN-LEWIN, D. C.; PEET, R. K.; VEBLEN, T. T. (Ed.). **Plant succession: theory and prediction**. London: Chapman e Hall, 1992. p. 11-59.

GRIFFITH, J. J.; TOY, T. J. O modelo físico-social da recuperação ambiental. **Brasil Mineral**, v. 242, p. 166-174, 2005.

GUERIN, N. **Impacto da invasão e mecanismos de regeneração natural do cerradão em áreas ocupadas por *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae) no sudoeste do Estado de São Paulo**. 2010. 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2010.

GUERRA, A. J. T. **Dicionário brasileiro de ciências ambientais**. Rio de Janeiro, RJ: Thex Editora, 1999. 252 p.

GUNDERSON, L. H. Ecological resilience - in theory and a application. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 31, p. 425-439, 2000.

HASTINGS, A.; HOM, C. L.; ELLNER, S. et al. Chaos in ecology: is mother nature a strange attractor? **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 24, p. 1-33, 1993.

HECTOR, A.; HAUTIER, Y.; SANER, P. et al. General stabilizing effects of plant diversity on grassland productivity through population asynchrony andoveryielding. **Ecology**, v. 91, n. 8, p. 2213-2220, Aug. 2010.

HOBBS, R. J. Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 2, p. 354-357, june 2007.

HOFFMANN, W. A. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna : matrix model projections. **Ecology**, v. 80, n. 4, p. 1354-1369, 1999.

HOFFMANN, W. A.; ADASME, R.; HARIDASA, M. et al. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology**, v. 90, n. 5, p. 1326-1337, May 2009.

- HOLLAND, J. H. **Hidden order**: how adaptation builds complexity. London: Basic Books, 1995. 185 p.
- HOLLING, C. S. Engineering resilience versus ecological resilience. In: SCHULZE, P. C. (Ed.). **Engineering within ecological constraints**. Washington, USA: National Academy Press, 1996. p. 31-44.
- IVES, A. R.; HUGHES, J. B. General relationships between species diversity and stability in competitive systems. **The American Naturalist**, v. 159, n. 4, p. 388-395, 2002.
- IVES, A. R.; KLUG, J. L.; GROSS, K. Stability and species richness in communities. **Ecology Letters**, v. 3, p. 399-411, 2000.
- JANSEN, V. A. A.; KOKKORIS, G. D. Complexity and stability revisited. **Ecology Letters**, v. 6, n. 6, p. 498-502, Jun. 2003.
- KING, E. G.; HOBBS, R. J. Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: towards an integrative framework. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 3, p. 369-378, Sept. 2006.
- KRÖPELIN, S.; VERSCHUREN, D.; LÉZINE, A. M. et al. Climate-driven ecosystem succession in the Sahara: the past 6000 years. **Science**, v. 320, n. 5877, p. 765-768, May 2008.
- LEARY, D. J.; PETCHEY, O. L. Testing a biological mechanism of the insurance hypothesis in experimental aquatic communities. **Journal of Animal Ecology**, v. 78, n. 6, p. 1143-1151, 2009.
- LEHMAN, C. L.; TILMAN, D. Biodiversity, stability, and productivity in competitive communities. **The American Naturalist**, v. 156, n. 5, p. 534-552, 2000.
- LIU, Z.; WANG, Y.; GALLIMORE, R. et al. Simulating the transient evolution and abrupt change of Northern Africa atmosphere-ocean-terrestrial ecosystem in the Holocene. **Quaternary Science Reviews**, v. 26, n. 13-14, p. 1818-1837, Jul. 2007.
- LOREAU, M.; DE MAZANCOURT, C. Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms. **Ecology Letters**, v. 16, Suppl. 1, p. 106-15, May 2013.
- MCCANN, K. S. The diversity–stability debate. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 228-233, 2000.
- MACK, M. C.; D’ANTONIO, C. M. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 13, n. 5, p. 195-198, 1998.
- MATURANA, H.; VARELA, F. **De máquinas e seres vivos: autopoiese: a organização do vivo**. Porto Alegre, RS: Artes Médicas, 1997.
- MAY, R. M. Will a large complex system be stable? **Nature**, v. 238, p. 413-414, 1972.
- MAZANCOURT, C.; ISBELL, F.; LAROCQUE, A. et al. Predicting ecosystem stability from community composition. **Ecology Letters**, v. 16, p. 617-625, 2013.
- MOUGI, A.; KONDOH, M. Diversity of interaction types and ecological community stability. **Science**, v. 337, n. 6092, p. 349-51, Jul. 2012.

- NYSTRÖM, M.; FOLKE, C.; MOBERG, F. Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. **Trends in Ecology e Evolution**, v. 15, n. 10, p. 413-417, Oct. 2000.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina, PR: Planta, 2001.
- RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. Forest restoration: many views and objectives. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded areas - Methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 3-26.
- SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2013.
- SAYER, J. A.; WHITMORE, T. C. Tropical moist forests: destruction and species extinction. **Biological Conservation**, v. 55, n. 2, p. 199-213, 1991.
- SCHEFFER, M.; CARPENTER, S.; FOLEY, J. A. et al. Catastrophic shifts in ecosystems. **Nature**, v. 413, n. 6856, p. 591-596, Oct. 2001.
- SILVA, G. R.; REIS, A. Recuperação da resiliência ambiental em áreas degradadas: a relevância do hábito, floração e frutificação no processo. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 1, n. 1, p. 68-72, 2000.
- SOLÉ, R. V; MONTOYA, J. M. Complexity and fragility in ecological networks. **Proceedings. Biological Sciences**, v. 268, n. 1480, p. 20392045, Oct. 2001.
- SOUZA, G. M.; BUCKERIDGE, M. S. Sistemas complexos : novas formas de ver a botânica. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 3, p. 407-419, 2004.
- SUDING, K. N.; GROSS, K. L.; HOUSEMAN, G. R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 1, p. 46-53, Jan. 2004.
- THIBAUT, L. M.; CONNOLLY, S. R. Understanding diversity-stability relationships: Towards a unified model of portfolio effects. **Ecology Letters**, v. 16, n. 2, p. 140-150, 2013.
- TILMAN, D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology**, v. 80, n. 5, p. 1455-1474, 1999.
- TIVY, F. Ecosystem and disturbance. In: **Biogeograph: a study of plants n the ecosphere**. Essex: Longman Scientific e Technical, 1993. p. 293-310.
- TOMMASI, L. R. **A degradação do meio ambiente**. São Paulo: Nobel, 1979.
- TONHASCA, A. **Ecologia e historia natural da mata atlântica**. Rio de Janeiro: Interciência, 2005.
- UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. **Ecology**, v. 71, n. 2, p. 437-449, 1990.
- VALÉRY, L.; FRITZ, H.; LEFEUVRE, J.-C. et al. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. **Biological Invasions**, v. 10, n. 8, p. 1345-1351, 2008.

VASCONCELLOS, M. J. E. **Pensamento sistêmico** - o novo paradigma da ciência. 5. ed. Campinas: Papirus, 2006.

VILCHEK, G. E. Ecosystem health, landscape vulnerability, and environmental risk assessment. **Ecosystem Health**, v. 4, n. 1, p. 52-60, 1998.

von BERTALANFFY, L. **General system theory: foundations, development, applications**. New York: George Braziller, 1968. v. 1.

van VORIS, P.; O'NEILL, R.V.; EMANUEL, W. R. et al. Functional complexity and ecosystem stability. **Ecology**, v. 61, n. 6, p. 1352-1360, Dec. 1980.

WALKER, B.; HOLLING, C. S.; CARPENTER, S. R. et al. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. **Ecology and Society**, v. 9, n. 2, 2004.

WEST, D. C.; SHUGART, H. H.; BOTKIN, D. B. **Forest succession** - concepts and application. 1. ed. New York: Springer-Verlag, 1981.

WHISENANT, S. G. **Repairing damaged wildlands: a process-orientated, landscape-scale approach**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999.

WHISENANT, S. G. Terrestrial systems. In: PERROW, M. R.; ECON; DAVY, A. J. (Ed.). **Handbook of ecological restoration**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002. v. 1, p. 83-105.

YACHI, S.; LOREAU, M. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 96, n. 4, p. 1463-1468, 1999.

CAPÍTULO 2

Invasão biológica e competição no contexto da restauração florestal

*Fillipe Vieira de Araújo
Vitor Antunes Martins da Costa
Wander Gladson Amaral
Israel Marinho Pereira
José Barbosa dos Santos*

1. INTRODUÇÃO

Com status de ameaçada e mais de 10.000 espécies vegetais endêmicas, a Mata Atlântica é um dos 25 hotspots mundiais de biodiversidade. Hoje restam menos de 100.000 km² (cerca de 8 %) dessa floresta (ALMEIDA, 2016), e em algumas áreas de endemismo tudo o que sobrou foram arquipélagos de fragmentos. Além da perda de habitat, outras ameaças contribuem para degradação desse bioma, incluindo retirada de lenha, exploração ilegal de madeira, caça, extrativismo vegetal e invasão por espécies exóticas (JOLY et al., 2014).

As invasões de espécies exóticas representam uma ameaça crescente para a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos, as economias regionais e a saúde pública. Os riscos de invasão estão mudando rapidamente em escala global, devido à expansão das redes de transporte, aos avanços tecnológicos, à transformação da paisagem, às mudanças climáticas e aos eventos geopolíticos (RICCIARD et al., 2017). As invasões biológicas afetam os serviços ecossistêmicos e diminuem a abundância de espécies nativas, por meio de mecanismos como predação, hibridização e competição (SIMBERLOFF et al., 2013).

Uma série de explicações para os mecanismos de invasão foi proposta (MACK et al., 2000); no entanto, a hipótese dos inimigos naturais predomina (CALLAWAY; RIDENOUR, 2004). Recentemente houve uma expansão da hipótese dos inimigos natu-

rais, que foi denominada de “a evolução do aumento da capacidade competitiva” (EICA) (MÜLLER-SCHÄRER et al., 2004).

A hipótese da EICA argumenta que plantas invasoras estabelecidas em nova área perdem traços onerosos que as ajudaram a resistir aos inimigos naturais. Ao evoluir para alocar menos recursos para traços que conferem resistência a seus inimigos especializados, que estão ausentes no intervalo introduzido, as plantas invasoras podem usar mais recursos para características que proporcionam maior vantagem competitiva, como tamanho ou fecundidade (CALLAWAY; RIDENOUR, 2004).

As plantas da mesma espécie podem competir entre si (intraespecífica) e com outras plantas de espécies diferentes (interespecíficas) pelos recursos do meio (luz, água, nutrientes, CO₂, etc.) (ZANINE; SANTOS, 2004). Interações interespecíficas entre plantas são fundamentais para a ecologia da comunidade e um dos principais fatores da estrutura e composição da comunidade vegetal (BROOKER et al., 2008).

A interação global entre duas plantas A e B é o acúmulo de todas as interações entre elas (CALLAWAY; WALKER, 1997). As interações competitivas entre plantas devem-se ao tipo, à quantidade e à densidade de espécies presentes no local, além da disponibilidade de recursos. Sabendo que os recursos no ambiente são escassos, a espécie que conseguir sobreviver com menor quantidade desses recursos levará vantagem na competição e, conseqüentemente, irá dominar no ambiente (LAURENT et al., 2017).

Dentre as centenas de espécies de plantas catalogadas como potencialmente invasoras no Brasil (PETENON; PIVELLO, 2008), destacam-se algumas com diferentes hábitos e portes, que têm mostrado alta capacidade de invadir ambientes florestais na região norte de Minas Gerais, por exemplo, alguns tipos de gramíneas, como o capim-gordura (*Melinis minutiflora*) e as brachiárias (*Urochloa* sp.), e a samambaia do campo (*Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*).

2. INVASÃO BIOLÓGICA

A proliferação de espécies invasoras, introduzidas intencional ou acidentalmente nos diferentes ecossistemas, é hoje um dos principais problemas ecológicos no Planeta. O fenômeno conhecido como “invasão biológica” já atinge praticamente todos os biomas, em todos os continentes, e causa severos impactos sobre as espécies nativas e o funcionamento dos ecossistemas, além de causar prejuízos econômicos de grande magnitude (ANDRADE et al., 2009).

O sinergismo entre a fragmentação de habitats e a invasão biológica é considerado um dos principais problemas ambientais da atualidade, pois causa a perda de biodiversidade. A invasão é ocasionada por meio da introdução de espécies alóctones, que aumentou a partir do século XVI, com as grandes navegações, e que cresce hoje em decorrência do comércio mundial e dos transportes marítimo, terrestre e aéreo (LANZARIN et al., 2015).

As espécies invasoras são a segunda causa mundial de perda da diversidade biológica. Elas são responsáveis por alterar as características naturais, bem como o funcionamento dos ecossistemas, afetando diretamente aspectos como a resiliência e o tamanho das populações de espécies nativas, o que compromete seriamente a biodiversidade (ZILLER, 2001).

As invasões biológicas causam mudança global intensa, desafiando a conservação da biodiversidade e dos recursos naturais (SIMBERLOF et al., 2013). O crescente número e a abundância de espécies de plantas exóticas invasoras têm atraído a atenção devido ao seu potencial impacto nos ecossistemas nativos (KAYE; HONE, 2016).

Estima-se que mais de 2.000 espécies de plantas exóticas tenham se estabelecido nos Estados Unidos no final do século XX (KAYE; HONE, 2016), e as perdas financeiras causadas apenas por plantas e animais invasores na indústria de produtos florestais são estimadas em US\$ 2 bilhões (SOL, 2016). Apesar da grande ameaça oferecida pelas espécies exóticas invasoras à biodiversidade nativa e aos processos econômicos, poucas ações concretas existem hoje no Brasil para combatê-las, o que se deve a diversos fatores: pouco se conhece ainda sobre as espécies invasoras no Brasil e os estudos sobre essas espécies e seus efeitos nas comunidades invadidas são poucos e recentes (MATTOS; PIVELLO, 2009).

Estamos vivenciando um fenômeno crescente de homogeneização da diversidade biológica em escala global, fruto de um processo cada vez mais intenso de mobilidade de mercadorias e pessoas, principalmente na última metade do século XX. A globalização econômica e cultural está no centro desse processo, pois conduz à homogeneização dos costumes e modos de viver, tendo efeitos, em última instância, sobre a diversidade ambiental (REDFORD; BROSIUS, 2006).

Estudos têm mostrado que a troca de componentes da biodiversidade entre regiões do Planeta tem causado modificações nos ambientes de chegada (STRAYER et al., 2006), além dos fenômenos de destruição de ecossistemas, fragmentação e degradação de habitats (incluindo a poluição), superexploração de espécies para uso humano e aumento da ocorrência de doenças (PRIMACK; RODRIGUES, 2001), que intensificam esse

processo. A soma dessas modificações em nível planetário tem gerado uma perda líquida global de diversidade biológica (SIMBERLOFF, 2005).

Concomitantemente a esse fato, a chegada cada vez mais intensa de espécies exóticas em regiões degradadas tem propiciado o estabelecimento dessas espécies, levando, em última instância, a um processo de empobrecimento da biosfera, sendo esse período denominado por muitos pesquisadores de “Homogoceno” (REDFORD; BROSIUS, 2006).

As plantas levadas a novos habitats longe de suas áreas naturais são introduzidas intencional ou acidentalmente, chegam sem inimigos naturais que limitam seu desempenho em sua escala natural, quando introduzidas com sucesso, e ocorrem nos limites das áreas, que indicam a proximidade do nicho ecológico de uma espécie para zonas de transição (RICHARD; PYSEC, 2015).

A maioria das espécies que se tornam invasoras não é nativa das regiões atingidas. Portanto, é importante destacar que as invasões biológicas são processos que atuam de forma quase instantânea em termos evolutivos. A falta de inimigos naturais, a adaptação climática, a elevada produção de sementes, a facilidade de dispersão, a produção de exsudatos ou substâncias alelopáticas, entre outros fatores, conferem vantagens competitivas que possibilitam a essas espécies exercerem dominância nos novos sítios ocupados (SOUZA et al., 2016).

Muitas espécies com características invasoras apresentam pré-adaptações que as tornam mais aptas a se estabelecer rapidamente em detrimento das espécies nativas (COX, 2004). Essas espécies têm uma elevada taxa de dispersão, que é facilitada pelo vento ou por vetores (COX, 2004), um bom aproveitamento de nutrientes e baixa demanda energética. Esses fatores contribuem para que elas consigam se estabelecer em locais onde haja uma disponibilidade súbita de recursos, como aqueles que sofreram algum tipo de distúrbio (DAVIS et al., 2000).

A introdução de plantas com potencial invasor pode funcionar como um novo agente seletivo para as espécies nativas (CARROLL et al., 2005), já que elas crescem rapidamente e passam a dominar os nichos invadidos, alterando a abundância das espécies nativas nas comunidades (COLAUTTI et al., 2006). As espécies introduzidas, quando expostas a situações de estresse, seja por fatores bióticos (ambientais), seja por fatores abióticos (por exemplo, ausência de polinizadores), podem sofrer mutações ou variações genéticas (WILSON et al., 2009), o que as torna cada vez mais competitivas e capazes de ultrapassar barreiras e invadir áreas antes não colonizadas.

Dentre as várias espécies invasoras que são problemas para a restauração ambiental, destacam-se as gramíneas africanas *Urochloa* sp., *Melinis minutiflora* e a samambaia *Pteridium aquilinum*. Essas espécies estão presentes como invasoras na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fartura, em Capelinha, Minas Gerais.

Essas espécies encontram-se caracterizadas a seguir:

1) Braquiária

Nome popular: braquiária

Nome científico: *Urochloa* sp.

Sinonímia: brachiária

Família: Poaceae

Forma de vida: herbácea

Ciclo de vida: perene

Distribuição natural: África

Forma de introdução: antrópica, formação de pastagens, plantios de reabilitação de áreas degradadas.

Formas de propagação: sexuada e assexuada

Forma de dispersão: vento (anemocoria)

Impactos: formam densa camada de biomassa e reduzem a luminosidade na superfície do solo (Figura 1), impedindo os processos de germinação e recrutamento de espécies nativas presentes no banco de sementes. Possuem metabolismo C4, têm alta eficiência fotossintética e na utilização dos nutrientes, apresentam altas taxas de crescimento, rebrotamento e regeneração, além de tolerância ao desfolhamento e à herbivoria; sua eficiência reprodutiva se deve ao ciclo reprodutivo rápido, à intensa produção de sementes com alta viabilidade, que formam um banco de sementes denso, à alta capacidade de dispersão por sementes anemocóricas e por reprodução vegetativa e à alta capacidade de germinação.

Produção de sementes: 113.000.000 sementes ha⁻¹.

Mais detalhes sobre a espécie ver o Capítulo 6.



Fotos: Wander Gladson Amaral

Figura 1

Detalhes da invasão biológica de *Urochloa sp.* na RRPN Fartura, em Capelinha, Minas Gerais..

2) Samambaia

Nome popular: samambaia, samambaia do campo, feto

Nome científico: *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*

Família: Dennstaedtiaceae

Forma de vida: herbácea

Ciclo de vida: perene

Distribuição natural: amplamente distribuída no Planeta

Forma de introdução: o desmatamento e a transformação de extensas áreas para uso agropecuário têm contribuído para a disseminação da samambaia.

Impactos: efeitos tóxicos em animais de grande porte, como bovinos e equinos, e em seres humanos. Forma densa camada de biomassa (Figura 2) e reduz a luminosidade na superfície do solo, impedindo os processos de germinação e recrutamento de espécies nativas presentes no banco de sementes.

Formas de propagação: sexuada e assexuada

Forma de dispersão: vento (anemocoria)

Produção de esporos: 2 a 5 milhões esporos fronde⁻¹

Fonte: Petenon e Pivello (2008), Souza et al. (2010) e Gómez-Noguez et al. (2016).

Mais detalhes sobre a espécie ver o Capítulo 5.



Fotos: Thayane Ferreira Carvalho

Figura 2

Detalhes da invasão biológica de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* na RRPN Fartura, em Capelinha, Minas Gerais.

3) Meloso

Nome científico: *Melinis minutiflora*

Nome popular: capim-gordura.

Distribuição natural: África

Forma de introdução: introduzido no Brasil com a finalidade de atuar como forrageira e formar pastagens, por ser uma planta rústica e de rápido crescimento.

Formas de propagação: sexuada e assexuada

Forma de dispersão: vento (anemocoria)

Impactos: cresce por cima da vegetação herbácea nativa, causando sombreamento e morte dessa vegetação, formando ampla biomassa (Figura 3) e deslocando espécies nativas de flora e fauna. O acúmulo de biomassa durante anos favorece a ocorrência de incêndios, o que resultará na eliminação tanto das plantas nativas quanto do banco de sementes preexistente no solo. Além disso, grande parte dos nutrientes é perdida pelas altas temperaturas, na fumaça e na lixiviação, criando um ambiente favorável à disseminação dessa espécie, que é adaptada à condição de baixa fertilidade de solo.

Produção de sementes: 192.000.000 sementes ha⁻¹

Mais detalhes sobre a espécie ver o Capítulo 6.

Fonte: Martins et al. (2009), Rossi et al. (2011) e Silva et al. (2015).

2.1 Características das espécies invasoras

Embora as características das espécies invasoras tenham sido estudadas, nenhum pesquisador documentou a capacidade de prever, com confiança, o resultado de uma invasão específica. De fato, ainda há dúvidas de que o estudo das características ligadas ao sucesso ou ao insucesso das espécies invasoras seja útil na previsão do resultado de uma invasão particular (SIMBERLOFF, 2014).



Fotos: Fillipe Vieira de Araújo

Figura 3

Detalhes da invasão biológica de *Melinis minutiflora* na RRPN Fartura, em Capelinha, Minas Gerais.

Uma característica que pode estar ligada ao sucesso das espécies invasoras é a taxa intrínseca de crescimento, se permitir um afastamento rápido de níveis populacionais baixos, os quais estão associados a uma elevada probabilidade de extinção. No caso dos insetos, outras características relacionadas com a capacidade de invasão serão os hábitos alimentares, a amplitude dos intervalos de tolerância aos fatores ambientais, a dimensão e a capacidade de dispersão. No entanto, as correlações não são suficientemente fortes para permitir prever uma invasão em particular (SIMBERLOFF, 2014).

Na classificação de Galon et al. (2016), para prever o sucesso de um inseto fitófago no estabelecimento e no controle de uma planta infestante, a pontuação máxima é atribuída ao sucesso prévio em outra região. Para as infestantes introduzidas, Maillet e Lopez-Garcia (2000) verificaram que o fato de uma espécie ser ou não infestante na região de origem era a característica com melhor poder preditivo. A importância desse fator indica que a biologia do invasor é mais importante do que a caracterização da comunidade

invadida. No entanto, segundo outros autores, cada característica deve ser avaliada tendo em conta um habitat específico onde poderá ocorrer a invasão (STAFFORD et al., 2017). É o ecossistema invadido, tanto quanto as características do invasor, que determina o sucesso ou insucesso.

As generalizações a partir de um contínuo r-K, ou de modelos com três fatores (modelo de Grime – plantas tolerantes ao *stress*, ruderais ou competidoras), também não têm sido satisfatórias. Foi sugerido que as espécies invasoras poderiam apresentar determinadas características genéticas, incluindo: autofecundação, reprodução vegetativa, poliploidia e heterozigotia. Na prática, as espécies invasoras apresentam um vasto leque de características genéticas, e, em termos preditivos, a genética tem atualmente pouco a oferecer (STAFFORD et al., 2017).

Poderá existir uma relação entre o sucesso de uma espécie como invasora e a sua abundância e/ou a sua área de distribuição no habitat autóctone, ou entre o número de zonas climáticas e o número de continentes invadidos. Por exemplo, as plantas da Bacia do Mediterrâneo que se tornaram invasoras na Califórnia, no Chile, na Austrália e na África do Sul apresentam, na sua maioria, uma ampla distribuição na região de origem (MURPHY et al., 2016).

Alguns autores tentaram reunir as características das plantas invasoras (ZENNI et al., 2016): i) muitas são árvores que atingem mais de 3 m de altura, incluindo também várias plantas perenes; ii) apresentam mecanismos eficazes de dispersão a curta e longa distância, por ação das aves, de mamíferos, do vento ou da água; iii) são plantas com uma maturidade precoce, produzindo muitas sementes, com uma grande longevidade; iv) têm reprodução vegetativa; v) apresentam elevada taxa de crescimento; vi) têm elevada taxa de assimilação de carbono; vii) são tolerantes ao ensombramento; viii) adaptam-se ao fogo; e ix) têm capacidade de aclimação.

A capacidade invasora de *Pinus* sp. pode ser prevista com base em três características: massa da semente, intervalo médio entre picos de produção de sementes e período juvenil mínimo. Algumas invasoras apresentam uma larga amplitude ecológica, por meio da extrema plasticidade fenotípica que apresentam ou de ecótipos adaptados a habitats específicos. Por outro lado, plantas C4 não são implicitamente superiores a plantas C3, mas uma planta que produz metabólitos secundários que evitem a ação dos herbívoros poderá ter vantagem, como é o caso de *Lantana camara* L. (Verbenaceae), na Índia (YESSOUFOU et al., 2016).

Murphy et al. (2016) sugerem a descrição de um conjunto de características fisiológicas, reprodutoras e da história de vida, em que a variação de cada característica tenha

um valor preditivo. Nesse sistema, um aumento da taxa de floração/frutificação, com maior probabilidade de estabelecimento ou de atingir o estado adulto, foi um sinal de um potencial invasor.

Em relação aos vertebrados, foi sugerido que a comparação de espécies próximas, com diferente nível de sucesso, poderia trazer algumas ideias. No entanto, espécies próximas podem ter níveis de sucesso muito diferentes, e enquanto uma pode ser invasora com sucesso, a outra pode ser uma espécie rara. Para as plantas aquáticas invasoras são sugeridas as seguintes características: reprodução vegetativa rápida; capacidade de regeneração a partir de fragmentos; independência parcial ou total em relação à reprodução sexuada; dispersão pelas atividades humanas; morfologia que resulta na maior área fotossintética possível, ocupando toda a superfície da água ou a zona eufótica; independência em relação ao substrato e ao nível da água; plasticidade morfológica e reprodutora; e produção de um grande número de pequenas sementes (STAFFORD et al., 2017).

Uma consideração cuidadosa do habitat, além de um estudo da história de vida do potencial invasor, poderá levar a previsões mais sólidas do que os modelos desenvolvidos até ao momento (SIMBERLOFF, 2014), e deve-se ter cautela ao tirar conclusões sobre as interações entre espécies com base apenas em algumas características (MURPHY et al., 2016). É improvável que sejamos capazes de fazer previsões a respeito de uma invasão com base em uma espécie em particular. Apenas alguns estudos, específicos para agrupamentos restritos (espécies de *Pinus*, plantas lenhosas), demonstraram diferenças importantes entre espécies com mais ou menos sucesso como invasoras (MURPHY et al., 2016).

Para alguns autores, as questões relacionadas às características de um invasor com sucesso podem não ser as mais pertinentes, porque os fatores que tornam uma bactéria uma invasora com sucesso dificilmente se aplicarão a um peixe, e as razões que levam diferentes peixes ao sucesso podem ser completamente diferentes (FRYER, 2010).

Segundo a classificação de Köppen-Geiger, o clima da região norte de Minas Gerais, na qual está inserida a RPPN Fartura, em Capelinha, é Cwa, clima temperado úmido com inverno seco e verão quente.

A média pluviométrica anual varia entre 600 e 1.600 mm, no território da parte mineira da Bacia do Rio Jequitinhonha. Além da grande variabilidade espacial, as chuvas são muito concentradas em seis meses do ano, entre outubro e março (REBOITA et al., 2015). O capim-gordura e a braquiária foram introduzidos em áreas adjacentes à RPPN Fartura, para formação de pastagens, e encontraram condições ecológicas semelhantes às de seus habitats de origem, as savanas africanas, o que facilitou sua disseminação.

Além da semelhança climática, especialmente os regimes de chuvas e a temperatura, fatores de sua biologia também contribuíram para seu sucesso como invasoras: são heliófilas e possuem metabolismo C4, adaptadas para colonizar áreas abertas e ensolaradas, como os campos e cerrados brasileiros; têm alta eficiência fotossintética e na utilização dos nutrientes, sobrevivendo em solos menos férteis; apresentam altas taxas de crescimento, rebrotamento e regeneração, além de alta tolerância ao desfolhamento e à herbivoria; e sua eficiência reprodutiva se deve ao ciclo reprodutivo rápido, à intensa produção de sementes com alta viabilidade, que formam um banco de sementes denso, à alta capacidade de dispersão por sementes anemocóricas e por reprodução vegetativa e à alta capacidade de germinação. Todos esses fatores caracterizam um comportamento oportunista, que permite a rápida recolonização de áreas queimadas e/ou perturbadas, fazendo com que essas gramíneas africanas possam competir com vantagem e deslocar espécies nativas (PIVELLO, 2011).

A samambaia apresenta vasta distribuição por todo o Planeta, sendo encontrada em todos continentes, exceto no Antártico, devido às condições de temperatura muito extremas (MOHAMMAD et al., 2016). Essa vasta distribuição se deve à capacidade dessa espécie se adaptar a diversas condições de temperatura, umidade, luminosidade e solo. Apesar da samambaia ser geralmente encontrada em solos moderadamente ácidos, ela pode se desenvolver em solos com pH variando de 8 a 8,6 (MARRS; WATT, 2006). Uma vez estabelecida, a samambaia é extremamente tolerante a condições de seca, por causa de sua cutícula espessa, de sua rápida resposta estomatal e da rigidez das pinas. Ela pode se desenvolver em uma ampla faixa de fluxo de luz, porém aumenta em densidade e vigor em locais abertos (MARRS; WATT, 2006).

A samambaia tem capacidade de dominar uma área, formando densa população, suprimindo, assim, as outras espécies, por meio da alta competição por água, luz e nutrientes (VETTER, 2009), pelo acúmulo de serrapilheira no solo (MARRS et al., 2000), ou pelo possível efeito de interferência química causada pela alelopatia (GRIFFITHS; FILAN, 2007). Além da alta capacidade de adaptação e competitividade, a samambaia possui mecanismos de dispersão e reprodução altamente eficientes e tem poucos inimigos naturais relacionados a insetos, herbívoros e doenças, podendo se sobressair em ambientes perturbados, como na ocorrência de fogo (McDONALD et al., 2003).

2.2 Resiliência ecológica e invasões biológicas

O conceito de resiliência ecológica, que é definida como a capacidade de um sistema suportar mudança, mantendo seus processos e suas estruturas (CHAFFIN et al., 2016), oferece um rico marco teórico para a compreensão das invasões. Além disso, a

resiliência ecológica e os conceitos relacionados podem servir como uma ponte para novas abordagens para a gestão de espécies invasoras, com foco na compreensão da dinâmica do ecossistema em oposição ao controle de uma única espécie (ANGELER et al., 2016). A resiliência como propriedade de sistemas complexos inspirou uma série de avanços teóricos nas abordagens para governar as interações entre a sociedade e os sistemas biofísicos (FOLKE, 2006).

A resiliência ecológica enfatiza a mudança não linear nos sistemas ecológicos, mais especificamente a existência de regimes alternativos. Uma vez passado o limiar de perturbação, um sistema pode sofrer mudança caracterizada por outra modificação relativamente abrupta nos processos estruturantes, reorganizando-se em um novo regime dominado por um conjunto diferente de processos, estruturas, funções e *feedbacks* (representados no ciclo adaptativo de sistemas complexos) (CHAFFIN et al., 2016).

Essa mudança de regime pode ser improvável se o sistema for resiliente à influência de eventos de perturbação (isto é, os processos de estruturação são reforçados por *feedbacks* socioecológicos e por interações de escala cruzada). No entanto, os *feedbacks* de reforço do sistema podem ser enfraquecidos com a adição de novas espécies, como é o caso das invasões biológicas. Essas invasões podem influenciar a resiliência do ecossistema e a dinâmica limiar, potencialmente desencadeando mudanças de regime (NYSTRÖM et al., 2012).

O sucesso das invasões, em muitos casos, pode estar relacionado com a fase do ciclo adaptativo exibido pelo ecossistema onde a invasão ocorre (HOOPERET al., 2005). Por exemplo, as invasões podem não ser bem-sucedidas quando os ecossistemas estão na fase madura, onde o nicho que uma espécie invasora poderia explorar é ocupada por espécies resilientes, residentes. No entanto, a fase de reorganização de um ciclo adaptativo proporciona maior oportunidade para as espécies invasoras colonizarem um ecossistema (RICHARDSON; PYSEC, 2015).

Uma comunidade é considerada suscetível à invasão quando uma espécie introduzida consegue se estabelecer e persistir, ou se expandir. De maneira geral, aceita-se que, em primeiro lugar, áreas de solo exposto são mais suscetíveis à invasão, seguidas de dunas, de comunidades vegetais campestres e savanícolas e, por fim, de comunidades florestais, em especial quando invadidas por formas de vida arbóreas, que não fazem parte desses sistemas abertos de vegetação baixa (RICHARDSON et al., 2000).

As florestas parecem ser os ecossistemas mais resistentes às invasões biológicas, pois são raras as espécies invasoras tolerantes à sombra. Além disso, dificilmente a teoria do nicho vago, que diz que ambientes com maior diversidade biológica tendem a

apresentar menor suscetibilidade à invasão, pois fazem uso mais eficiente de recursos limitadores ao desenvolvimento das plantas, se aplicaria a áreas florestais, onde as formas de vida são abundantes e a diversidade, em especial em florestas tropicais e subtropicais, supera a de outras formações (TABAK et al., 2016).

Assim, a resiliência pode ser reduzida por invasões, especialmente quando uma espécie invasora altera os *feedbacks* estruturais e funcionais entre os processos-chave em um ecossistema, fazendo com que ele mude para um alternativo. Van Nes e Scheffer (2004) afirmam que, em um mundo onde múltiplos regimes são possíveis, mudanças graduais nas condições ambientais (por exemplo, invasões biológicas) podem reduzir a resiliência de um regime de sistema desejável. Quando a resiliência é baixa, mesmo uma pequena perturbação estocástica fornece uma janela de oportunidade que pode desencadear uma mudança de regime.

Por exemplo, as árvores de melaleuca (*Melaleuca quinquenervia*) foram introduzidas no sul da Flórida, via Austrália, para fins ornamentais. Essas árvores tornaram-se invasoras agressivas na América do Norte e começaram a dominar áreas ao redor dos Everglades. Após o furacão Andrew, em 1992, a melaleuca se espalhou a uma taxa muito maior nos Everglades, provavelmente como resultado de condições ecológicas perturbadas. Da mesma forma, os sistemas de recifes de corais tipicamente se reorganizam após distúrbios como furacões, mas diante das crescentes pressões naturais e humanas eles podem se reorganizar em regimes alternativos (NORSTRÖM et al., 2009).

Invasões também podem reduzir a resiliência de maneiras menos aparentes. Um dos desafios da teoria da resiliência na ecologia é que ela é difícil de ser quantificada e as sutis diferenças podem não ser aparentes. Um exemplo de resiliência em sistemas são as espécies raras, por possuírem uma importante forma de capacidade adaptativa. As espécies raras e incomuns podem ter relativamente pouco a ver com a função de um sistema, até que ocorra mudança na dinâmica do sistema. Portanto, as invasões que ocorrem à custa de espécies raras ou incomuns podem ter impactos negativos sutis, mas criticamente importantes sobre a capacidade de adaptação e a resiliência de um ecossistema (CHAFFIN et al., 2016).

2.3 Processos de invasão biológica: dispersão, naturalização e expansão

As invasões de plantas envolvem as seguintes fases fundamentais: introdução na região por seres humanos (intencional ou acidentalmente), estabelecimento, crescimento populacional (algumas vezes acompanhado por ajuste genético), propagação para novas áreas dentro da região (e muitas vezes também fora da região, via dispersão adicional por

interação com a biota local) e regime de perturbação e deslocamento de elementos nativos. Existem muitas maneiras de conceituar os vários processos envolvidos na invasão e nas interações com características bióticas e abióticas do novo ambiente (RICHARDSON et al., 2000).

A representação mais simples desse modelo mostra uma barreira geográfica, que deve ser superada pela dispersão; uma barreira do habitat, que requer a pré-adaptação ou o ajuste genético às condições do novo ambiente; e uma barreira biótica, que integra as forças de predação, herbívora, de competição e de interferência, que devem vir do novo habitat, ou as novas relações mutualistas que devem se desenvolver. A complexidade adicional pode ser incorporada, por exemplo, ao dividir a barreira geográfica em dois componentes (por conta de fatores que limitam a introdução e a dispersão na região, respectivamente), acrescentando uma barreira reprodutiva (para considerar especificamente os fatores que, em potencial, limitem o conjunto de sementes), ou dividindo a barreira biótica (RICHARDSON; PYSEK, 2015).

As principais razões para a translocação intencional de plantas incluem agricultura, silvicultura e agrossilvicultura, jardins botânicos e horticultura (incluindo o comércio de sementes, bulbos e estacas e os jardineiros urbanos que usam sementeira). Muitas plantas serão inadvertidamente movimentadas por todo o mundo, em especial em lastro de navios, por meio do transporte militar e como contaminantes em fertilizantes, feno e palha, grãos, sementes, lã e algodão (RICHARDSON; REJMA'NEK, 2011).

Além do uso para pastagens, *Melinis minutiflora* e *Urochloa sp.* podem ser utilizadas para recuperação de taludes, devido à sua rápida cobertura vegetal, que auxilia na estabilidade do solo e controla processos erosivos (ALMEIDA, 2016) (Figura 4). Porém, elas são utilizadas de forma indiscriminada na reabilitação de áreas degradadas, na revegetação de taludes e em áreas de mineração, e a partir daí disseminam e alcançam habitats e competem com as espécies nativas, causando, muitas vezes, a extinção da vegetação local (ESPÍNDOLA et al., 2005).

Entre a gama de motivos que levam à introdução de espécies exóticas ao redor do mundo, os mais evidentes referem-se à necessidade e ao desejo de cultivar produtos alimentares diversos, por razões econômicas. Em seguida vem o gosto pelo cultivo de plantas ornamentais, o uso de espécies para produção florestal, para controle de erosão, para experimentação científica e para camuflagem de instalações militares e usos medicinais e religiosos. Outro motivo comum é o desejo de povos imigrantes de recriar a paisagem de suas terras de origem, que na África do Sul levou a extensos plantios de coníferas exóticas na Montanha da Mesa, pano de fundo da Cidade do Cabo, visando “melhorar a estética” do lugar (RICHARDSON; PYSEK, 2015).



Fotos: Thayane Ferreira Carvalho

Figura 4

Utilização de gramíneas exóticas (*Urochloa sp.*) em encostas na RRPN Fartura, em Capelinha, Minas Gerais.

A Nova Zelândia conta hoje com cerca de 24.539 espécies introduzidas, mais de 70% com propósitos ornamentais, 12% para cultivo agrícola, horticultura e produção florestal e apenas 11% de forma acidental. Também há registro de plantios em áreas subalpinas e montanhas erodidas para fins de conservação de solos, redução de escoamento superficial e assoreamento de cursos-d'água e estabilização de encostas. Os dados oficiais são de que aproximadamente 240 espécies já naturalizadas constituem problemas como invasoras, com uma taxa de aumento de quatro espécies por ano (ZILLER; DECHOUM, 2013).

A atenção para espécies exóticas invasoras é recente no Brasil. O esforço para cadastrar essas espécies iniciou-se com o Informe Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras, produzido pelo Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2005), onde foram listadas 109 espécies exóticas invasoras. Mais recentemente, uma lista nacional compilada pelo Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental traz 348 espécies exóticas invasoras registradas em território nacional (SAMPAIO; SCHMIDT, 2014).

Além da introdução intencional de espécies para os fins mencionados, há registros e inferências sobre a introdução acidental de espécies por mistura de sementes importadas para fins de cultivo, tanto para uso florestal como agrícola, assim como de sementes transportadas no lastro e na carga de navios, e até no solado de botas de viajantes. Diversas

gramíneas africanas introduzidas no Brasil podem ter chegado de forma acidental, por meio dos navios negreiros, pois as camas dos escravos eram feitas com gramíneas e também com *Hedychium coronarium* (lírio-do-brejo). Muitas cidades portuárias são o retrato dessas trocas, concentrando espécies exóticas cultivadas ou não, enquanto locais mais isolados e interiorizados são naturalmente mais protegidos de contaminação. Ocorre ainda, muito comumente, a dispersão por meio da circulação de veículos, da construção de novas estradas e do transporte de animais de carga e gado (ZILLER; DECHOUM, 2013).

A hipótese de Naturalização de Darwin é mais uma proposta para explicar o sucesso de invasão (STRAUSS et al., 2006). De acordo com essa hipótese, gêneros novos podem ter mais sucesso de se estabelecer, ou seja, de se naturalizar, em novos locais onde não possuem espécies relacionadas filogeneticamente. Darwin ressaltou que esse fato se deve à possibilidade de menor sobreposição de uso de recursos e, conseqüentemente, menor competição. Além disso, espécies exóticas e filogeneticamente próximas de espécies nativas podem sofrer um controle mais eficiente de inimigos naturais, o que diminuiria o seu sucesso de estabelecimento (KEANE; CRAWLEY, 2002).

Todavia, há uma hipótese alternativa à hipótese de Naturalização de Darwin que prediz um padrão oposto: espécies exóticas mais próximas filogeneticamente às comunidades nativas teriam maior sucesso de estabelecimento. Sob esse aspecto, o sucesso de estabelecimento seria devido ao fato de as espécies invasoras possuírem características que as pré-adaptariam às condições do novo ambiente. Assim, o sucesso de invasão de uma espécie exótica pode ser devido a uma “repulsão filogenética” (hipótese de naturalização de Darwin) ou a uma atração filogenética (hipótese de pré-adaptação). Em ambos os casos, o sucesso de estabelecimento e invasão está ligado ao modo como as características das novas espécies da comunidade se equiparam a características das comunidades nativas (STRAUSS et al., 2006).

Evidências empíricas mostram que a chance de uma espécie de planta se naturalizar e posteriormente se tornar invasiva aumenta acentuadamente com o aumento do número de propágulos (qualquer parte de uma planta que pode dar origem a um novo indivíduo, muitas vezes sementes, mas também partes de reproduções vegetativas, como bulbos e rizomas) introduzidos e com múltiplas introduções (incluindo introduções em tempos diferentes e de diferentes populações de origem) (RICHARDSON; PYSEK, 2015).

Mais propágulos reduzem a probabilidade de extinção e aumentam a chance de dispersão à longa distância. Múltiplas introduções permitem que o invasor incipiente prove maior variedade de locais sobre espaço e tempo no novo ambiente, e o fato de diferentes introduções muitas vezes se originarem de diferentes populações de fonte melhora a pro-

babilidade de não ocorrer introdução de nenhum indivíduo estreitamente adaptado às condições locais (RICHARDSON; PYSEK, 2015).

Múltiplas introduções aumentam a probabilidade de formar novos genótipos que facilitem a invasão, por hibridação, de genótipos que possam não se encontrar na faixa nativa, por isso algumas populações introduzidas podem apresentar maior variação genética do que na faixa nativa, embora o contrário seja mais frequente, como resultado de um gargalo genético. O estabelecimento bem-sucedido envolve lidar com inúmeras barreiras físicas, químicas e bióticas. Muitas plantas introduzidas são inicialmente cultivadas em pequenas populações que estão em herança suscetível à extinção, devido a eventos casuais (RICHARDSON; PYSEK, 2015).

Em novas situações, os indivíduos podem ajustar-se fisiológica ou morfologicamente, mesmo durante a fase do estabelecimento, determinando assim seu êxito como invasor. Uma população pioneira em um novo ambiente impulsiona o desenvolvimento para um novo padrão de história de vida, proporcionado pelas condições e pelo potencial de mudanças evolutivas. Então, as espécies que apresentam várias dessas características têm maior probabilidade de ser altamente invasoras que aquelas que apresentam apenas algumas delas. Entretanto, essas hipóteses ainda precisam de comprovação, pois existem poucos dados empíricos para refutá-las ou sustentá-las (ZILLER; DECHOUM, 2013).

Em populações naturais pequenas, o acaso tem um papel importante na determinação de quais genes estarão presentes na próxima geração, força evolutiva conhecida como deriva genética. Um caso extremo de deriva é a redução drástica do tamanho populacional, que tem como consequência a redução dos níveis de variação gênica da população (*bottleneck*). A chegada acidental de um ou poucos indivíduos de uma espécie em um novo ambiente, como se dá no caso das bioinvasões, é um exemplo de *bottleneck* (conhecido, neste caso, como efeito fundador). Modelos teóricos têm sido desenvolvidos para o estudo dessa dinâmica da bioinvasão (SOUZA et al., 2009).

Garcia-Ramos e Rodriguez (2002) examinaram a interação entre o processo de adaptações locais e a densidade populacional na velocidade do processo de invasão. O modelo mostrou que as interações entre os fatores genéticos e demográficos reduzem a velocidade de expansão das espécies, quando comparado com outros modelos que levam em conta apenas os fatores demográficos. A redução da velocidade de bioinvasão é resultado de uma limitada capacidade das populações de se adaptarem a ambientes novos, devido aos baixos níveis de variação gênica. Contudo, embora seja geralmente considerado que as mudanças genéticas não são detectáveis em tempos ecológicos, evidências de estudos com seleção artificial têm demonstrado que as populações podem

sofrer mudanças rápidas de caracteres morfológicos, envolvendo em torno de apenas 100 gerações.

Por fim, embora não seja uma estratégia adaptativa, mas uma contingência histórica, outro fator importante para o sucesso das espécies invasoras é o estado de depauperamento do ambiente invadido. Ambientes poluídos, por exemplo, podem facilitar o crescimento de espécies invasoras, que nessas condições, provavelmente, encontram um ambiente de menor competição (SOUZA et al., 2009).

A invasão envolve a dispersão na área nova e o crescimento populacional. As espécies em floras estrangeiras invasoras mostram uma escala larga das adaptações para a dispersão. Muitas espécies são dispersas por agentes passivos, como a água ou o vento. Uma grande proporção da propagação, especialmente de espécies lenhosas, é dispersa por aves e mamíferos. Mais de 40% das espécies arbóreas invasoras e mais de 60% das espécies de arbustos invasores são dispersas por aves e mamíferos (RICHARDSON; REJMA'NEK, 2011).

A rapidez com que as interações mútuas de dispersão de sementes se estabelecem indica que as plantas dissimuladas por vertebrados têm convergido para síndromes de dispersão generalizadas, independentemente de origens filogenéticas e geográficas. A dispersão zoocórica, principalmente por bovinos e ovinos, facilita a disseminação de muitos invasores (principalmente herbáceos). A reprodução vegetativa também é importante, especialmente em ambientes aquáticos (RICHARDSON; REJMA'NEK, 2011).

A dinâmica de expansão de área e o crescimento populacional de plantas exóticas invasoras seguem tipicamente um padrão. Frequentemente, há um intervalo de tempo entre a chegada de uma planta invasora em um novo habitat e o início da invasão de ampla disseminação. Esses atrasos são geralmente devidos a um ou mais dos seguintes fatores (não exclusivos):

1) a população fundadora pode manter uma população pequena e estável até que ocorra o ajuste genético ou os mutualistas essenciais (dispersores de sementes, polinizadores e fungos micorrízicos). A extensão da alteração genética precedente ou acompanhando a invasão foi estudada para alguns invasores disseminados, por exemplo, *Ailanthus altissima*, nos Estados Unidos;

2) algumas defasagens provavelmente são explicadas pela escassez inicial de locais seguros, que se tornaram mais abundantes à medida que a perturbação humana dos ecossistemas aumentou (aumentar o tempo também eleva a chance de um invasor potencial encontrar um local seguro formado por um evento raro, por exemplo, uma inundação); e

3) as populações se espalham lentamente em sua periferia, mas apenas mostram taxas de crescimento aceleradas quando há muitos focos de crescimento (RICHARDSON; PYSEK, 2015).

A fase de atraso é seguida por uma fase de crescimento súbito, durante a qual as populações aumentam a uma taxa exponencial (e geralmente se tornam notadas como invasoras). Uma razão para o aumento da taxa de crescimento (além dos fatores mencionados que podem impedir a sua realização) é o típico padrão de expansão espacial. Isto envolve o recrutamento mais denso de indivíduos próximo das populações fundadoras e o estabelecimento de colonos isolados através de dispersão de longa distância (RICHARDSON; REJMA'NEK, 2011).

À medida que os focos-satélites crescem em tamanho por meio da difusão, muitas vezes coalescendo uns com os outros e com a metapopulação fundadora, mais propágulos estão disponíveis para dispersão de salto adicional. Com o aumento do número de focos de crescimento, o crescimento populacional e a amplitude aumentam rapidamente. A taxa de propagação é frequentemente aumentada pelo movimento intencional ou acidental de plantas na área de invasão por seres humanos, criando assim focos nascentes adicionais. As escalas de invasão de plantas podem ser global, regional e local (RICHARDSON; REJMA'NEK, 2011).

O final da fase exponencial geralmente ocorre quando a maioria dos locais ótimos para invasões são ocupados. As invasões de plantas exóticas podem seguir trajetórias lineares, por exemplo, no caso de disseminação ao longo de rios ou de dunas costeiras (RICHARDSON; REJMA'NEK, 2011).

Dentre as plantas invasoras com porte arbóreo, a palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. e Drude foi introduzida no Brasil para uso ornamental, mas acabou se tornando invasora de fragmentos florestais remanescentes no estado de São Paulo. Na reserva florestal da Cidade Universitária (São Paulo, SP), vêm sendo realizados levantamentos periódicos a cada 2,5 a 3 anos, desde 1997, que demonstram o rápido processo de invasão e a dominância da espécie sobre as arbóreas nativas. Em uma parcela de 2,1 ha, o número de indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) > 9,5 cm aumentou de 310 indivíduos, em 1999, para 368, em 2002, e para 464, em 2005, mostrando um crescimento líquido de 6,31 e 8,63% ano⁻¹, nos períodos de 1999-2002 e 2002-2005, respectivamente. A curva de distribuição de classes de diâmetro, para essa população, vem seguindo um modelo exponencial negativo, o que indica que ela ainda se encontra em expansão (SOUZA et al., 2009).

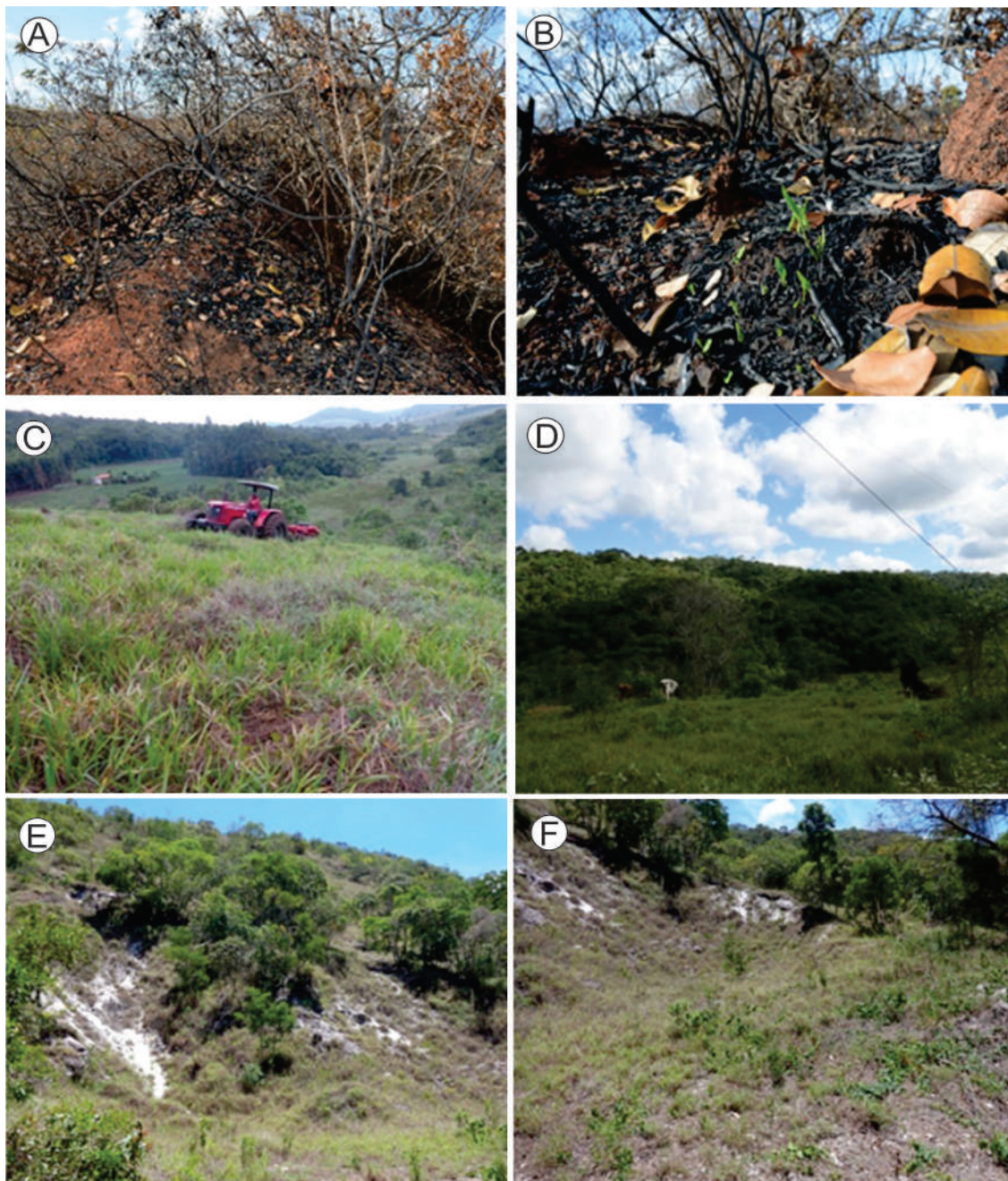
Comparando a população de *A. cunninghamiana* com as outras espécies da reserva florestal, constata-se que ela representa quase um terço do número total de indivíduos e que, contrariamente a essa espécie, a comunidade de arbóreas nativas vem apresentando taxas de crescimento anual negativas. Essa alarmante capacidade de expansão de *A. cunninghamiana* decorre de suas características de propagação, pois floresce e frutifica o ano todo, com mais de 3.600 frutos em cada cacho; e de dispersão, pois seus frutos vermelhos são muito atrativos a várias espécies de pássaros generalistas, além de ela ser pouco exigente quanto às condições de luminosidade e água (SOUZA et al., 2009).

Na RPPN Fartura, a problemática de incêndios florestais e a conversão de paisagens naturais em lavouras, pastagens, mineração, etc. têm sido severamente impactadas pelo processo de invasão biológica, principalmente pelas gramíneas africanas, em especial as espécies dos gêneros *Urochloa* e *Melinis* (Figura 5). Introduzidas no Brasil na década de 1950 pelo seu excelente potencial como forrageiras para o gado, espalharam-se rapidamente por grandes extensões de paisagens naturais (MORO et al., 2012).

Sua ampla adaptação aos solos distróficos da região da RPPN Fartura, principalmente pela sua tolerância à alta concentração de alumínio e à baixa concentração de fósforo e cálcio, e sua fácil dispersão, devido à grande quantidade de sementes produzidas e ao extenso período de dormência, facilitam a expansão ao longo do tempo e do espaço. As espécies desse gênero possuem reprodução sexual e assexuada, por apomixia, a progênie é resultante do desenvolvimento autônomo da oosfera e a época preferencial de emergência do banco de sementes é nos meses quentes e de maiores precipitações, como no início do verão (MORO et al., 2012).

De modo geral, a samambaia (*Pteridium aquilinum*) está amplamente distribuída, habitando em quase todos os tipos de ecossistemas tropicais, subtropicais, temperados e boreais (SHARPE et al., 2010). Ela apresenta alta plasticidade ecológica, sendo colonizadora de ambientes alterados e também encontrada espalhada entre as rochas de regiões desérticas, de cerrados e de montanha, onde ela resiste ao fogo, à seca ou às baixas temperaturas (SHARPE et al., 2010).

A perda de cobertura florestal por queimadas foi fator de influência na disseminação da espécie pela RPPN Fartura, pois fez com que a samambaia se propagasse pelos campos, afetando o ecossistema local (Figura 6). Um ponto interessante a ser ressaltado é que no inverno ocorre a perda quase total de suas frondes, aumentando assim o volume de massa necrosada, o que leva à maior ocorrência, duração e intensidade de incêndios florestais, e estes, por sua vez, contribuem significativamente para a propagação intensa da espécie (AXIMOFF et al., 2016).



Fotos: A e B Gleica Cândido Santos; C a F Wander Gladson Amaral

Figura 5

Incêndio florestal e invasão de *Uroclhoa* (A e B), conversão de paisagens naturais em pastagens (C e D) e áreas de coleta de cascalho (E e F) na região da RPPN Fartura, em Capelinha, Minas Gerais.

Além de possuírem alta resistência, principalmente seus rizomas, tanto ao calor quanto ao frio e resistência ao ataque de insetos e microrganismos, possuem a capacidade de buscar nutrientes do solo a longas distâncias e, ainda, apresentam um extremo potencial invasivo devido aos seus esporos, que possuem capacidade de se dispersar a centenas de quilômetros na época seca (ZISKA et al., 2009).

As samambaias são organismos que estão significativamente representados nas floras tropicais e temperadas, ocupando diferentes nichos ecológicos. A diversidade específica está altamente relacionada a áreas de estabilidade climática, onde ocorrem altas taxas de evaporação, alta pluviosidade e altitudes mais elevadas. Os fatores ecológicos,



Fotos: Fillipe Vieira de Araújo e Gleica Cândido Santos

Figura 6

Incêndio florestal (A) e invasão de *Pteridium aquilinum* pós-fogo (B, C e D), na RPPN Fartura em Capelinha, Minas Gerais..

como clima e substrato, são elementos fundamentais que determinam os padrões de distribuição do grupo. A independência dos fatores bióticos está relacionada à sua própria biologia (SHARPE et al., 2010).

Deste modo, as samambaias, por não apresentarem flores como as angiospermas, são destituídas de mecanismos coevolutivos com agentes polinizadores. O fato de apresentarem reprodução gametofítica com autofecundação, altas taxas de reprodução vegetativa e ampla dispersão de esporos pelo vento a longas distâncias compõe as características que inferem também nos padrões de especiações e endemismos, os quais são menores que as fanerógamas (SHARPE et al., 2010).

3. INTERFERÊNCIA ENTRE PLANTAS: COMPETIÇÃO E ALELOPATIA

O grau de interferência entre plantas depende de fatores relacionados à comunidade invasora (composição específica, densidade e distribuição) e à espécie nativa. A competição por recursos tem sido considerada uma força prevalecente na estruturação de comunidades de plantas e na seleção natural, mas a nossa compreensão dos mecanismos subjacentes à concorrência de recursos ainda está em desenvolvimento (CRAINE; DYBZINSKI, 2013).

A complexidade da competição por recursos é derivada não apenas da variabilidade da limitação de recursos no espaço e no tempo e entre as espécies, mas também pela complexidade dos próprios recursos. Nutrientes, água e luz diferem em suas propriedades, o que gera maneiras únicas de as plantas competirem por esses recursos (CRAINE; DYBZINSKI, 2013).

A competição entre plantas é uma interação entre indivíduos, provocada por exigência compartilhada para recurso de provisão limitada, o que conduz à redução no crescimento e na sobrevivência da espécie menos adaptada (GIORIA; OSBORNE, 2014). As plantas podem competir entre si (intraespecífica) e com outras plantas (interespecíficas) pelos recursos do meio (luz, água, nutrientes, CO₂, etc.) (Figura 7). A duração do tempo da competição determina os prejuízos no crescimento, no desenvolvimento e, conseqüentemente, na produção das culturas. Uma redução considerável no crescimento de espécies, tanto em combinações intra como interespecíficas, é resultante da competição espacial entre grupos de plantas que ocupam o mesmo local em um determinado período de tempo (ZANINE; SANTOS, 2004).

As plantas exóticas invasoras competem com as plantas nativas por recursos, se houver redução no montante de recursos disponíveis para a planta-alvo. A definição de

competição leva em consideração o grau em que as plantas afetam a abundância de um recurso e como outras plantas respondem à troca dessa abundância. Para ocorrer competição abaixo da superfície do solo, a planta deve ocasionar um efeito negativo na disponibilidade de algum recurso para o qual outra planta mostra uma resposta positiva no crescimento, na sobrevivência ou na reprodução. A habilidade competitiva de uma espécie está relacionada à utilização eficiente dos recursos do meio no qual essa planta se encontra (GIORIA; OSBORNE, 2014).



Fotos: Wander Gladson Amaral

Figura 7

Espécies nativas utilizadas na restauração de uma área invadida por *Pteridium aquilinum* na região da RPPN Fartura, em Capelinha, Minas Gerais.

As plantas competem por uma grande variedade de recursos no solo, incluindo água e pelo menos 20 nutrientes essenciais que diferem em dimensão molecular, valência, estado oxidativo e mobilidade (MARSCHNER, 2012). Assim, uma parcela significativa da competição entre plantas ocorre abaixo da superfície do solo, onde as rotas de ativação da expressão de genes em resposta à competição por água e nutrientes ainda não são completamente elucidadas e onde as radículas (sistema radicular) e raízes (sistema radical) exercem papel fundamental no processo competitivo (ENS al., 2015).

Além da competição, a interferência final de uma espécie sobre a outra terá como causa eventuais efeitos alelopáticos, e um dos prejuízos que podem ocorrer pela presença de plantas exóticas invasoras é o fato de elas competirem e dominarem as comunidades vegetais a partir da liberação de aleloquímicos (LARCHER, 2000). A alelopatia é um fenômeno biológico comum pelo qual um organismo produz bioquímicos que influenciam o crescimento, a sobrevivência, o desenvolvimento e a reprodução de outros organismos. Esses produtos bioquímicos são conhecidos como aleloquímicos e têm efeitos benéficos ou prejudiciais nos organismos-alvo (CHENG; CHENG, 2015).

A alelopatia consiste na liberação de metabólitos secundários produzidos pelas plantas, que são lançados no meio, podendo causar interferências indiretas no crescimento de outras plantas, devido à mudança dessas substâncias quando entram em contato com os microrganismos presentes no solo (SOUZA et al., 2007).

Os mecanismos de ação dos agentes aleloquímicos ainda são pouco conhecidos, dada a dificuldade de separar os efeitos secundários das causas primárias. No entanto, vários estudos já demonstraram que algumas plantas produzem compostos do metabolismo secundário que atuam inibindo ou favorecendo o processo germinativo, por afetar o processo de divisão celular, o alongamento de estruturas celulares, o crescimento induzido por hormônios, a permeabilidade de membranas, a absorção mineral, a abertura estomáutica, a fotossíntese, a respiração, a síntese proteica, o metabolismo de lipídios e de ácidos orgânicos, a atividade de várias enzimas e as relações hídricas do vegetal (SIDDIQUI et al., 2009). A ação alelopática se dá por meio do efeito dessas substâncias, aliado às condições ambientais, e pode ser um fator determinante do sucesso ou insucesso no cultivo de plantas (CHENG; CHENG, 2015).

Espécies vegetais dominantes, ou seja, presentes em alta densidade, e que formam comunidades homogêneas influenciam as condições do solo e da vegetação sob o dossel através de meios diretos como sombreamento, umidade e disponibilidade de nutrientes (GIORIA; OSBORNE, 2014). Entretanto, a alelopatia também pode determinar as características do habitat, podendo, por supressão alelopática, invadir comunidades vegetais

preexistentes e retardar sua substituição por outras plantas. Os efeitos aleloquímicos causados no solo conseguem limitar o estabelecimento de outras espécies tanto nas comunidades em processo de sucessão quanto naquelas em clímax (LATIF et al., 2017).

3.1 Competição por luz

A luz é um fator cujo suprimento em uma determinada área é perfeitamente previsível; no entanto, ao contrário da água e dos nutrientes, ela não pode ser acumulada para posterior uso. A luz tem que ser consumida quando recebida, ou será perdida para sempre. É um processo instantâneo de captura desse recurso (luz) e a eficiência dessa competição está diretamente relacionada à interceptação da luz pelas plantas invasoras (CAMARGO, 2015).

Para compreender a habilidade competitiva das plantas acima do solo, é necessário entender o funcionamento da população de plantas. O funcionamento desse sistema é, portanto, caracterizado por fluxo de energia (radiação e calor sensível) e massa (CO_2 , H_2O e minerais) entre a população de planta total, o solo e a atmosfera. A eficiência fotossintética, representada pela incorporação do CO_2 atmosférico, pode definir o sucesso de plantas sob competição. A resposta instantânea e primária da elevação do CO_2 atmosférico para as plantas é o aumento da fotossíntese, como consequência da repressão da fotorrespiração e do aumento do suplemento de substrato, e da diminuição da taxa de transpiração das folhas, devido ao fechamento parcial dos estômatos (ZANINE; SANTOS, 2004).

O índice de área foliar, juntamente com outras características da planta, como altura, número e distribuição das folhas no dossel e ângulo foliar, reflete no potencial de sombreamento do solo pelas cultivares, o que lhes confere elevada capacidade competitiva, pela quantidade e qualidade da luz, além da redução na amplitude da flutuação da temperatura do solo, como resultado da menor transmitância da radiação solar ao longo do dossel (COLLINS et al., 2008).

Os melhores competidores não apresentam necessariamente maiores áreas foliares, mas, sim, uma melhor distribuição das folhas em arquitetura mais adequada para interceptar o máximo de luz. Desta forma, a capacidade de competição por luz de uma planta é influenciada pelo ângulo da folha, ou seja, plantas com folhas mais horizontais são mais competitivas que plantas com folhas verticais (CRAINE; DYBZINSKI, 2013).

A interceptação de luz solar é uma das modalidades de interferência das plantas invasoras que provoca maior impacto sobre o crescimento das espécies florestais, pois restringe a fonte predominante de energia aos processos básicos de recrutamento dos elementos e de elaboração de todas as substâncias envolvidas no crescimento e desenvolvimento do vegetal (KUNSTLER et al., 2016).

Além disso, a filtragem seletiva dos raios luminosos pela folhagem da comunidade infestante pode fomentar o estiolamento de árvores jovens. Estas, geralmente, apresentam pequena área foliar localizada no topo dos caules relativamente longos. Com isso, o transporte ascendente de água é dificultado, pois necessitaria de um grande déficit energético entre a copa e o sistema radicular, o que é difícil de ocorrer devido à pequena superfície de transpiração e ao sombreamento. A interceptação da luz é muito mais importante nas fases precoces de implantação da floresta (BALLARÉ, 2014).

As espécies do gênero *Urochloa* apresentam vantagens fotossintéticas, pois apresentam mudanças fisiológicas que permitem um sistema complementar de fotossíntese. Esses mecanismos promovem um aumento dez vezes maior na concentração de CO₂ e possibilitam a redução de perda de água pelos estômatos, em comparação com outras plantas (BRENNECKE et al., 2015). Por esses motivos, em relação às plantas C3, as plantas C4 apresentam altas taxas de fotossíntese e produzem mais biomassa por unidade de tempo e área, formando um dossel que funciona como uma barreira que impede a chegada de luz no solo. Como as espécies iniciais presentes no banco de sementes são pioneiras e precisam de luz para germinar, elas não conseguem germinar e, além disto, criam uma barreira física que impede que as sementes cheguem ao solo (CALGARO et al., 2015).

3.2 Competição por água e nutrientes

A água no solo inclui-se entre os mais importantes recursos pelos quais as plantas competem. O suprimento desse recurso é dependente da precipitação, da evapotranspiração e do movimento da água no perfil do solo. No caso das plantas invasoras, a extração de água e nutrientes reduz a disponibilidade desses recursos para a cultura-alvo, o que causa estresse e, por fim, reduz o crescimento de ambas e também o rendimento da cultura (LU et al., 2016).

Também, a adequada nutrição mineral é essencial ao crescimento e desenvolvimento das plantas. Quando elementos essenciais estão em falta ou quando ocorre competição entre plantas por um elemento particular, a fixação de outro elemento pode ser igualmente afetada. Nesse sentido, verificou-se que o aumento na densidade de plantas (aumento da competição) causou declínio na concentração absoluta de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) em folhas, caules e legumes em soja (KIÆR et al., 2013).

Boa parte da competição entre plantas ocorre abaixo do solo. Na competição abaixo do solo, diferentemente da competição acima do solo, que primariamente envolve uma simples fonte (luz), as plantas competem por vários recursos do solo, incluindo água e pelo menos 20 minerais essenciais, que diferem em peso molecular, valência, estado de

oxidação e mobilidade dentro do solo. A competição abaixo do solo frequentemente reduz o desempenho das plantas de forma mais acentuada que a competição acima do solo (ZANINE; SANTOS, 2004).

Os recursos do solo atingem as raízes por meio de três processos: interceptação, fluxo de massa e difusão de água e nutrientes (MARENCO; LOPES, 2009). Interceptação é a captura de água e nutrientes quando as raízes crescem através do solo. Em geral, a interceptação responde por menos de 10% dos recursos absorvidos pelas raízes e é o menos importante dos três processos referidos. O fluxo de massa, regulado pela transpiração da planta, é uma função da taxa de movimento da água para a raiz e da concentração de nutrientes dissolvidos na solução do solo. Ocorre difusão de nutrientes através das raízes quando sua absorção excede o suprimento por fluxo de massa, criando um gradiente de concentração local. A difusão é especialmente importante para nutrientes com grande fração ligada à matriz sólida do solo, como K e P, enquanto fluxo de massa é, frequentemente, mais importante para N, particularmente nitrato (MARSCHNER, 2012).

No caso da água, existem três fatores que governam sua disponibilidade para o crescimento da planta: o suprimento de água, a morfologia e o desenvolvimento da raiz e a fisiologia associada ao uso eficiente de água pela planta (CUDDINGTON; HASTINGS, 2016). O movimento da água ocorre em resposta a diferenças no potencial de água. O movimento ocorre de um potencial maior (menos negativo) para um potencial menor (mais negativo), representando uma integração entre a demanda atmosférica, o potencial de água no solo e a distribuição de raízes. No caso dos nutrientes, o solo os mantém em vários compartimentos, tornando-os disponíveis para a planta por mineralização, decomposição ou fixação microbiana (LEGUIZAMÓN; ACCIARESI, 2014).

O recurso água no solo ainda pode governar, ou pelo menos interagir, indiretamente com outro fator: a aeração, ou as trocas gasosas no espaço edáfico. Solos menos porosos ou com maior saturação permitirão menor fluxo de oxigênio para as raízes das plantas, promovendo condições que poderão favorecer determinados grupos de plantas em detrimento de outros mais sensíveis. A ocupação dos espaços do solo pelas raízes tem importância primária na competição. A habilidade de ocupação espacial depende de várias características das raízes, incluindo taxa de crescimento relativo, biomassa, densidade de pelos radiculares e área superficial total. Considerada a competição abaixo do solo por plantas de diferentes espécies, pode haver diferença competitiva se as habilidades competitivas dos sistemas radiculares dessas espécies forem muito diferentes (KIÆR et al., 2013).

Para gramíneas, o modo mais eficiente para uma planta exercer vantagem sobre as vizinhas, em condições de baixa umidade de solo, é ter um desenvolvimento radicular mais rápido, o que permite a absorção inicial de água no solo e o acesso a fontes de água nas camadas mais profundas do solo. A água é absorvida e transpirada por uma planta em relação à quantidade de energia solar interceptada. Assim como para fontes minerais, a competição por água entre plantas individuais, dentro da população, é amplamente dirigida pela competição por luz. Além disso, a água não pode ser considerada exatamente como uma fonte para o crescimento da planta, mas como um meio de dissipar o excesso de energia solar recebido pelas folhas para evitar o excesso de temperatura e dessecação do tecido da planta (LEMAIRE; AGNUSDEI, 2000).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As espécies exóticas invasoras representam crescente ameaça aos ecossistemas, de modo que estudos voltados às invasões são mais do que necessários.

A Mata Atlântica sofre inúmeras pressões oriundas da fragmentação e degradação dos habitats, o que a torna um ambiente ainda mais vulnerável às invasões biológicas. *Urochloa sp.*, *Melinis minutiflora* e *Pteridium aquilinum* tornaram-se invasores bem-sucedidos nas áreas da RPPN Fartura, causando depreciação de diversas espécies nativas, que já sofrem com diversas outras pressões.

A partir do reconhecimento das espécies que podem causar impactos, as medidas de manejo poderão ser adotadas para o controle e/ou sua erradicação. Além disso, a ação humana é a principal responsável pelo deslocamento de espécies, devido ao intenso uso de muitas plantas exóticas que são cultivadas para fins alimentares, comerciais, ornamentais, entre outros.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. 3. ed. Ilhéus: Editus, 2016.
- ANDRADE, L. A.; FABRICANTE, J. R.; OLIVEIRA, F. X. Invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. Impactos sobre a diversidade e a estrutura do componente arbustivo-arbóreo da caatinga no Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta botânica brasileira**, v. 23, n. 4, p. 935-943, 2009.
- ANGELER, D. G.; ALLEN, C. R.; BARICHIEVY, C. et al. Management applications of discontinuity theory. **Journal of Applied Ecology**, v. 183, n. 1, p. 399-407, 2016.
- AXIMOFF, I.; NUNES-FREITAS, A. F.; BRAGA, J. M. A. Regeneração natural pós-fogo nos campos de altitude no Parque Nacional do Itatiaia, Sudeste do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 2, p. 62-80, 2016.
- BALLARÉ, C. L. Light regulation of plant defense. **Annual Review of Plant Biology**, v. 65, p. 335-363, 2014.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Informe nacional sobre espécies invasoras**. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biosseguranca/especies-exoticas-invasoras/informe-nacional>>. Acesso em: 13 out. 2017.
- BRENNECKE, K.; SOSSAI, V. L. M.; FERRAZ, F. M.; CARMELINDO, B.A. Efeito de doses de herbicida inibidor de fotossistema II em plântulas de *Brachiariadecumbens* spp. **Revista Agrogeoambiental**, v. 7, n. 4, p. 19-26, dez. 2015.
- BROOKER, R. W.; MAESTRE, F. T.; CALLAWAY, R. M. et al. Facilitation in plant communities: the past, the present and the future. **Journal of Ecology**, v. 96, n. 1, p. 18-34, 2008.
- CALGARO, H. F.; CAMBUIM, J.; DA SILVA, A. M. et al. Distribuição natural de espécies arbóreas em áreas com diferentes níveis de antropização. Atributos físicos do solo. **CulturaAgronômica**, v. 24, p. 327-344, 2015.
- CALLAWAY, R. M.; RIDENOUR, W. M. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 8, p. 436-442, 2004.
- CALLAWAY, R. M.; WALKER, L. R. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. **Ecology**, v. 78, n. 7, p. 1958-1965, 1997.
- CAMARGO, G. **Water and light competition among multiple species**. 2015. 151 f. Dissertation in Agricultural and Biological Engineering (Doctor of Philosophy) – The Pennsylvania State University, 2015.
- CARROLL, S. P.; LOYE, J. E.; DINGLE, H. et al. And the beak shall inherit – evolution in response to invasion. **Ecology Letters**, v. 8, n. 1, p. 944-951, 2005.

- CHAFFIN, B. C.; GARMESTANI, A. S.; ANGELER, D. G. et al. Biological invasions, ecological resilience and adaptive governance. **Journal of Environmental Management**, v. 183, p. 399-407, 2016.
- CHENG, F.; CHENG, Z. Research progress on the use of plant allelopathy in agriculture and the physiological and ecological mechanisms of allelopathy. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, p. 1020, Nov. 2015.
- COLAUTTI, R. I.; GRIGOROVICH, I. A.; MACISAAC, H. J. Propagule pressure: A null model for biological invasions. **Biological Invasions**, v. 8, n. 5, p. 1023-1037, 2006.
- COLLINS, A. S.; CHASE, C. A.; STALL, W. M. et al. Optimum densities of three leguminous cover crops for suppression of smooth pigweed (*Amaranthushybridus*). **Weed Science**, v. 56, n. 5, p. 753-761, 2008.
- COX, G. W. **Alien species and evolution: the evolutionary ecology of exotic plants, animals, microbes, and interacting native species**. Washington DC: Island Press, 2004.
- CRAINE, J. M.; DYBZINSKI, R. Mechanisms of plant competition for nutrients, water and light. **Functional Ecology**, v. 27, n. 4, p. 833-840, 2013.
- CUDDINGTON, K.; HASTINGS, A. Autocorrelated environmental variation and the establishment of invasive species. **Oikos**, v. 125, n. 7, p. 1027-1034, 2016.
- DAVIS, M. A.; GRIME, J. P.; THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 3, p. 528-534, 2000.
- ENS, E.; HUTLEY, L. B.; ROSSITER-RACHOR, N. A. et al. Resource-use efficiency explains grassy weed invasion in a low-resource savanna in north Australia. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, p. 560, Aug. 2015.
- ESPÍNDOLA, M. B.; BECHARA, F. C.; BAZZO, M. S. et al. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, v. 18, n. 1, p. 27-38, 2005.
- FOLKE, C. Resilience: the emergence of a perspective for social ecological systems analyses. **Global Environment Change**, v. 16, n. 1, p. 253- 267, 2006.
- FRYER, J. L. **Ailanthus altissima**. In: Effects information system. [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO, 2010.
- GALON, L.; MOSSI, A. J.; JUNIOR, F. W. R. et al. Manejo biológico de plantas daninhas– Breve revisão. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 15, n. 1, p. 116-125, 2016.
- GARCIA-RAMOS, G.; RODRIGUEZ, D. Evolutionary speed of species invasions. **Evolution**, v. 56, n. 4, p. 661-668, 2002.
- GIORIA, M.; OSBORNE, B. A. Resource competition in plant invasions: emerging patterns and research needs. **Frontiers in Plant Science**, v. 5, p. 1-21, 2014.

- GÓMEZ-NOGUEZ, F.; PÉREZ-GARCÍA, B.; MEHLTRETER, K. et al. Spore mass and morphometry of some fern species. **Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 223, p. 99-105, 2016.
- GRIFFITHS, R. P.; FILAN T. Effects of bracken fern invasions on harvested site soils in Pacific Northwest (USA) coniferous forests. **Northwest Science**, v. 81, n. 3, p. 191-198, 2007.
- HOOOPERET, D. U.; CHAPIN, F. S.; EWEL, J. J. et al. effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3-35, 2005.
- JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473, Nov. 2014.
- KAYE, M. W.; HONE, C. M. Removal of invasive shrubs alters light but not leaf litter inputs in a deciduous forest understory. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 5, p. 617-625, 2016.
- KEANE, R. M.; CRAWLEY, M. J. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology e Evolution**, v.1 7, n. 4, p. 164-170, 2002.
- KIÆR, L. P.; WEISBACH, A. N.; WEINER, J. Root and shoot competition: a meta-analysis. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 5, p. 1298-1312, 2013.
- KUNSTLER, G.; FALSTER, D.; COOMES, D. A. et al. Plant functional traits have globally consistent effects on competition. **Nature**, v. 529, n. 7585, p. 204, 2016.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima, 2000. 531 p.
- LATIF, S.; CHIAPUSIO, G.; WESTON, L. A. Chapter two – allelopathy and the role of allelochemicals in plant defence. **Advances in Botanical Research**, v. 82, p. 19-54, 2017.
- LAURENT, L.; MÅRELL, A.; KORBOULEWSKY, N. et al. How does disturbance affect the intensity and importance of plant competition along resource gradients? **Forest Ecology and Management**, v. 391, p. 239-245, 2017.
- LAZZARIN, L. C.; DA SILVA, A. C.; HIGUCHI, P. et al. Invasão biológica por *Hoveniadelphic Thunb.* em fragmentos florestais na região do alto Uruguai, Brasil. **RevistaÁrvore**, v. 39, n. 6, p. 1007-1017, 2015.
- LEGUIZAMÓN, E. S.; ACCIARESI, H. A. Climate change and the potential spread of *Sorghum halepense* in the central area of Argentina based on growth, biomass allocation and eco-physiological traits. **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, v. 26, n. 2, p. 101-113, 2014.
- LEMAIRE, G.; AGNUSDEI, M. Leaf tissue turn-over and efficiency of herbage utilization. In: LEMAIER, G.; HODGSON, J.; MORAES, A.; CARVALHO, P. C. F.; NABINGER, C. (Ed.) **Grassland ecophysiology and grazing ecology**. New York: CAB International Publishing, 2000. p. 265-288.

- LU, P.; LI, J.; JIN, C. et al. Different growth responses of an invasive weed and a native crop to nitrogen pulse and competition. **PloS One**, v. 11, n. 6, p. e0156285, Jun. 2016.
- MACK, R. N.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W.M. et al. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. **Ecological Applications**, v. 10, n. 3, p. 689-710, 2000.
- MAILLET, J.; LOPEZ-GARCIA, C. What criteria are relevant for predicting the invasive capacity of a new agricultural weed? The case of invasive American species in France. **Weed Research**, v. 40, n. 1, p. 11-26, 2000.
- MARENCO, R. A.; LOPES, N. F. **Fisiologia vegetal**: fotossíntese, respiração, relações hídricas e nutrição mineral. 3. ed. Viçosa: UFV, 2009. 486 p.
- MARRS, R. H.; LE DUC, M. G.; MITCHELL, R. J. ; GODDARD, D.; PATERSON, S.; PAKEMAN, R. et al. The ecology of bracken: its role in succession and implications for control. **Annals of Botany**, v. 85, n. 2, p. 3-15, 2000.
- MARRS, R. H.; WATT, A. S. Biological flora of the British Isles: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. **Journal of Ecology**, v. 94, n. 6, p. 1272-1321, 2006.
- MARSCHNER, P. **Mineral nutrition of higher plants**. 3. ed. New York: Academic Press, 2012.
- MARTINS, C. R.; HAY, J. D. V.; CARMONA, R. Potencial invasor de duas cultivares de *Melinis minutiflora* no cerrado brasileiro: características de sementes e estabelecimento de plântulas. **Revista Árvore**, v. 33, n. 4, p. 713-722, 2009.
- MATOS, D. M. S.; PIVELLO, V. R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura**, v. 61, n. 1, p. 27-30, 2009.
- McDONALD, P. M.; ABBOTT, C. S.; FIDDLER, G. O. Density and development of bracken fern (*Pteridium aquilinum*) in forest plantations as affected by manual and chemical application. **Native Plants Journal**, v. 4, n. 1, p. 52-60, 2003.
- MEHLTRETER, K.; WALKER, L. R.; SHARPE, J. M. (Ed.). **Fern ecology**. Cambridge University Press, 2010.
- MOHAMMAD, R. H.; NUR-E-ALAM, M.; LAHMANN, M. ; PARVEEN, I.; TIZZARD, G.J.; COLES, S.J.; THOSS, Vet al. Isolation and characterisation of 13 pterosins and pterosides from bracken (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) rhizome. **Phytochemistry**, v. 128, s/n, p. 82-94, 2016.
- MORO, M. F.; SOUZA, V. C.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; QUEIROZ, L.P.; FRAGA, C.N.; RODAL, M.J. N.; ARAÚJO, F.S.; MARTINS, F.R. et al. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 4, p. 991-999, 2012.
- MÜLLER-SCHÄRER, H.; SCHAFFNER, U.; STEINGER, T. Evolution in invasive plants: implications for biological control. **Trends in Ecology e Evolution**, v. 19, n. 8, p. 417-22, 2004.

- MURPHY, J. T.; JOHNSON, M. P.; VIARD, F. A modelling approach to explore the critical environmental parameters influencing the growth and establishment of the invasive seaweed *Undaria pinnatifida* in Europe. **Journal of Theoretical Biology**, v. 396, p. 105-115, 2016.
- NORSTRÖM, A. V.; NYSTROM, M.; LOKRANTZ, J. FOLKE, C. et al. Alternative states on coral reefs: beyond coral-macroalgal phase shifts. **Ecology Progress Series**, v. 376, n. 1, p. 295-306, 2009.
- NYSTROM, M.; NORSTROM, A. V.; BLENCKNER, T. ; EKLOF, J.S.; FOLKE, C.; OSTERBLOM, H.; STENECK, R.S.; THYRESSON, M.; DE LA TORRE, C.M.; TROELL, Met al. Confronting feedbacks of degraded marine ecosystems. **Ecosystems**, v. 15, n. 1, p. 695-710, 2012.
- PETENON, D.; PIVELLO, V. R. Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países tropicais no contexto mundial. **Natureza & Conservação**, v. 6, p. 65-77, 2008.
- PIVELLO, V. R. Invasões biológicas no cerrado brasileiro. Efeito da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. **Ecologia Info**, v. 33, 2011.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Planta, 2001. 327 p.
- REBOITA, M. S.; RODRIGUES, M.; SILVA, L. F.; ALVES, M.Aet al. Aspectos climáticos do Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 17, n. 1, p. 206-226, 2015.
- REDFORD, K. H.; BROSIUS, J. P. Diversityandhomogenization in theendgame. **Global Environmental Change**, v. 16, n. 1, p. 317-319, 2006.
- RICCIARDI, A.; BLACKBURN, T. M.; CARLTON, J. T.; DICK, J. T. A.; HULME, P. E.; IACARELLA, J. C.; JESCHKE, J. M.; LIEBHOLD, A. M.; LOCKWOOD, J. L.; MACISAAC, H. J.; PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M.; RUIZ, G. M.; SIMBERLOFF, D.; SUTHERLAND, W. J.; WARDLE, D. A.; ALDRIDGE, D.C. et al. Invasion science: a horizon scan of emerging challenges and opportunities. **Trends in Ecology e Evolution**, v. 32, n. 6, p. 464-474, 2017.
- RICHARDSON, D. M.; PYSEK, P. Plant invasions. **Biological Reviews**, v. 75, n. 1, p. 65-93, 2015.
- RICHARDSON, D. M.; PYSEK, P.; REJMANEK, M. et al. Naturalization and invasion of alien plants—concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, v. 6, n. 1, p. 93-107, 2000.
- RICHARDSON, D. M.; REJMA'NEK, M. Trees and shrubs as invasive alien species – A global review. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 1, p. 788-809, 2011.
- ROSSI, R. D.; FIGUEIRA, J. E. C.; MARTINS, C. R. Capim-gordura, invasão biológica, conservação do cerrado e regime de fogo. **MGBiota**, v. 3, n. 3, p. 4-27, 2011.
- SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 32-49, 2014.

SHARPE, J. M.; MEHLTRETER, K.; WALKER, L. R. Ecological Importance of Ferns. In: MEHLTRETER, K.; WALKER, L. R.; SHARPE, J. M. (Ed.). **Fern ecology**. New York: Cambridge University Press, 2010. p. 1-18.

SIDDIQUI, S.; BHARDWAJ, S.; KHAN, S. S. ; MEGHVANSHI, M. et al. Allelopathic effect of different concentration of water extract of *Prosopis juliflora* leaf on seed germination and radicle length of wheat (*Triticum aestivum* Var-Lok-1). **American-Eurasian Journal of Scientific Research**, v. 4, n. 2, p. 81-84, 2009.

SILVA, S. C.; SBRISSIA, A. F.; PEREIRA, L. E. T. Ecophysiology of C4 forage grasses – understanding plant growth for optimising their use and management. **Agriculture**, v. 5, n. 3, p. 598-625, 2015.

SIMBERLOFF, D. Non-native species do threaten the natural environment! **Journal of Agricultural and Environmental Ethics**, v. 18, n. 6, p. 595-607, 2005.

SIMBERLOFF, D. Biological invasions: what's worth fighting and what can be won? **Ecological Engineering**, v. 65, n. 1, p. 112-121, 2014.

SIMBERLOFF, D.; MARTIN, J. L.; GENOVESI, P. et al. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends in Ecology e Evolution**, v. 28, n. 1, p. 58-66, 2013.

SOL, D. Progresses and controversies in invasion biology. In: MATEO, R. et al. (Ed.). **Current Trends trends in Wildlife wildlife Researchresearch**. Wildlife research monographs, vol. 1. Basel: Springer International Publishing, 2016. p. 177-200., 2016.

SOUZA, C. S. M.; SILVA, W. L. P.; GUERRA, A. M. N. M. ; CARDOSO, M.C.R.; TORRES, S. et al. . Alelopatia do extrato aquoso de folhas de aroeira na germinação de sementes de alface. **Revista Verde de agroecologia e desenvolvimento sustentável grupo verde de agricultura alternativa (GVAA)**, v. 2, n. 2, p. 96- 100, 2007.

SOUZA, R. C. C. L. D.; CALAZANS, S. H.; SILVA, E. P. Impacto das espécies invasoras no ambiente aquático. **Ciência e Cultura**, v. 61, n. 1, p. 35-41, 2009.

SOUZA, V. C. D.; ANDRADE, L. A. D.; QUIRINO, Z. G. M. Floral biology of *Sesbaniavirgata*: an invasive species in the Agreste of Paraíba, northeastern Brazil. **Rodriguésia**, v. 67, n. 4, p. 871-878, 2016.

STAFFORD, W.; BIRCH, C.; ETTER, H. ; BLANCHARD, R.; MUDAVANHU, S.; ANGELSTAM, P.; MARAIS, Cet al. The economics of landscape restoration: benefits of controlling bush encroachment and invasive plant species in South Africa and Namibia. **Ecosystem Services**, v. 27, Part B, p. 193-202, Oct. 2017.

STRAUSS, S. Y.; LAU, J. A.; CARROLL, S. P. Evolutionary responses of natives to introduced species: What do introductions tell us about natural communities? : Evolutionary responses of natives to introduced species. **Ecology Letters**, v. 9, n. 1, p. 357-374, 2006.

- STRAYER, D. L.; EVINER, V. T.; JESCHKE, J. M.; PACE, M.L. et al. Understanding the long-term effects of species invasions. **Trends in Ecology e Evolution**, v. 21, n. 11, p. 645-651, 2006.
- TABAK, M. A.; PONCET, S.; PASSFIELD, K.; GOHEEN, J.R.; MARTINEZ DEL RIO, Cet al. The ghost of invasives past: rat eradication and the community composition and energy flow of island bird communities. **Ecosphere**, v. 7, n. 8, p. 1-9, 2016.
- van NES, E. H.; SCHEFFER, M. Large species shifts triggered by small forces. **American Natural**, v. 164, n. 2, p. 255-266, 2004.
- VETTER, J. A. biological hazard of our age: Bracken fern (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) – a review. **Acta Veterinaria Hungarica**, v. 57, n. 1, p. 183-196, 2009.
- WILSON, J. R. U.; DORMONTT, E. E.; PRENTIS, P. J.; LOWE A. J.; RICHARDSON D.M. et al. Something in the way you move: dispersal path ways affect invasion success. **Trends in Ecology e Evolution**, v. 24, n. 1, p. 136-144, 2009.
- YESSOUFOU, K.; MEARNES, K.; ELANSARY, H. O. ; HENDRIK, S.G. et al. Assessing the phylogenetic dimension of Australian Acacia species introduced outside their native ranges. **Botany Letters**, v. 163, n. 1, p. 33-39, 2016.
- ZANINE, A. M.; SANTOS, E. D. Competição entre espécies de plantas – uma revisão. **Revista da Faculdade de Zootecnia, Veterinária e Agronomia**, v. 11, n. 1, p. 10-30, 2004.
- ZENNI, R. D.; DICKIE, I. A.; WINGFIELD, M. J. ; HIRSCH, H.; CROUS, C.J.; MEYERSON, L.A.; ERFMEIER, Aet al. Evolutionary dynamics of tree invasions: complementing the unified framework for biological invasions. **AoBPlants**, v. 9, n. 1, p. plw085, Jan. 2016.
- ZILLER, S. R. Os processos de degradação ambiental originados por plantas exóticas invasoras. **Revista Ciência Hoje**, v. 30, n. 178, p. 77-79, 2001.
- ZILLER, S. R.; DECHOUM, M. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 4-31, 2013.
- ZISKA, L. H.; EPSTEIN, P. R.; SCHLESINGER, W. H. Rising CO₂, climate change, and public health: exploring the links to plant biology. **Environmental health perspectives**, v. 117, n. 2, p. 155, 2009. Cássia Michelle Cabral

CAPÍTULO 3

Sensibilidade de espécies arbóreas de diferentes grupos ecológicos a herbicidas

Cássia Michelle Cabral

Brenda Thais Barbalho Alencar

José Barbosa dos Santos

Israel Marinho Pereira

1. INTRODUÇÃO

O controle químico de plantas daninhas, amplamente utilizado nas etapas de produção de culturas anuais, frutíferas e pastagens, é também fundamental no setor florestal, notadamente nos plantios de eucalipto e pinus, espécies arbóreas mais exploradas comercialmente no Brasil. Esse controle se faz necessário também na recuperação de áreas degradadas, no combate às invasoras.

Os custos pertinentes à implantação e manutenção dos projetos de restauração florestal, em geral, são elevados, e parte expressiva desses custos está relacionada ao uso de métodos pouco eficientes no controle de plantas daninhas. Os danos causados por esse grupo de plantas reduzem o crescimento das espécies plantadas. Assim, a presença das plantas daninhas é indesejável tanto pelo aspecto silvicultural quanto econômico, uma vez que elas competem por água, luz e nutrientes (MACHADO et al., 2013).

O manejo das plantas invasoras é predominantemente executado por meio de herbicidas, uma vez que outros métodos de controle oneram os custos de projetos de recuperação. O controle químico é considerado uma opção eficiente, visto que alguns herbicidas controlam uma série de plantas daninhas, além da rapidez e economicidade da prática (MACHADO et al., 2013). No entanto, mesmo durante a execução do projeto é inevitável a contaminação do solo quando o controle de plantas indesejáveis se faz pelo processo químico. Espécies tolerantes e/ou resistentes ao ambiente degradado são interessantes entidades a serem inseridas como prioridade de utilização em projetos de recuperação de sítios contaminados por herbicidas.

A adoção ou não do método químico para o manejo das plantas daninhas está ligada a duas questões. A primeira fere as restrições de uso de herbicidas por órgãos ambientais ou empresas estatais. A segunda é ideológica, pois alguns autores acreditam que há outras alternativas ao uso dos pesticidas e que a ideia do uso desses químicos é contrária quando a finalidade é recompor o ambiente degradado (RESENDE; LELLES, 2017).

Se por um lado, o uso de herbicidas gera praticidade e economia, por outro, os resíduos de alguns produtos dessa categoria podem ser tóxicos a espécies arbóreas não alvo. Preocupados com o fato de que os resíduos de herbicidas podem contaminar matas remanescentes, comprometendo inclusive a biodiversidade florística, vários pesquisadores têm realizado estudos para selecionar espécies tolerantes aos principais produtos usados. Portanto, o interesse na pesquisa sobre sensibilidade de espécies arbóreas aos herbicidas está relacionado tanto à defesa econômica, quanto ecológica.

O destino desses resíduos no ambiente é conduzido por processos de retenção (sorção, absorção e dessorção), de transformação (degradação química e biológica) e de transporte (deriva, volatilização, lixiviação e carreamento superficial), assim como pela combinação entre esses processos (SPADOTTO, 2006). Algumas espécies vegetais possuem a capacidade de retirar compostos tóxicos do ambiente (solo e água), promovendo sua descontaminação; esse mecanismo é chamado de fitorremediação. Essa técnica é uma importante ferramenta para a remediação de solos contaminados, uma vez que viabiliza a descontaminação do local e a manutenção da atividade biológica, promovendo, assim, a recuperação da área a baixo custo (PIRES et al., 2003). Plantas com essa capacidade apresentam tolerância natural a determinadas moléculas.

Uma planta é resistente ou tolerante a um herbicida quando seu crescimento e desenvolvimento não são afetados, em nível letal, pela ação bioquímica da molécula (SILVA et al., 2007). Nos ambientes contaminados por herbicidas, as plantas podem apresentar distúrbios fisiológicos e nutricionais (ANDRADE et al., 2011; BROADLEY et al., 2007). No entanto, algumas espécies, nessas condições, apresentam certa tolerância à presença desses resíduos (COUTINHO; BARBOSA, 2007). É provável que modificações ambientais decorrentes de processo evolutivo tenham conferido às plantas tolerância a alguns pesticidas (PATRA et al., 2004). Ou ainda, no caso das espécies arbóreas, essa tolerância pode ser atribuída ao fato de muitos herbicidas terem sido desenvolvidos para controle de plantas anuais ou perenes de porte herbáceo.

A conversão de mais áreas para a agricultura e pastagem: cerca de 172,3 milhões de hectares no Brasil em 2007 (DIAS FILHO, 2014), que foram acrescidas de 11,3% entre 2010 e 2012 e, posteriormente, sofreram uma queda para 4,49% nos períodos de

2012 a 2014, fato que pode ser explicado pela conversão das referidas pastagens em áreas agrícolas ou áreas de silvicultura (IBGE, 2016), contribui para a expansão do processo de degradação ambiental. Esse processo pode incluir invariavelmente nascentes e zonas ripárias, com um contínuo de devastação e implicação ecológica e ambiental. O controle de plantas invasoras nessas áreas se faz com o auxílio de herbicidas, com o intuito de reduzir e/ou eliminar a competição, principalmente quando se trata de pastagens, uma vez que são áreas de grande extensão e de difícil manejo por outros métodos (RESENDE et al., 2017).

Sendo assim, há um esforço no sentido da preservação de áreas remanescentes, com implantação de espécies nativas em locais degradados por fins agrícolas (FERNANDES et al., 2000).

Comercialmente, para atender ao mercado da recuperação, acredita-se que a oferta cada vez maior de novas espécies para o setor demande conhecimento sobre o potencial uso de herbicidas, uma vez que eventuais plantios comerciais enfrentarão problemas sanitários, com destaque para a presença de plantas daninhas (BRANCALION et al., 2009). Em etapas iniciais, o controle químico dessas plantas em viveiros pode ser inviável em caso de sensibilidade de mudas aos produtos adequados ao controle das infestantes (BRANCALION et al., 2009).

Portanto, é relevante o conhecimento da sensibilidade das espécies arbóreas e dos vários estádios sucessionais a herbicidas, devido à grande utilização desses agrotóxicos a montante de formações vegetacionais. Outro ponto se refere a projetos de recuperação de áreas com histórico de aplicação de herbicidas. Nesses sítios é conveniente conhecer a sensibilidade das espécies a serem utilizadas, visando à economia de tempo e de insumos. Espécies sensíveis podem ser usadas como bioindicadoras, fornecendo informações dos possíveis resíduos presentes no solo. Em contrapartida, espécies tolerantes ao ambiente degradado são interessantes como prioridade de utilização em projetos de recuperação de sítios contaminados por herbicidas.

2. HERBICIDA: COMPORTAMENTO NO AMBIENTE

A dinâmica dos agrotóxicos no ambiente é núcleo de diversas discussões, uma vez que vários fatores, principalmente a interação entre eles, governam a movimentação, a degradação e a capacidade de intoxicação que o residual dos produtos apresenta (Figura 1) (TEIXEIRA et al., 2017)

Alguns herbicidas, quando aplicados diretamente no solo, podem continuar no ambiente sem sofrer alterações significativas, em se tratando de moléculas com alta per-

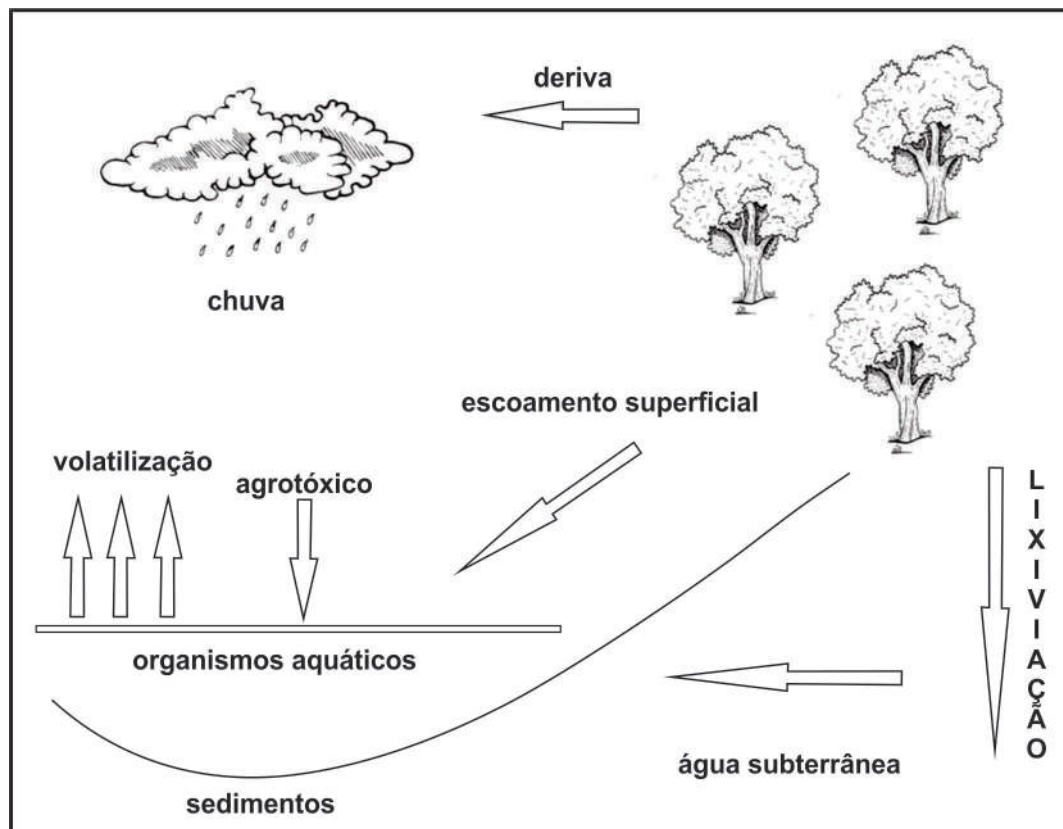


Figura 1

Possíveis rotas de deslocamento de agrotóxicos no ecossistema.

sistência (baixa taxa de degradação), como os compostos organoclorados (BRANDÃO BRITTO et al., 2012). Essas moléculas podem ser adsorvidas nas partículas do solo e carregadas pelas águas superficiais (SANCHES et al., 2003). O contato do herbicida com o solo o expõe a um ambiente capaz de modificá-lo quimicamente. Após a aplicação, uma série de reações pode ocorrer, as quais podem alterar ou “decompor” partes da molécula do produto, alterando sua estrutura química e transformando-o em outro composto, que pode ainda possuir ação herbicida ou tóxica (STEFFEN; STEFFEN; ANTONIOLLI, 2011).

Por outro lado, a ação de microrganismos sobre herbicidas pode chegar ao extremo de eliminar seu efeito residual. O herbicida amônio-glufosinato é um exemplo de produto com rápida degradação microbiana no solo (MORAES; ROSSI, 2010). A energia luminosa constitui outro fator de degradação, podendo provocar rompimento de ligações químicas.

micas nas moléculas ou agir como catalisador em outros processos físico-químicos, como a hidrólise, que promove a decomposição. Por fim, outra forma de perda do produto aplicado no solo é a volatilização, que consiste na distribuição do produto na atmosfera (OLIVEIRA JR., 2011).

A cinética dos herbicidas no ambiente permite considerar o quanto integrado e dinâmico é o transporte dessas substâncias entre os diferentes estratos ambientais. Uma vez persistentes e móveis, o ambiente aquático é o principal escoadouro dos defensivos agrícolas (lixiviação) (BRANDÃO BRITTO et al., 2012).

A contaminação de solo e água por herbicidas é uma realidade, dado o desenvolvimento de moléculas, com efeito residual longo, que permitem o controle eficaz de plantas daninhas e com efeito duradouro (PIRES et al., 2003). O entendimento dos processos de absorção, retenção e dissipação de herbicidas no ambiente está diretamente relacionado com sua capacidade de interferir nas espécies de interesse não alvo. Se por um lado, herbicidas de elevada retenção podem ser usados no controle químico em pré-emergência de várias plantas daninhas anuais nos cultivos arbóreos, por outro, esse mesmo resíduo pode ser tóxico a mudas de espécies sensíveis. Ao mesmo tempo, muitas moléculas menos persistentes apresentam maior mobilidade e podem, depois de aplicadas em áreas agrícolas, deslocarem-se para zonas ripárias e matas a jusante dos locais de aplicação.

3. TOLERÂNCIA DE ESPÉCIES ARBÓREAS A HERBICIDAS

A tolerância de uma planta a determinada molécula constitui uma característica congênita da espécie de sobreviver à aplicação de herbicida em doses recomendadas, perfazendo seu ciclo vital (crescimento e desenvolvimento) sem alterações, que em situação habitual seria letal às plantas. Trata-se de um fator existente em determinadas plantas, mesmo em face da primeira aplicação do herbicida (CHRISTOFFOLETI et al., 2016). Em contrapartida, a suscetibilidade também é uma característica inata de uma espécie, em que se verificam perturbações marcantes no desenvolvimento e no crescimento decorrentes da inabilidade da planta em tolerar a ação herbicida (CHRISTOFFOLETI et al., 2016).

A capacidade de tolerância de plantas a herbicida é complexa e permeia múltiplos e variados processos. Essa característica pode ser a totalização de alterações, como a translocação de compostos orgânicos para outros tecidos da planta, atrelada a processos de volatilização, ou a degradação desses compostos de forma parcial ou completa, com a transformação em compostos menos tóxicos combinados e/ou ligados nos tecidos das plantas (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000)

Considerando que nem todas as espécies vegetais desenvolvem-se em ambientes contaminados, a identificação de espécies como tolerantes ou sensíveis a determinada molécula constitui o primeiro passo (MARQUES et al., 2011). Essa triagem (*screening*) pode ser feita por meio da avaliação da taxa de germinação e da produção de biomassa na presença de concentrações do contaminante no solo (MARQUES et al., 2010; ROSA, 2006), além de análises micromorfológicas (CABRAL et al., 2017a). Para isso, protocolos experimentais têm sido propostos.

Sabe-se que mais de 80% dos herbicidas registrados no Brasil controlam com efetividade plantas daninhas herbáceas, não sendo recomendados para controle de espécies arbóreas. O mecanismo de ação e o efeito residual de grande parte desses herbicidas dependem do metabolismo típico das herbáceas, sendo menos efetivo para espécies arbóreas. Alguns produtos, como o picloram, são registrados como arboricidas, pela persistência nas plantas. Todavia, o fato da maior parte dos herbicidas não matar espécies arbóreas não elimina a circunstância de que esse grupo de plantas tenha o crescimento e o desenvolvimento inalterados pela presença desses produtos, principalmente nos estádios iniciais de desenvolvimento.

3.1 Efeito de herbicidas no desenvolvimento de espécies arbóreas

3.1.1 Efeito de herbicidas sobre a germinação e a emergência

O reservatório correspondente às sementes não germinadas, mas potencialmente capazes de substituir as plantas adultas que são suscetíveis a doenças de plantas, a distúrbios e ao consumo de animais, incluindo o ser humano, é denominado de banco de sementes (BAKER, 1989). O processo de germinação dessas sementes constitui um conjunto de eventos fisiológicos influenciados por fatores ambientais e internos (dormência, inibidores e promotores da germinação). Cada fator pode atuar por si, ou em interação com os demais (LAUBORIAU, 1983). Dentre os fatores ambientais que afetam a germinação destacam-se: luz, temperatura, disponibilidade de água e oxigênio.

A água é o fator que mais influencia o processo de germinação (TAIZ et al., 2017). Com a absorção de água, por embebição, ocorre a reidratação dos tecidos e, conseqüentemente, a ativação da respiração e de todas as outras atividades metabólicas, que resultam no fornecimento de energia e nutrientes para a retomada de crescimento por parte do eixo embrionário (CARVALHO; NAKAGAWA, 2000).

Nos herbicidas a solubilidade da água tem uma certa acuidade, pois influencia a mobilidade do produto, servindo de transporte para alcançar o interior da semente, poden-

do também ficar adsorvidos no exterior das sementes, e, neste caso, serão absorvidos quando as primeiras estruturas emergirem do tegumento. Quanto maior a solubilidade do herbicida em água, mais facilmente ele será absorvido, além de outros fatores como sua difusão no solo, sua concentração, a temperatura e o pH do solo.

A velocidade de absorção de água pela semente varia com a espécie (CARVALHO; NAKAGAWA, 2000), sendo provável a entrada de considerada quantidade de herbicidas quando ela estiver em solo contaminado. Conforme mencionado, alguns produtos são menos retidos no solo, ficando mais disponíveis em solução e, conseqüentemente, para as sementes em processo de germinação. A presença desses compostos durante o processo pode ser ou não sentido pela espécie, pois muitos mecanismos de ação dos herbicidas ocorrem nas etapas posteriores, quando efetivada a fotossíntese. Há, contudo, produtos que interferem antes mesmo da emergência de plântulas, seja pelo mecanismo de ação, seja por efeito de outros compostos aditivos que degradam camadas cerosas, provocando necrose em tecidos jovens (PERESSIN; VICTÓRIA FILHO; PERECIN, 1997).

Efeitos secundários podem ser consequência da presença de aditivos de formulações comerciais em sementes ou plântulas de espécies arbóreas (OLIVEIRA JÚNIOR, 2011); nessa fase inicial a relação massa fresca/massa seca é alta, o que deixa os tecidos vulneráveis aos danos causados por herbicidas. Quando a concentração de determinado herbicida aumenta, essa condição pode influenciar a divisão celular de tecidos e o crescimento vegetal, ao inibir a ação das enzimas, geralmente nas regiões meristemáticas (OLIVEIRA JÚNIOR, 2011). Assim, funções celulares normais são interrompidas, ocasionando o surgimento de sintomas até a morte da planta.

A mistura comercial 2,4-D e picloram é bastante utilizada em pastagens, pois controla com eficiência espécies de plantas daninhas herbáceas e, inclusive, arbóreas. Os efeitos dessa mistura sobre a germinação e a emergência das espécies *Machaerium opacum*, *Dalbergia villosa* e *Anadenanthera colubrina* foram avaliados por Ferreira (2017). A germinação não foi afetada pela mistura, no entanto a presença do produto no solo prejudicou a taxa de sobrevivência das espécies, possivelmente pelo baixo vigor em função dos danos aos tecidos das plântulas. A germinação de sementes dessas espécies foi afetada por resíduos do herbicida fomesafen, e também não houve emissão de radícula, levando a crer que as funções metabólicas foram afetadas, o que pode promover a paralisação do crescimento de raízes das plântulas (FERREIRA, 2017).

Em um estudo sobre a sensibilidade das espécies de fedegoso (*Senna macranthera* (Collad.) Irwin et Barn.) e pau-jacaré (*Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J. F. Macbr.) a resíduos do herbicida fomesafen, Pereira (2017) constatou que a germinação das espécies não foi influenciada por nenhuma das concentrações testadas. As biomassas de raízes e

parte aérea das plantas de fedegoso não foram influenciadas pelo herbicida, contudo foi observada interferência na morfologia das raízes dessa espécie. O autor verificou que a emergência da espécie pau-jacaré foi afetada por resíduos do herbicida, não havendo emissão de plântula mesmo na subdose 4 mg l⁻¹. Ele constatou também que a altura do fedegoso foi afetada, pois foram obtidos menores valores de altura com o aumento das concentrações do herbicida.

O deslocamento de resíduos desses herbicidas das áreas agrícolas para regiões não alvo, seja por escorrimento superficial, seja por lixiviação, culmina no risco de se constatar moléculas tóxicas no banco de sementes, em plântulas ou em indivíduos adultos de espécies vegetais. Assim, o efeito cumulativo pode, ao longo dos anos, amortecer a biodiversidade pela ação direta dos resíduos sobre os processos de germinação, emergência e desenvolvimento inicial (FERREIRA, 2017).

3.1.2 Efeito de herbicidas sobre o crescimento e o desenvolvimento de mudas

Em meio a métodos de regeneração para recuperação de áreas, o plantio de mudas destaca-se pela rapidez e eficiência na cobertura do solo e pela proteção contra a erosão, sendo o plantio de mudas com espécies nativas o mais empregado (FERREIRA et al., 2009). Portanto, deve-se ter acuidade quando se trata da integridade do desenvolvimento e do crescimento vegetal.

O crescimento vegetal refere-se a mudanças irreversíveis de dimensões físicas de órgãos da planta, como massa, volume, comprimento e área, enquanto o desenvolvimento vegetal envolve a diferenciação celular, a morfogênese, o advento e a senescência de órgãos (WILHELM; McMASTER, 1995). A fisiologia do crescimento de plantas e as relações hídricas das espécies florestais são importantes para o entendimento do que é qualidade de mudas (GRUBER, 2006). A água é o principal constituinte do tecido vegetal, representando aproximadamente 50% da massa fresca nas plantas lenhosas e de 80 a 95% nas plantas herbáceas, sendo necessária como reagente no metabolismo vegetal, no transporte e na translocação de solutos, na turgescência celular, na abertura e no fechamento dos estômatos e na penetração do sistema radicular (TAIZ; ZEIGER, 2017). Neste sentido, ela é essencial para o crescimento e o desenvolvimento das plantas (LARCHER, 2004). No entanto, durante a absorção da água pelo vegetal, herbicidas com alta solubilidade em água podem usá-la como meio de transporte para alcançar o corpo vegetal.

Em relação à sua translocação, os herbicidas podem ser divididos em sistêmicos e de contato. Os herbicidas móveis translocam-se por meio da corrente transpiratória e/ou

assimilatória. Eles podem se mover a pequenas ou grandes distâncias (das folhas para as raízes, vice-versa), ou permanecer próximo do local de aplicação (ANDERSON, 1983). Podem movimentar-se pelo simplasto, que forma um conjunto contínuo vivo que, por sua vez, está contido em um conjunto de paredes celulares, sendo o floema seu principal componente. Os herbicidas podem ser mobilizados também através do apoplasto, caracterizando-se por atravessar a cutícula ou as raízes, penetrar por meio das paredes celulares e chegar ao xilema. Deve ser ressaltado que quase todos herbicidas apresentam algum movimento simplástico, já que eles devem atingir o tecido vivo para exercer sua ação fitotóxica (GALINDO, 2006).

O herbicida clomazone, registrado no Brasil para combate de plantas daninhas em culturas de soja, fumo e arroz irrigado (MAPA/AGROFIT, 2018), em dose de até 2,0 L/ha, possui solubilidade de 1.100 mg/L (ZANELLA et al., 2008), o que lhe confere maior poder tóxico quando em presença de água abundante. Cabral et al. (2017b), em estudo para verificação da tolerância/sensibilidade de 12 espécies florestais nativas de zonas ripárias, conduziram um experimento em que as espécies florestais foram submetidas a três aplicações, correspondentes à meia dose comercial do herbicida clomazone. Os autores constataram a sobrevivência de espécies florestais testadas, no entanto verificaram que espécies como *Cedrela fissilis* Vell, *Terminalia argentea* (Camb.) Mart e *Schizolobium parahyba* (Vell.) Black foram afetadas negativamente em relação às avaliações de crescimento. As espécies *Inga marginata* Willd, *Caesalpinia ferrea* Mart ex. Tul e *Schinopsis brasiliensis* Eng exibiram valores próximo ao da testemunha, apresentando tolerância a esse herbicida nas condições testadas (Figura 2).

A análise de crescimento das plantas baseia-se fundamentalmente no fato de que, em média, 90% da matéria seca acumulada ao longo do seu crescimento resulta da atividade fotossintética e o restante, da absorção de nutrientes minerais. Yamashita et al. (2009) avaliaram os efeitos da aplicação de glyphosate e 2,4-D isolados e em mistura nas espécies florestais *Schizolobium amazonicum* e *Ceiba pentandra* e verificaram que ambas as espécies apresentaram tolerância ao glyphosate na dose de 180 g e.a ha⁻¹. *C. pentandra* foi a espécie que se mostrou mais sensível aos herbicidas. Os autores observaram que, no decorrer das avaliações, os sintomas de fitotoxicidade foram se agravando, com evidente redução na altura e no número de folhas. Para ambas as espécies, a quantidade de biomassa e o comprimento de raízes foram atenuados pela ação dos herbicidas, tanto em mistura quanto isolados.

Apesar da tolerância de *S. amazonicum* e *C. pentandra* à menor dose de glyphosate, os dois herbicidas provocam danos. Corroborando os resultados obtidos com *S. amazonicum*

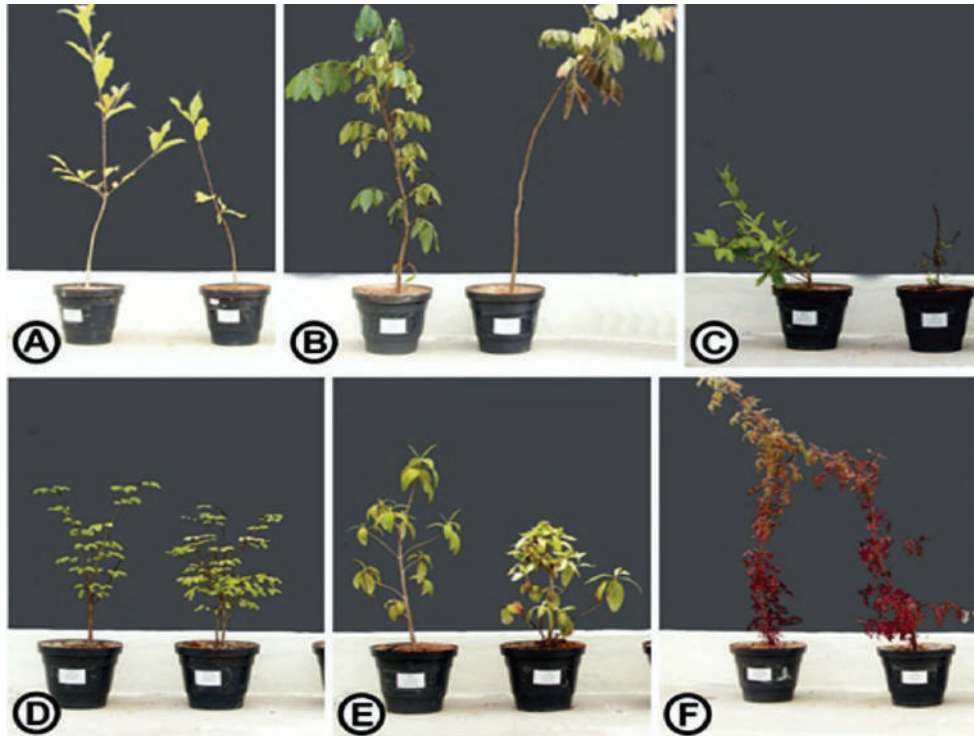


Figura 2

Aplicação de clomazone (3 L ha^{-1}) em espécies arbóreas. A muda da esquerda é não tratada.

A) *Terminalia argentea*, B) *Inga marginata*, C) *Psidium myrsinoides*, D) *Libidibia ferrea*, E) *Tibouchina granulosa* e F) *Schinopsis brasiliensis*.

e *C. pentandra*, Farias et al. (2012) constataram, em estudos com seringueiras (*Hevea brasiliensis*) submetidas ao mesmo herbicida, danos com redução do desenvolvimento das plantas em altura e diâmetro, no entanto, aos 180 dias após a aplicação do herbicida, foi verificada a retomada do crescimento.

O glyphosate, herbicida usado no controle de plantas daninhas em culturas diversas e em áreas de floresta, foi também avaliado quanto à capacidade de intoxicar as espécies sucupira-preta (*Bowdichia virgilioides*), pau-santo (*Kielmeyera lathrophyton*) e vinhático (*Plathymenia reticulata*). Nesse trabalho, Machado et al. (2013) verificaram que as plantas apresentaram sintomas de intoxicação, no entanto não houve interferência no desenvolvimento das mudas.

Em avaliação da seletividade de herbicidas sobre espécies nativas de florestas estacionais semidecíduais de São Paulo, utilizadas em projetos de restauração de ecossistemas

naturais degradados, Monquero et al. (2011) testaram as espécies florestais *Acacia polyphylla*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Ceiba speciosa* e *Luehea divaricata* quanto à sensibilidade aos herbicidas glyphosate, imazapyr, sulfentrazone e metribuzin. Foram avaliados os sintomas de fitotoxicidade e a biomassa da parte aérea das mudas. Os autores concluíram que, entre os herbicidas testados, o glyphosate foi o menos seletivo às espécies arbóreas. Além disso, para *C. speciosa*, o imazapyr foi o herbicida mais seletivo, seguido do sulfentrazone. O metribuzin foi seletivo para *A. polyphylla*. Para *E. contortisiliquum*, o metribuzin foi menos tóxico, seguido pelo sulfentrazone. Para *L. divaricata*, somente o sulfentrazone foi seletivo.

O conhecimento a respeito da sensibilidade de mudas de espécies florestais a herbicidas é importante, por constituir subsídio informativo para a restauração de ambientes contaminados por esses insumos. Os efeitos negativos provenientes da aplicação de herbicidas nas imediações de formação de povoamentos para restauração florestal estão condicionados ao tipo de herbicida utilizado, à dose, à intensidade e ao modo de aplicação, além da textura e do teor de matéria orgânica no solo (RESENDE; LELES, 2017).

Fiore et al. (2016), objetivando selecionar espécies arbóreas provenientes de mata ciliar para a rizodegradação de ambientes contaminados por 2,4-D e atrazine, valendo-se de avaliações de medidas de crescimento, do acúmulo de biomassa e da nutrição foliar, constataram que a maioria das espécies apresentou incremento em macronutrientes, mesmo submetidas à aplicação dos herbicidas, tendo o ingá se mostrado tolerante em relação à análise de crescimento. O ipê-amarelo (*Handroanthus serratifolius*) e o cedro (*Cedrela fissilis*) foram as espécies mais sensíveis à presença dos herbicidas.

Também trabalhando com espécies ripárias, porém com os herbicidas imazapyr, atrazine, acetochlor e oxyfluorfen, em subdoses, Ferreira et al. (2005) puderam observar que o acetochlor apresentou bons resultados em relação à sobrevivência das mudas de pau-cigarra (*Senna multijuga*), fedegoso (*Senna macranthera*), fumo-bravo (*Solanum granuloso leprosum*) e pau-pólvora (*Trema micranta*). Contudo, *T. micranta* foi suscetível à ação do imazapyr. Ainda se tratando de sobrevivência de mudas, *S. multijuga* foi sensível aos herbicidas imazapyr e atrazine; *S. macranthera* foi sensível ao imazapyr; enquanto *S. granuloso leprosum* mostrou-se sensível a imazapyr, atrazine e oxyfluorfen.

Como mencionado, a água é um fator limitante ao crescimento e desenvolvimento de mudas. É fundamental que as plantas estejam em um ótimo estado fisiológico para que o metabolismo de moléculas ocorra. Nesse sentido, Aguiar et al. (2016) avaliaram a sensibilidade, a eficiência do uso da água e a capacidade remediadora de espécies arbóreas submetidas a substrato tratado com atrazine, clomazone e 2,4-D. Os autores verificaram que, em relação à remediação do solo, ingá (*Inga striata*) e pau-ferro (*Libidibia ferrea*)

(Mart. ex Tul. L. P. Queiroz)) foram potencialmente remediadoras para os herbicidas atrazine e clomazone, dentre as espécies testadas. Santa Rita (*Richeria grandis*) e candeia (*Eremanthus crotonoides*) mostraram-se mais sensíveis ao atrazine, clomazone e 2,4-D. As espécies breu (*Protium heptaphyllum*), pau-santo (*Kielmeyera latrophyton*), ingá (*Inga striata*) e pau-ferro (*Ceaesalpineia ferrea*) foram o grupo de menor sensibilidade (AGUIAR et al., 2016).

3.1.3 Efeito de herbicidas sobre plantas adultas

As plantas daninhas interferem nas áreas reflorestadas e provocam prejuízos quando não manejadas corretamente. A principal ferramenta para manejo dessas plantas é o herbicida; portanto, o conhecimento da sensibilidade de espécies arbóreas adultas a herbicidas se faz necessário no manejo silvicultural.

Além dos produtos pulverizados que podem afetar o crescimento das árvores, a depender da tecnologia de aplicação e da vida útil da molécula após liberação no ambiente, os herbicidas também podem atingir formações ripárias e florestais a montante ou a jusante das áreas de cultivos. Após denúncia feita à Associação de Proteção ao Ambiente Natural (ASPAN) da cidade de São Borja, Rio Grande do Sul, ao Ministério Público, em decorrência do uso de clomazone, foram constatados efeitos danosos dos herbicidas em plantas nativas, como cedro (*Cedrela fissilis*), guaçatunga (*Casearia sp.*), canafistula (*Peltophorum dubium*), açoita-cavalo (*Luehea divaricata*), xaxim (*Dicksonia sellowiana*), samambaia (inclusive as cultivadas em vasos no interior das residências), nhapindá (*Acacia recurva*), cipó-de-estribo (*Dalbergia frutescens*), taiuiá (*Cayaponia tayuya*), cataia (*Drymis brasiliensis*), camboatá (*Matayba elaeagnoides*), araçá (*Psidium cattleianum*), dentre outras. Essas espécies apresentaram sintomas típicos do efeito danoso desse herbicida, como cloroses e retorcimento nas folhas, e anomalias de crescimento.

Para detecção de modificações antes mesmo do aparecimento dos sintomas visíveis, a fluorescência da clorofila tem sido empregada como um método diagnóstico rápido e não destrutivo para revelar e quantificar danos no aparato fotossintético das folhas em plantas daninhas, culturas e árvores ornamentais/coníferas, em resposta ao estresse ambiental, assim como em resposta aos herbicidas (BELO et al., 2011). Nesse sentido, Araldi et al. (2015) avaliaram a fluorescência de clorofila e a taxa de transporte de elétrons em guanandi (*Calophyllum brasiliense*), após aplicação de bentazon, sulfentrazone, isoxaflutole, atrazine e glyphosate em pós-emergência. Os pesquisadores verificaram que as plantas apresentaram maior sensibilidade ao atrazine que aos demais tratamentos, em relação à fluorescência da clorofila. O bentazon, inibidor do fotossistema II, não ocasionou maiores

alterações no transporte de elétrons na espécie nos períodos avaliados. Percebe-se, então, que guanandi é sensível ao herbicida atrazine em relação à fluorescência da clorofila.

3.2 Espécies florestais tolerantes/sensíveis a herbicidas

Nas Tabelas 1 e 2 estão listadas algumas espécies florestais e sua tolerância a herbicidas. Ressalta-se que esse tipo de prospecção é importante para o conhecimento das espécies, uma vez que tem papel fundamental na definição de estratégias de produção, de recuperação e de recomposição, além de ser subsídio para a realização de pesquisas nas áreas de conservação ambiental e sustentabilidade.

A classificação de espécies arbóreas em grupos ecológicos é habitual, especialmente quanto à exigência de luz. As diversas classificações (LAMPRECHT, 1990; LEITÃO FILHO, 1993) caracterizam-se quanto às denominações e às variáveis empregadas em relação à exigência lumínica de cada espécie. Contudo, essas classificações também levam em consideração, na divisão das espécies florestais, aquelas de estádios iniciais e tardios da sucessão. Em trabalhos desenvolvidos com o intuito de avaliar a sensibilidade de espécies florestais a herbicidas, tem sido verificado que a maioria das tolerantes é do grupo pioneira (AGUIAR et al., 2016; FIORE et al., 2016; CABRAL et al., 2017b).

Quanto ao estágio sucessional, as espécies destacadas nas Tabelas 1 e 2 foram classificadas em pioneiras e não pioneiras. Espécies pioneiras se desenvolvem em clareiras, nas bordas da floresta ou em locais abertos, sendo visivelmente dependentes de condições de maior luminosidade, não ocorrendo, em geral, no sub-bosque (SANTOS SILVA et al., 2004). Já as espécies não pioneiras podem ser divididas em secundárias iniciais, espécies que se desenvolvem em clareiras pequenas ou, mais raramente, no sub-bosque, em sombreamento, podendo também ocorrer em áreas de antigas clareiras, próximo às espécies pioneiras (SANTOS SILVA et al., 2004); e em secundárias tardias, espécies que se desenvolvem em sub-bosque permanentemente sombreado, neste caso pequenas árvores ou espécies arbóreas de grande porte que se desenvolvem lentamente em ambientes sombreados, podendo alcançar o dossel ou ser emergentes (SANTOS SILVA et al., 2004).

Diante do exposto, é relevante o conhecimento da sensibilidade das espécies arbóreas a herbicidas, nos vários estádios sucessionais, em virtude da grande utilização desses agrotóxicos a montante de formações vegetacionais, seja em culturas ou em áreas de pastagem. Outro ponto se refere a projetos de recuperação de áreas com histórico de aplicação de herbicidas. Nesses sítios é importante conhecer a sensibilidade das espécies a serem utilizadas, visando à economia de tempo e insumos. Espécies sensíveis podem ser usadas como bioindicadoras, fornecendo informações dos possíveis resíduos presentes no solo.

Tabela 1 - Espécies florestais de diferentes grupos ecológicos tolerantes a herbicidas

Família/Espécie	Grupo Ecológico	Herbicida	Fonte
Anacardiaceae			
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	Não pioneira	2,4-D; clomazone	Fiore et al. (2016); Cabral et al. (2017b)
<i>Tapirira guianensis</i>	Pioneira	atrazine, clomazone, 2,4-D	Aguiar et al. (2016)
Bignoniaceae			
<i>Jacaranda puberula</i>	Não pioneira	2,4-D, atrazine	Fiore et al. (2016)
Cannabaceae			
<i>Trema micrantha</i>	Pioneira	acetochlor, imazapyr	Ferreira et al. (2005)
Calophyllaceae			
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Não Pioneira	2,4-D bentazon, glyphosate, sulfentrazone, isoxaflutole	Araldi et al. (2015)
Combretaceae			
<i>Terminalia argentea</i>	Não pioneira	2,4- D atrazine	Araldi et al. (2015)
Euphorbiaceae			
<i>Croton urucurana</i>	Pioneira	sethoxidim, isoxaflutole, bentazon	Brancalion et al. (2009)
<i>Hevea brasiliensis</i>	Pioneira	glyphosate	Farias et al. (2012)
<i>Hura crepitans</i>	Não pioneira	2,4-D, glyphosate	Fredericksen et al. (2002)
Fabaceae			
<i>Acacia polyphylla</i>	Pioneira	metribuzin	Monquero et al. (2011)
<i>Bowdickia virgilioides</i>	Pioneira	glyphosate	Machado et al. (2013)
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Pioneira	metribuzin, sulfentrazone	Monquero et al. (2011)
<i>Inga marginata</i>	Pioneira	2,4-D, clomazone	Fiore et al. (2016); Cabral et al. (2017b)
<i>Microchaete centrolobium</i>	Não pioneira	2,4-D, glyphosate	Fredericksen et al. (2002)
<i>Plathymenia reticulata</i>	Pioneira	glyphosate	Machado et al. (2013)
<i>Poincianella pluviosa</i>	Pioneira	atrazine, 2,4-D, glyphosate	Fiore et al. (2016); Fredericksen et al. (2002)
<i>Schizolobium parahyba</i>	Pioneira	2,4-D, clomazone	Pariona et al. (2002); Fiore et al. (2016); Cabral et al. (2017b)
<i>Senna macranthera</i>	Pioneira	acetochlor	Ferreira et al. (2005)
<i>Senna multijuga</i>	Pioneira	acetochlor, sethoxidim, isoxaflutole, bentazon	Ferreira et al. (2005); Brancalion et al. (2009)

Tabela 1, cont.

Família/Espécie	Grupo Ecológico	Herbicida	Fonte
Malvaceae			
<i>Ceiba speciosa</i>	Não pioneira	imazapyr, sulfentrazone	Monquero et al. (2011)
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Pioneira	sethoxidim, isoxaflutole, berntazon	Brancaion et al. (2009)
Melastomataceae			
<i>Tibouchina granulosa</i>	Pioneira	2,4-D	Fiore et al. (2016)
Myrtaceae			
<i>Psidium myrsinoides</i>	Não pioneira	atrazine	Fiore et al. (2016)
Salicaceae			
<i>Salix viminalis</i>	Não pioneira	4-clorofenol (4-CP)	Ucisik et al. (2007)

A família Fabaceae (leguminosa) foi muito representativa dentre as espécies citadas nas Tabelas 1 e 2. O uso de espécies dessa família na restauração de áreas degradadas é importante, por causa da relação mutualística de bactérias fixadoras de nitrogênio em suas raízes. Essa característica pode favorecer as Fabaceae quando em ambiente contaminado por pesticidas, conferindo-lhes uma tolerância diferencial ao contaminante. Nessa associação, as bactérias vivem em nódulos nas raízes e proveem nitrogênio assimilável para a planta, em troca de carboidratos (LARCHER, 2004).

Embora possam viver livremente no ambiente, essa associação oferece benefícios para as bactérias, pois a planta é uma fonte abundante de carboidratos (EVANS, 1989). Em contrapartida, as bactérias estabelecem um ambiente único na rizosfera, que viabiliza a ocorrência de organismos capazes de promover a quebra do componente orgânico no solo, processo denominado rizodegradação, que também é conhecida por degradação de planta assistida, biorremediação de planta assistida e aumento da biodegradação da rizosfera.

A influência da rizosfera é um importante processo a ser mencionado quando se fala em fitorremediação de herbicidas. É na rizosfera que ocorre o aumento da biomassa microbiana, pois as raízes ocupam fisicamente o solo, aumentando a aeração e instituindo condições mais favoráveis aos microrganismos. Esses são estimulados por meio da liberação de exsudados radiculares (aminoácidos, carboidratos e ácidos orgânicos) e pela decomposição do material vegetal (BICALHO, 2007; ANDRADE et al., 2016). Esse *start* fornecido à microbiota associada às raízes das plantas é conhecido como fitoestimulação,

Tabela 2 – Espécies florestais de diferentes grupos ecológicos sensíveis a herbicidas

Família/Espécie	Grupo Ecológico	Herbicida	Fonte
Asteraceae			
<i>Eremanthus crotonoides</i>	Pioneira	atrazine, clomazone, 2,4-D	Aguiar et al. (2016)
Bignoniaceae			
<i>Handroantus serratifolius</i>	Não pioneira	2,4-D, clomazone	Fiore et al. (2016); Cabral et al. (2017b)
Burseraceae			
<i>Protium heptaphyllum</i>	Não pioneira	atrazine, clomazone, 2,4-D	Aguiar et al. (2016)
Calophyllaceae			
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Não pioneira	atrazine, clomazone, 2,4-D	Araldi et al. (2015); Fiore et al. (2016)
<i>Kielmeyera lathrophyton</i>	Não pioneira	atrazine, clomazone, 2,4-D	Aguiar et al. (2016); Machado et al. (2013).
Fabaceae			
<i>Acacia polyphylla</i>	Pioneira	glyphosate	Monquero et al. (2011)
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Pioneira	glyphosate	Monquero et al. (2011)
<i>Inga striata</i>	Não Pioneira	atrazine, clomazone, 2,4-D	Aguiar et al. (2016)
<i>Libidibia ferrea</i>	Não Pioneira	clomazone, 2,4-D	Fiore et al. (2016)
<i>Senna macranthera</i>	Pioneira	imazapyr,	Ferreira et al. (2005)
<i>Senna multijuga</i>	Pioneira	imazapyr, atrazine	Ferreira et al. (2005); Brancalion et al. (2009)
Malvaceae			
<i>Luehea divaricata</i>	Pioneira	Sulfentrazone	Monquero et al. (2011)
Meliaceae			
<i>Cedrela fissilis</i>	Não pioneira	atrazine, clomazone, 2,4-D	Fiore et al. (2016); Cabral et al. (2017)
Phyllanthaceae			
<i>Richeria grandis</i>	Não pioneira	atrazine, clomazone, 2,4-D	Aguiar et al. (2016)
Solanaceae			
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	Pioneira	imazapyr, atrazine, oxyfluorfen	Ferreira et al. (2005)

principal mecanismo atuante na remediação de herbicidas e outros compostos orgânicos (PIRES et al., 2005). Os microrganismos beneficiados por esse processo viabilizam a decomposição dos contaminantes orgânicos, degradando suas moléculas e reduzindo a toxicidade (JONER; LEYVAL, 2003).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na agropecuária, é constante a demanda pelo método de controle químico das plantas daninhas. Se por um lado, verifica-se queda na taxa de novos desmatamentos, por outro, ainda é crescente a área total onde se aplicam herbicidas. A diversidade de compostos e o número de aplicações ao longo do ano tornam a vegetação nativa remanescente suscetível aos resíduos desses compostos, seja pela atmosfera, seja pelo solo. Apesar desse cenário já caracterizar, por si, a necessidade de estudos sobre a sensibilidade de espécies arbóreas a herbicidas, é preciso considerar também a necessidade de reflorestamento de áreas consideradas degradadas.

Os procedimentos para produção de mudas são cada vez mais tecnicados e sensíveis a problemas semelhantes àqueles de qualquer produção agropecuária: forte dependência de mão de obra especializada e necessidade de redução dos custos. Nesse cenário, a adoção do controle químico ainda na produção de mudas é alternativa viável e deve ser explorada.

Antes mesmo de irem para o campo, as espécies florestais são multiplicadas em viveiros de forma sexuada ou vegetativamente. Ambas as situações constituem processos onerosos, cujo custo de produção sofrerá forte alteração com a infestação de plantas daninhas. Assim, a informação sobre a tolerância a herbicidas interessa não somente para evitar produtos mais danosos a espécies sensíveis, mas também como mecanismo de controle de plantas daninhas.

Diante disso, menciona-se o crescente volume de pesquisas que comprovam a dificuldade de recomposição de matas onde predominam espécies daninhas de difícil controle, como as braquiárias. A adoção de herbicidas tem sido opção comprovada como auxiliar a outras formas de controle, por exemplo, o cultural e o mecânico.

Por fim, o manejo integrado de plantas daninhas em áreas para recuperação florestal tende a depender do uso, mesmo que na fase inicial, de alguns grupos de herbicidas, sendo, para isso, determinante o estudo do impacto de cada molécula às diferentes espécies vegetais usadas nessa recuperação.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; SCHAEFER, C. E. (Ed). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: SBCS, 2000. p. 299-352.
- AGUIAR L, M.; SANTOS, J. B.; COSTA, V. A. et al. Herbicide tolerance and water use efficiency in forest species used in degraded areas recovery programs. **Bosque**, v. 37, n. 3, p. 493-500, 2016.
- ANDERSON, W. P. **Weed science: principles**. St. Paul: Wes Publ., 1983. 655 p.
- ANDRADE, A. S.; REIS, M. R.; DRUMOND, L. C. D. et al. Potencial de lixiviação de herbicidas em solos agrícolas na região do Alto Paranaíba (MG). **Pesticidas: R. Ecotoxicol. Meioamb.**, v. 21, n. 1, p. 95-102, 2011.
- ANDRADE, J. P.; SOUZA, P. M. L.; LUCENA, W. G. L. Ranking of environmental degradation in regions and states of Brazil clasificación de la degradación ambiental en los estados y en las regiones de Brasil. **Reunir**, v. 6, n. 1, p. 68-82, 2016.
- ARALDI, R.; CORNIANI, N.; TROPALDI, L. et al. Chlorophyll fluorescence in guanandi tree (*Calophyllum brasiliense*) after herbicide application. **Planta Daninha**, v. 33, n. 1, p. 77-82, 2015.
- BAKER, H. G. Some aspects of the natural history of seed banks. In: LECK, M. A.; PARKER, T. V.; SIMPSON. R. L. (Ed.). **Ecology of soil seed banks**. New York: Academic Press, 1989. p. 9-21.
- BELO, A. F.; COELHO, A. T. C. P.; TIRONI, S. P. et al. Atividade fotossintética de plantas cultivadas em solo contaminado com picloram. **Planta Daninha**, v. 29, n. 4, p. 885-892, 2011.
- BICALHO, S. T. T. **As matas ciliares na dinâmica dos pesticidas**. 2007.162 f. Tese (Doutorado em Ciências – Microbiologia) – Instituto de Microbiologia, Centro de Ciências da Saúde, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.
- BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I.; MACHADO, R. P. et al. Seletividade dos herbicidas setoxidim, isoxaflutol e bentazon a espécies arbóreas nativas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 3, p. 251-257, 2009.
- BRASIL. MINISTÉRIO DE AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). **AGROFIT (Sistema de Agrotóxicos fitossanitários)**. Disponível em: <http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons>. Acesso em: 03 jan. 2018.
- BRANDÃO BRITTO, F.; VASCO, A. N.; PEREIRA, A. P. S. et al. Herbicidas no Alto Rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, n. 2, p. 390-398, abr.-jun. 2012.

BRANDÃO BRITTO, F.; VASCO, A. N.; PEREIRA, A. P. S. et al. Herbicidas no Alto Rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, n. 2, p. 390-398, 2012.

BROADLEY, M.; WHITE, P. J.; HAMMOND, J. P. et al. Zinc in plants. **New Phytol.** v. 173, p. 677-702, 2007.

CABRAL, C. M.; SANTOS, J. B.; FERREIRA, E. A. et al. Structural evaluation of damage caused by herbicide clomazone in leaves of arborescent species native to Brazil. **Planta Daninha**, v. 35, p. e017152000, 2017a.

CABRAL, C. M.; SANTOS, J. B.; FERREIRA, E. A. et al. Tolerance to the herbicide clomazone and potential for changes of forest species **Bioscience Journal**, v. 33, p. 897-904, 2017b.

CARVALHO, N. M.; NAKAGAWA, J. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. 4. ed. Jaboticabal: FUNEP, 2000. 588 p.

CHRISTOFFOLETI, P. J.; NICOLAI, M.; LÓPEZ-OVEJERO, R. F. et al. **Resistência de plantas daninhas a herbicidas: termos e definições importantes em aspectos de resistência de plantas daninhas a herbicidas**. 4. ed. Piracicaba: Associação Brasileira de Ação à Resistência de Plantas Daninhas ao Herbicidas, 2016. 262 p.

COUTINHO, H. D.; BARBOSA, A. R. Fitorremediação: considerações gerais e características de utilização. **Silva Lusitana**, v. 15, n. 1, p. 103-117, 2007.

DIAS-FILHO, M. B. **Diagnóstico das pastagens no Brasil**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2014. 36 p.

EVANS, J. R. Photosynthesis and nitrogen relationship in leaves of C3 plants. **Oecologia**, v. 78, p. 9-19, 1989.

FARIAS, C. M. C.; RANDON NETO, R. M.; YAMASHITA, O. M. et al. Efeitos de subdoses de glyphosate em plantas jovens de seringueira (*Hevea brasiliensis*) Aubl. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 11, n. 1, p. 119-125, 2012.

FERNANDES, L. A.; FURTINI NETO, A. E.; FONSECA, F. C. et al. Crescimento inicial, níveis críticos de fósforo e frações fosfatadas em espécies florestais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 6, p. 1191-1198, 2000.

FERREIRA, R. A.; DAVIDE, A. C.; ALCÂNTARA, E. N. et al. Efeito de herbicidas de pré-emergência sobre o desenvolvimento inicial de espécies arbóreas. **Revista Brasileira de Herbicida**, v. 4, n. 1, p. 1-13. 2005.

FERREIRA, R. A.; SANTOS, P. L.; ARAGÃO, A. G. et al. Semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no baixo São Francisco em Sergipe. **Scientia Forestalis**, v. 37, n. 81, p. 37-46, 2009.

FERREIRA, M. G. **Desenvolvimento inicial de espécies arbóreas em solo contaminado com auxinas sintéticas**. 2017. 55 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2017.

IORE, R. A.; SANTOS, J. B.; FERREIRA, E. A. et al. Growth and nutritional analysis of tree species in contaminated substrate by leachable herbicides. **Revista Árvore**, v. 40, n. 4, p. 585-594, 2016.

FREDERICKSEN, T. S.; PARIONA, W. Effect of skidder disturbance on commercial tree regeneration in logging gaps in a Bolivian Tropical Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 171, p. 223-230, 2002.

GALINDO, C. A. M. **Absorção de água, germinação e dormência de Mucuna-preta**. 2006. 97 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, SP, 2006.

GRUBER, Y. B. G. **Otimização da lâmina de irrigação na produção de mudas clonais de eucalipto (*Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus urophylla* var. *plathyphylla*)**. 2006. 145 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Mudanças na cobertura e uso da terra do Brasil 2000 – 2010 – 2012 – 2014**. Rio de Janeiro: IBGE, 2016. 29 p.

JONER, E. J.; LEYVAL, C. Phytoremediation of organic pollutants using mycorrhizal plants: A new aspect of rhizosphere interactions. **Agronomie**, v. 23 p. 495-502, 2003.

LABOURIAU, L. G. **A germinação de sementes**. Washington: OEA, 1983. 174 p.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas: possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Eschborn: Instituto de Silvicultura da Universidade de Göttingen, GTZ, 1990. 343 p.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 2004. 531 p.

LEITÃO FILHO, H. F. **Ecologia da mata atlântica em Cubatão**. São Paulo: UNESP/ UNICAMP, 1993. 184 p.

MACHADO, V. M.; SANTOS, J. B.; PEREIRA, I. M. et al. Avaliação do banco de sementes de uma área em processo de recuperação em cerrado campestre. **Planta Daninha**, v. 31, n. 2, p. 303-312, 2013.

MARQUES, M.; ROSA, G. S.; AGUIAR, C. R. C. et al. Seedling emergence and biomass growth of oleaginous and other tropical species in oil contaminated soil. **The Open Waste Management Journal**. v. 3. p. 26-32, 2010.

- MARQUES, M.; AGUIAR, C. R. C.; SILVA J. J. L. S. Desafios técnicos e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1-11, 2011.
- MONQUERO, P. A.; PENHA, A. S.; ORZARI, I. et al. Seletividade de herbicidas em mudas das espécies nativas *Acacia polyphylla*, *Enterolobium contortisiliquum* (Fabaceae), *Ceiba speciosa* e *Luehea divaricata* (Malvaceae). **Planta Daninha**, v. 29, n. 1, p. 159-168, 2011.
- MORAES, P. V. D.; ROSSI, P. Comportamento ambiental do glifosato. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 9, n. 3, p. 22-35, 2010.
- OLIVEIRA JR., J. R. Mecanismo de ação de herbicidas. In: OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. (Ed.). **Biologia e manejo de plantas daninhas**, 2011. p. 141-192.
- PATRA, M.; BHOWMIK, N.; BANDOPADHYAY, B. et al. Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. **Environmental and Experimental Botany**. v. 52, n. 3. p. 199-223, 2004.
- PEREIRA H. F. Sensibilidade de plântulas de pau-jacaré e fedegoso a resíduos de fomesafen. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2017.
- PERESSIN, V. A.; VICTÓRIA FILHO, R.; PERECIN, D. Misturas de herbicidas: efeitos de adjuvantes no controle de plantas infestantes na cultura da soja. **Bragantia**, v. 56, n. 1, p. 103-116, 1997.
- PIRES, F. R.; SOUZA, C. M.; SILVA, A. A. et al. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta Daninha**, v. 21, n. 2, p. 335-341, 2003.
- PIRES, F. R.; SOUZA, C. M.; CECON, P. R. et al. Inferências sobre atividade rizosférica de espécies com potencial para fitorremediação do herbicida tebuthiuron. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29 p. 627-634, 2005.
- RESENDE, A. S.; LELES, P. S. S. Controle de plantas daninhas em restauração florestal. 1. ed. Brasília: Embrapa, 2017. 107 p.
- ROSA, G. S. **Avaliação do potencial de espécies vegetais na fitorremediação de solos contaminados por petróleo**. 2006. 144 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.
- SANCHES, S. M.; SILVA, C. H. T. P.; CAMPOS, S. X. et al. Pesticidas e seus respectivos riscos associados à contaminação da água. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 13, p. 53-58, jan./dez. 2003.
- SANTOS SILVA, J. H.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A. et al. Distinção de grupos ecológicos de espécies florestais por meio de técnicas multivariadas. **Revista Árvore**, v. 28, n. 3, p. 387-396, 2004.

SILVA, A. A.; FERREIRA, F. A.; FERREIRA, L. R. et al. (Ed.) **Tópicos em manejo de plantas daninhas**. Viçosa: UFV, 2007. p. 367.

STEFFEN, G. P. K.; STEFFEN, R. B.; ANTONIOLLI, Z. I. Contaminação do solo e da água pelo uso de agrotóxicos. **Tecno-Lógica**, v. 15, n. 1, p. 15-21, 2011.

SPADOTTO, C. A. Abordagem interdisciplinar na avaliação ambiental de agrotóxicos. **Revista Núcleo de Pesquisa Interdisciplinar**, São Manuel: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 9 p.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MOLLER, I. M. et al. **Fisiologia desenvolvimento vegetal**. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017. 888 p.

TEIXEIRA, M. F. F.; ANDRADE, L. C. L.; BIESDORF, E. M. et al. Leaching sulfentrazone in North soils of Minas Gerais cultivated with sugar cane. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 16, n. 3, p. 246-255, 2017.

UCISIK, A. S.; TRAPP, S. Uptake, removal, accumulation, and phytotoxicity of chlorophenol in willow trees. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 54, n. 4. p. 619-627, 2008.

WILHELM, W. W.; McMASTER, G. S. Importance of the phyllochron in studying development and growth in grasses. **Crop Science**, v. 35, n.1, p.1-3, 1995.

YAMASHITA, O. M.; BETONI, J. R.; GUIMARÃES, S. C.; ESPINOSA M. M. Influence of glyphosate and 2,4-D in initial development of forest species. **Scientia Forestalis**, v. 37, n. 84, p. 359-366, 2009.

ZANELLA, R.; PRIMEL, E. G.; GONÇALVES, F. F. et al. Study of the degradation of the herbicide clomazone in distilled and in irrigated rice field waters using HPLC-DAD and GC-MS. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 19, n. 5, p. 987-995, 2008.

CAPÍTULO 4

Espécies florestais remediadoras de ecossistemas com resíduos de herbicidas

Elizzandra Marta Martins Gandini
Naiane Maria Corrêa dos Santos
José Barbosa dos Santos
Israel Marinho Pereira

1. INTRODUÇÃO

O afloramento dos problemas ambientais e a necessidade de recuperação de áreas degradadas têm proporcionado crescente interesse sobre o conhecimento das espécies nativas e seu comportamento em diversos ambientes. Apesar dos esforços e do conhecimento já acumulado sobre essas espécies, muitos questionamentos ainda existem e pouco se sabe sobre elas, principalmente em programas de fitorremediação.

Por meio de diversos estudos, espécies florestais dos biomas Cerrado e Mata Atlântica foram caracterizadas como possíveis remediadoras de ambientes contaminados por metais. Alguns exemplos para cobre e zinco são o ipê-roxo (*Handroanthus impetiginosus*) e o cedro-rosa (*Cedrela fissilis*) (CAIRES, 2005). Para áreas com resíduos de cobre são também relatados o angico (*Parapiptadenia rigida*), a canafistula (*Peltophorum dubium*) e a timbaúva (*Enterolobium contortisiliquum*) (SILVA et al., 2011). A embaúba (*Cecropia pachystachya*) é descrita como remediadora de áreas com alumínio, cálcio, cobre, cromo, ferro, magnésio, manganês, níquel e zinco (IRIE et al., 2008), enquanto *Qualea grandifolia*, *Q. parviflora*, *Q. multiflora*, *Vochysia thyrsoidea*, *V. elliptica*, *Miconia ferruginata* e *M. pohlianae* são relacionadas ao alumínio (HARIDASAN, 1982).

As condições tropicais favoráveis, o uso da monocultura, as extensas áreas agrícolas e a agricultura intensiva colocam o Brasil em posição de destaque no cenário mundial de produção de alimentos, no entanto o país apresenta ambientes propícios ao surgimento de problemas fitossanitários (GAZZIERO, 2015). Assim, a crescente utilização de agrotóxicos na produção de alimentos ocasiona transtornos e modificações no

ambiente, como a contaminação de seres vivos e a acumulação nos segmentos bióticos e abióticos dos ecossistemas - biota, água, ar, solo, sedimentos, dentre outros (PERES; MOREIRA, 2003). Como resultado, tem-se: diminuição na diversidade e na abundância de polinizadores, fundamentais para a produção agrícola (PINHEIRO; FREITAS, 2010); danos aos inimigos naturais, podendo influenciar a relação predador-presa (HANLON; RELYEA, 2013); e influências diretas ou indiretas na população de macro e microfauna (MORAES; ROSSI, 2010).

A avaliação da biodegradação de herbicidas por meio do uso de espécies florestais como faixas de contenção, a exemplo de matas ciliares, está atrelada com a legislação – Código Florestal brasileiro (Lei nº 12.651/2012). As áreas de proteção permanentes (APPs) funcionam como faixas marginais de cursos-d'água naturais, exercendo a função de minimizar a concentração de agrotóxicos, como os herbicidas, evitando, assim, a poluição dos recursos hídricos e preservando a estabilidade geológica e a biodiversidade. Contudo, ainda são incipientes as pesquisas para avaliar a relação de espécies arbóreas, principalmente de áreas ripárias, que sejam efetivas na descontaminação de herbicidas em mananciais próximo a áreas de cultivo (FIORE, 2014).

2. REGIÃO NORTE DE MINAS: ECOSISTEMAS E REDE HIDROGRÁFICA

As grandes demandas por terras agricultáveis, somadas ao crescimento demográfico, à expansão da pecuária e à produção de carvão vegetal, causaram forte impacto sobre ecossistemas sensíveis às transformações, acarretando, entre outros impactos, o ressecamento de fontes de água.

A região norte de Minas Gerais engloba áreas com grande diversidade de ecossistemas interligados entre si, sendo eles: caatinga arbórea, caatinga sobre afloramentos calcários, cerrado, florestas estacionais semidecíduais, mata seca e veredas. Desde o início da atividade agropecuária, a ocupação do seu território tem sido marcada pela atividade antrópica sobre os distintos tipos de vegetação, principalmente para a formação de pastagens, visando à criação de gado, pilar da economia regional, ao extrativismo, ao carvoejamento e à extração de pedras.

Na superfície de aplainamento da Depressão São Francisco, desde os sopés das encostas dos planaltos e das serras, até os planaltos e as planícies fluviais, ocorrem as áreas de caatinga e de transição – caatinga, cerrado, floresta caducifólia e subcaducifólia. Ao longo dos cursos-d'água existentes na região e na parte mais oriental denominada Planalto da Conquista, tem-se formações florestais caducifólias e subcaducifólias, florestas e veredas de várzeas (COSTA et al., 2008).

Na região norte do Estado de Minas Gerais, verificam-se milhares de quilômetros de matas ciliares, em razão da ramificação de três principais bacias: São Francisco, Jequitinhonha e Rio Pardo, conforme ilustrado na Figura 1. Dentre essas bacias destaca-se a do Rio São Francisco, pois, além da sua extensão total, banhando cinco estados brasileiros, sua importância dentro do estado de Minas Gerais é justificada com base nas suas características de deflúvio e de vegetação.



Figura 1

Bacia hidrográfica do estado de Minas Gerais.

Fonte: IGTEC (2014).

No tocante à primeira característica, pode-se dizer que em Minas Gerais ocorrem 75% do deflúvio ou escoamento superficial (*run-off*). Trata-se do processo pelo qual a água da chuva precipita na superfície da terra e flui por ação da gravidade, das partes mais altas para as mais baixas, nos leitos dos rios e riachos para a calha do São Francisco. Vale destacar que a área da bacia responsável por esse montante do deflúvio corresponde a apenas 37% da área total, o que pode ser justificado pela origem dos aluviões recentes, dos arenitos e dos calcários, que dominam boa parte da bacia de drenagem.

Em relação à vegetação, sabe-se que dentro de Minas Gerais está a maior parte do cerrado que cobre, praticamente, metade da área da bacia, enquanto a caatinga predomina no nordeste baiano, onde as condições climáticas são mais severas. Um exemplar da floresta atlântica prejudicada pelo uso agrícola e pelas pastagens ocorre no Alto São Francisco, principalmente nas cabeceiras.

Além de milhares de hectares irrigados que utilizam a água do Rio São Francisco e afluentes no estado de Minas Gerais, destaca-se em seu território o maior projeto de irrigação da América Latina – o Projeto Jaíba, caracterizado pela agricultura intensiva e pelo alto consumo de agrotóxicos, notadamente herbicidas. A produção irrigada iniciou-se em 1988, e são centenas de lotes onde são produzidos, em ampla escala, frutas, legumes, sementes, açúcar e álcool. O projeto prevê a irrigação de 100 mil hectares de terra, com a maior área destinada à fruticultura, tendo a banana como a cultura de destaque (SANTOS; SILVA, 2010).

Essa importante malha hídrica corresponde a biomas com rica diversidade de espécies arbóreas, notadamente ao longo das matas ciliares.

Sabe-se que as matas ciliares desempenham múltiplas funções nos ecossistemas. As espécies vegetais nas APPs proporcionam: proteção física das margens dos rios; interação entre os ecossistemas terrestres e aquáticos; papel de corredor ecológico para a flora e a fauna; reciclagem de nutrientes; e empecilho ao escoamento direto de resíduos de agrotóxicos das áreas agrícolas mais elevadas diretamente para a água. Maior detalhamento sobre esse importante componente ambiental será tratado em outros capítulos deste livro.

A lixiviação dos herbicidas no solo está fortemente relacionada ao potencial dessas moléculas contaminarem os mananciais aquáticos. Especialmente no caso do bioma Cerrado, pouco se sabe até o momento sobre o comportamento dos herbicidas no solo (INOUE et al., 2014).

O elevado grau de degradação em que os ecossistemas se encontram tem alterado sua estrutura e seu funcionamento. As ações de restauração proporcionam condições necessárias ao desenvolvimento de espécies vegetais.

A adequação das propriedades rurais é uma preocupação do setor agropecuário e dos órgãos ambientais, com base no novo Código Florestal brasileiro, como também a implantação do Cadastro Ambiental Rural (CAR), que torna obrigatória a restauração das áreas de preservação permanente (APPs) com uso conflitante do solo e a implantação ou adequação da reserva legal (AGUIAR, 2015).

3. HERBICIDAS NO MEIO AMBIENTE

Minas Gerais destaca-se como um dos maiores produtores agrícolas do País, principalmente na produção de culturas como café, eucalipto, cana-de-açúcar, feijão, soja, milho e algodão, devendo ser ressaltado que grande parte da área plantada com essas culturas se encontra na região norte do estado (Alto São Francisco e Jequitinhonha (CONAB, 2016)). A produção de eucalipto em Minas Gerais está concentrada principalmente no leste do estado, com destaque para a Bacia do Vale do Jequitinhonha. Na região central do estado destacam-se o cultivo de cana-de-açúcar, a produção de leite e o cultivo de eucalipto em área da Bacia do Rio São Francisco.

A bovinocultura de corte e de leite é praticada em todo o estado, abrangendo também as duas bacias hidrográficas mencionadas, o que confere a essas regiões grandes áreas de pastagens naturais e cultivadas. Na produção de bovinos são utilizadas, principalmente, pastagens constituídas por gramíneas do gênero *Brachiaria*. Nessas áreas de pecuária são utilizados os herbicidas do grupo dos hormonais, que apresentam elevada persistência no solo, promovendo o controle de plantas daninhas por longos períodos. As moléculas mais utilizadas são 2,4-D e picloram (BRAGA et al., 2013). O norte do estado se destaca pelo cultivo de frutas, principalmente nas margens do Rio São Francisco e afluentes.

Na região localizada a oeste do Rio São Francisco, principalmente na divisa com o estado de Goiás, predomina o cultivo intensivo de feijão, milho, soja, algodão, hortaliças e sorgo. No norte de Minas Gerais, próximo à divisa com o estado da Bahia, tem-se a produção de cana-de-açúcar. Observa-se também o desenvolvimento da atividade de fruticultura, principalmente nas margens do São Francisco, ao norte do estado. O Vale do Rio Jequitinhonha caracteriza-se pelo cultivo de eucalipto e café no Alto e Médio Jequitinhonha.

Toda essa indústria do agronegócio investe milhões de dólares anualmente apenas em produtos fitossanitários, o que possibilita a aplicação de milhares de toneladas desses produtos químicos (CONAB, 2016; SINDAG, 2016). Dentre eles, destaca-se a classe dos herbicidas, que em 2011, de acordo com dados publicados pelo Instituto de Economia Agrícola (IEA), movimentou US\$ 2,74 bilhões, ou seja, 32,3% do faturamento total do setor, e respondeu por 48,8% da quantidade total vendida em produto comercial, totalizando 403.620 toneladas, que se destinaram principalmente para a soja, o milho safra e safrinha, o algodão, a cana-de-açúcar, o café, o arroz de sequeiro e as culturas de inverno. Algumas dessas culturas plantadas na região norte de Minas Gerais demandam grande aporte de agrotóxicos, destinados ao controle de plantas daninhas, pragas e doenças, principalmente na agricultura empresarial, caracterizada pelo elevado uso de tecnologia, como alto índice

de mecanização, irrigação e adubação. Outro fator importante é a intensidade de cultivo realizado nos solos dessas regiões agrícolas. É relevante destacar que todos esses produtos apresentam, muitas vezes, alto potencial de contaminação do solo e da água.

Nas três bacias hidrográficas existe um grande número de agricultores familiares. Principalmente na Bacia do Rio Jequitinhonha, a agricultura familiar caracteriza-se pelo menor uso de tecnologia, no entanto esses produtores fazem uso de agrotóxicos, sendo a intensidade de utilização desses produtos difícil de ser determinada, o que torna importante a avaliação de risco também nessas áreas.

O Brasil ocupa a liderança no *ranking* mundial de consumo de agrotóxicos, com destaque para os herbicidas, entre eles o glyphosate – agrotóxico mais utilizado no mundo, que corresponde a 50% do volume de herbicidas utilizados no País. O glyphosate, no entanto, é classificado como seguro ambientalmente. A Lei nº 7.802/89, que dispõe sobre normas relativas à cadeia de agrotóxicos, força as empresas a buscarem produtos cada vez menos tóxicos e prejudiciais ao meio ambiente (BELCHIOR et al., 2014).

Spadotto (2002) relatou que os processos de adsorção, absorção, decomposição, degradação, deriva, volatilização, lixiviação, escoamento superficial e, principalmente, as interações desses processos influenciam a fugacidade e tornam muito complexo o estudo de moléculas no ambiente. Além disso, o autor ressaltou a variedade de estruturas e propriedades das substâncias químicas, que somadas às condições meteorológicas, à composição das populações de microrganismos no solo, à presença ou ausência de plantas, à localização do solo na topografia e às práticas de manejo dificultam o monitoramento e a determinação de toxicidade dos produtos lançados.

Assim, características intrínsecas de cada região determinam a dinâmica dos produtos utilizados, e na maioria das vezes o destino final dos compostos é o recurso hídrico (ARIAS et al., 2007). No Brasil, a Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e adota a microbacia como unidade principal de estudo entre a rede de drenagem e as populações locais.

Devido à utilização intensiva de agrotóxicos, ao manejo de solo, à declividade do terreno, ao tipo de solo, dentre outros, a atividade agrícola em microbacias promove o acúmulo de herbicidas, inseticidas e fungicidas em águas de diferentes profundidades. Outro fator determinante é a pluviosidade do local; as chuvas são responsáveis por carrear o produto nos sentidos vertical e horizontal do solo, em direção a reservatórios ou rios. A precipitação também condensa moléculas de herbicidas e de outros agrotóxicos suspensas no ar, retornando-as para o solo. Portanto, em razão da grande variabilidade de condições ambientais e do alto número de moléculas aplicadas, a verificação da contaminação de

corpos-d'água por herbicidas utilizados em uma microbacia hidrográfica ocupada por cultivos agrícolas é um passo fundamental para a tomada de decisão no sentido de melhor gerenciamento das aplicações de herbicidas e proteção aos agrossistemas.

Uma das piores consequências da perda de agrotóxicos para locais indesejados ocorre em lavouras irrigadas: um grande volume de água, contendo os produtos que são solúveis, tem alta mobilidade no ambiente e infiltra com facilidade no solo, atingindo lençóis freáticos e mananciais superficiais, contaminando águas, muitas vezes, destinadas ao uso humano e animal (TOMITA; BEYRUTH, 2002).

Pesquisas que avaliam a lixiviação de herbicidas são realizadas em muitos países, visto que a movimentação das moléculas no perfil do solo pode alcançar zonas superficiais ou mesmo o lençol freático (LAVORENTI et al., 2003). Os produtos que permanecem mais tempo no solo, sem ser adsorvidos, degradados ou mineralizados, são mais passíveis de lixiviação.

Entre os grupos de herbicidas com alto potencial de contaminação do solo e dos cursos-d'água estão as triazinas, que incluem o herbicida atrazine, muito encontrado em águas superficiais e subterrâneas na América do Norte e em países da Europa (STRUTHERS et al., 1998). Os auxínicos, também chamados de hormonais, apresentam potencial de lixiviação, com destaque para o 2,4-D, muito utilizado e encontrado em meios aquáticos na Região Sul do Brasil (PRIMEL et al., 2005). O clomazone, outro herbicida lixiviável, atua inibindo a síntese de carotenoides.

O destino das moléculas de herbicidas no solo depende de suas propriedades químicas. A lixiviação dessas moléculas é influenciada pelas propriedades sorção e solubilidade (SILVA; SILVA, 2007). Normalmente, a quantidade de herbicida perdida pela movimentação no solo varia entre 0,1 e 1,0% do montante aplicado, contudo em certas situações esse percentual pode ser igual ou superior a 5,0%. Devido à sua ampla utilização, as moléculas de herbicidas são detectadas em estudos de qualidade das águas subterrâneas e superficiais (CARTER, 2000). O conhecimento desse comportamento dos herbicidas é importante para evitar a contaminação do meio ambiente.

A presença de agrotóxicos em ecossistemas aquáticos pode ser cumulativa, atingindo elevadas concentrações nos organismos ao longo de toda a cadeia trófica. Consequentemente, o ser humano também poder ser contaminado, por estar no topo da pirâmide alimentar (BELCHIOR et al., 2014).

Vários fatores determinam o destino dos herbicidas no ambiente, como absorção, escoamento superficial, difusão, degradação biológica, degradação química, volatilização e translocação (JAVARONI et al., 1999). As moléculas de herbicidas podem entrar em

contato com o meio ambiente de várias maneiras, por exemplo, na aplicação controlada, em um determinado estágio de desenvolvimento de uma cultura (GUIMARÃES, 1987).

O potencial de lixiviação e o efeito residual dos herbicidas podem ser avaliados por meio do uso de espécies vegetais, conhecidas como bioindicadoras, que expressam sua sensibilidade à molécula testada (BLANCO et al., 2010). A técnica envolve o emprego de plantas, sua microbiota associada, amenizantes do solo e práticas agronômicas, que, em conjunto, imobilizam, removem ou tornam os contaminantes inofensivos aos ecossistemas (PIRES et al., 2003).

Limitações ao uso da fitorremediação são observadas em solos contaminados com herbicidas, em comparação com solos contaminados com poluentes orgânicos ou inorgânicos, pois os herbicidas possuem a função de controlar plantas, sendo tóxicos para muitas espécies, principalmente quando em mistura com outros herbicidas ou outros agroquímicos (COUTINHO; BARBOSA, 2007).

O longo efeito residual dos herbicidas possibilita o controle efetivo de plantas daninhas por um período de tempo maior, reduzindo o número de aplicações e os gastos. Entretanto, ele pode provocar intoxicação em plantas sensíveis, cultivadas na mesma área pouco tempo depois, fenômeno chamado de *carryover*. O efeito residual do herbicida pode variar de meses a anos. Pires et al. (2003) relataram que esse fenômeno é observado para os herbicidas atrazine, fomezafen, imazaquin, tebuthiuron e trifloxysulfuron-methyl. Nessas situações, recomenda-se o uso de espécies vegetais para descontaminação do solo (KNUTESON et al., 2002).

Em solos contaminados deve-se realizar a remediação dos contaminantes, visando atender à legislação vigente e ao bem comum dos seres vivos. Pesquisas estão sendo realizadas com o intuito de buscar alternativas mais eficazes que possam remediar os solos e a água. A biotecnologia destaca-se por apresentar menor impacto ao meio ambiente e por utilizar microrganismos e plantas. Uma dessas técnicas é a fitorremediação, que emprega as espécies vegetais que obtêm a energia necessária para realizar a remediação proveniente do seu próprio metabolismo, quando realiza a fotossíntese (PEREIRA et al., 2013).

4. FITORREMEDIAÇÃO DE ÁREAS COM RESÍDUOS DE HERBICIDAS

A biorremediação é uma técnica que objetiva a descontaminação do solo e da água por meio de organismos e plantas. A fitorremediação é uma dessas técnicas e consiste no emprego de sistemas vegetais fotossintetizantes e sua microbiota, com a finalidade de desintoxicar ambientes que contêm xenobióticos como compostos inorgânicos, elementos químicos radioativos, hidrocarbonetos derivados de petróleo, pesticidas, explosivos, solventes clorados, resíduos orgânicos industriais, entre outros (GLASS, 1998). A técnica oferece várias vantagens, que devem ser levadas em conta. Grandes áreas podem ser tratadas de diversas maneiras, a baixo custo e com possibilidades de remediar águas contaminadas, solo e subsolo e, ao mesmo tempo, embelezar o ambiente (MAZZUCO, 2008).

O processo de fitorremediação pode ser classificado de acordo com a técnica a ser empregada, a natureza química ou a propriedade do poluente. De acordo com Procópio et al. (2008), a fitorremediação pode ser compreendida nos seguintes processos:

1. Fitoextração: técnica que consiste na absorção dos contaminantes pelas raízes, que nelas são armazenados, ou transportados e acumulados nas partes aéreas;
2. Fitoacumulação: o contaminante é armazenado em um órgão vegetal, sem modificação molecular do xenobiótico;
3. Fitodegradação: nesta técnica o poluente sofre bioconversão no interior das plantas ou em sua superfície, passando a formas menos tóxicas;
4. Fitovolatilização: é o processo pelo qual as plantas e/ou os microrganismos a elas associados ajudam a remover os poluentes do meio, pela volatilização destes;
5. Fitoestimulação: as raízes em crescimento promovem a proliferação de microrganismos degradativos na rizosfera, que usam os metabólitos exsudados da planta como fonte de carbono e energia. As plantas podem também secretar, elas próprias, enzimas biodegradativas;
6. Rizodegradação: o contaminante é biodegradado pela comunidade microbiana associada à rizosfera da espécie vegetal;
7. Rizovolatilização: o contaminante é rizotransformado a uma forma volátil, que é liberada na atmosfera; e
8. Rizoestabilização: esta técnica consiste na absorção e no acúmulo no tecido da raiz ou na precipitação dos contaminantes na rizosfera, ficando inativo no solo, mesmo se preservada a integridade da molécula.

O processo de fitorremediação é pautado na fisiologia vegetal, na bioquímica do solo e na química dos contaminantes, que, por consequência, promove a reabilitação da estrutura e da ecologia do solo, o aumento da quantidade de carbono orgânico, a porosidade e a infiltração da água no solo – o que reduz o processo erosivo, as trocas gasosas e o desenvolvimento dos microrganismos, processos promovidos pela presença da planta fitorremediadora. O Brasil tem muito potencial para uso da fitorremediação, devido à grande biodiversidade e ao clima favorável, que propiciam os processos biológicos no tratamento da poluição. O avanço tecnológico proporcionado pelo grande volume de pesquisas agrônômicas desenvolvidas confere ao Brasil uma vantagem estratégica para o desenvolvimento dessa técnica (MARQUES et al., 2011).

A técnica é baseada na seletividade, natural ou desenvolvida, que algumas espécies exibem a determinados tipos de compostos. A seletividade deve-se ao fato de os compostos orgânicos poderem ser translocados para outros tecidos da planta e subsequentemente volatilizados; eles podem ainda sofrer parcial ou completa degradação ou ser transformados em compostos menos tóxicos (PIRES et al., 2003). Estudos sobre a fitorremediação são realizados visando a uma série de benefícios para o meio ambiente e para as futuras gerações (PROCÓPIO et al., 2004; 2008; ASSIS et al., 2010; MADALÃO et al., 2012b; GALON et al., 2014). Vários são os poluentes, e a cada dia surge algo novo, trazendo algum tipo de dano para todo o habitat. Portanto, a utilização dessa técnica representa uma esperança na descontaminação ambiental.

Uma das principais limitações da fitorremediação é o desconhecimento de número significativo de espécies herbáceas, arbustivas ou arbóreas com potencial de atuarem em solos contaminados, sejam eles por metais pesados ou herbicidas. Esses solos apresentam certas limitações à fitorremediação por serem, muitas vezes, tóxicos às plantas, principalmente onde ocorrem misturas de poluentes, o que dificulta a seleção de plantas resistentes e fitorremediadoras para esse conjunto de compostos.

São várias as características desejadas para uma espécie fitorremediadora. Por ser difícil encontrar uma espécie que possua todas essas características, deve-se priorizar aquela que possua o maior número delas. De acordo com vários autores (CUNNINGHAM; OW, 1996; PERKOVICH et al., 1996; WATANABE, 1997; ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000), essas características devem ser:

1. capacidade de absorção, concentração e tolerância ao contaminante;
2. retenção dos contaminantes nas raízes, no caso da fitoestabilização, como oposto à transferência para a parte aérea, evitando sua manipulação e disposição;
3. absorção, translocação e acumulação na parte aérea no caso de fitoextração;

4. sistema radicular profundo e denso;
5. alta taxa de acumulação mesmo em baixas concentrações do contaminante;
6. capacidade concomitante de acumular diversos contaminantes;
7. fácil colheita, quando for necessária a remoção da planta, da área contaminada;
8. elevada taxa de exsudação radicular;
9. resistência a pragas e doenças;
10. fácil aquisição e multiplicação de propágulos;
11. fácil controle ou erradicação;
12. capacidade de se desenvolver bem em ambientes diversos; e
13. ocorrência natural em áreas poluídas.

O primeiro passo ao se implantar o programa de fitorremediação é conhecer as características físico-químicas do solo e do contaminante, bem como a sua distribuição na área. Fatores que possam interferir negativamente no desempenho das plantas remediadoras devem ser controlados ou reduzidos, favorecendo o processo de descontaminação (PIRES et al., 2003).

5. ESPÉCIES FLORESTAIS NA FITORREMEDIAÇÃO DE ÁREAS COM RESÍDUOS DE HERBICIDAS

Em programas de recuperação de áreas degradadas, a revegetação apresenta vantagens, sobretudo quando são utilizadas espécies nativas, devido à sua natureza permanente, combinada a fatores como: baixos custos de manutenção, proteção contra erosão eólica e hídrica, melhoria da estrutura do solo, aumento da fertilidade do solo e recuperação estética da área (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000).

As espécies florestais nativas apresentam grande formação de biomassa na parte aérea, resistência, perenidade, desenvolvimento radicular e uma grande diversidade genética, o que potencializa o seu uso como fitorremediadora, diante da grande variedade de contaminantes que podem ser encontrados no solo (CAIRES, 2005). Pode-se enfatizar também a capacidade que essas espécies têm, enquanto mudas, de tolerar os contaminantes e a possibilidade de fitoextrair e acumular, sem prejuízos a planta.

As espécies arbóreas possuem uma série de adaptações facultativas dentro do limite dos seus genótipos, o que fornece variabilidade para sobrevivência e crescimento em

um ambiente de contínuas mudanças de poluição ao longo da evolução. Contudo, deve-se considerar, quanto aos herbicidas, o pouco conhecimento relativo ao comportamento sobre espécies florestais, no que tange aos efeitos fitotóxicos, à resistência e à seletividade.

Ecossistemas contaminados por resíduos de herbicidas devem ser remediados, visto que o volume de sua aplicação é enorme e as suas moléculas solúveis são passíveis de contaminação de cursos-d'águas, sejam eles subterrâneos ou não.

São poucos os estudos com o propósito de verificar o emprego de espécies arbóreas nativas para a remediação de solos contaminados com resíduos de herbicidas. No Brasil, os estudos sobre espécies arbóreas capazes de tolerar resíduos de herbicidas e com potencial de remediação de áreas estão basicamente concentrados nas pesquisas conduzidas pelo Grupo INOVAHERB, sediado na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Esse grupo tem buscado a inovação, ao avaliar espécies de zonas ripárias com potencial de mitigar a contaminação de águas, solo e subsolo e, conseqüentemente, melhorar o perfil local (CABRAL; SANTOS, 2016).

Grande parte dos trabalhos já propostos pelos membros do Grupo INOVAHERB foi produzida a partir de demandas para otimizar uso das áreas agrícolas. Nesse sentido, o agente fitorremediador pesquisado era representado por espécies herbáceas de rápido crescimento, normalmente forrageiras. Essas espécies são mais indicadas nos casos de interesse de uso das áreas com resíduos de herbicidas que impedem a rotação de culturas agrícolas. Com o cultivo rápido de espécies forrageiras com potencial remediador, alia-se aos benefícios das forrageiras (aumento de matéria orgânica, descompactação, incorporação de N atmosféricos, etc.) a diminuição do resíduo de herbicidas de maior sorção, como diuron, picloram e sulfentrazone.

A escolha das espécies remediadoras dependerá, entre outros aspectos, do potencial de deslocamento do herbicida. Produtos com elevada capacidade de lixiviação, como o atrazine, não oferecem riscos de contaminação nos locais originalmente aplicados, mas sim na área indireta influenciada pela água. Esse tipo de herbicida atinge facilmente o lençol freático e pode ser transportado a grandes distâncias, sendo as matas ciliares excelentes filtros contra os resíduos que chegariam aos rios e lagos.

O potencial dessas espécies herbáceas não se aplica para resíduos de produtos com elevada lixiviação, como é o caso de compostos com propriedades relativas à menor sorção ao solo, como atrazine, clomazone e hexazinone. Nessas situações, uma proposta é o emprego de faixas de contenção por espécies de maior porte, como as arbóreas, visando à interceptação dos resíduos que chegariam aos cursos-d'água. O plantio dessas espécies poderia ser em recuperação de matas ciliares, ou mesmo em faixas adicionais a essas zonas

riparias, normalmente a jusante dos campos agrícolas contaminados com os herbicidas, cujos resíduos seriam carregados (superficialmente ou por infiltração) para rios e lagos.

De acordo com Aguiar (2015), é interessante entender o comportamento de espécies arbóreas que possam compor um programa de recuperação de áreas sob ação de herbicidas.

As matas ciliares, ecossistema formado às margens dos corpos-d'água, que entremeiam estes e as áreas agricultáveis, podem reduzir a velocidade do escoamento superficial, impedindo que as moléculas de herbicidas e outros poluentes cheguem aos cursos-d'água, ou diminuindo a sua quantidade. Sendo assim, espécies tolerantes aos herbicidas e com capacidade para reduzir seus resíduos evitariam ou diminuiriam a quantidade efetiva desse poluente nos cursos hídricos (FIORE, 2014).

Existe uma preocupação quanto à necessidade de recuperação das matas ciliares, visto que elas são atingidas por impactos ambientais ocorridos ao longo de anos. O restabelecimento da vegetação de zonas ribeirinhas contribui para o ecossistema, promovendo redução da temperatura da água, retenção de sedimentos e nutrientes e tratamento da água (GREGORY et al., 1991).

Bicalho et al. (2010), ao avaliarem a dinâmica de herbicidas em área cultivada com cana-de-açúcar contígua a matas ciliares jovens e antigas, constataram que matas ciliares antigas, mais estabilizadas, funcionaram como faixa-tampão, reduzindo a contaminação pelos herbicidas diuron e hexazinone movida pelo lençol de água. Os autores verificaram, em ensaios com espécies arbóreas típicas de ambientes ripários, que *Cecropia hololeuca* Miq. (embaúba-prateada) promoveu a mineralização expressiva do atrazine e que *Trema micrantha* Trécul. (grandiúva) pode ser indicada como espécie bioindicadora desse poluente no ambiente.

No emprego de matas ciliares como faixas de retenção de herbicidas, deve-se atentar para a caracterização da área, a estimativa de tempo requerido para fitorremediação, o destino do contaminante e seus metabólitos no corpo da planta e, principalmente, para a escolha da espécie, avaliando-se plantas isoladas e agrupadas em um mesmo local, ao mesmo tempo ou em sucessão, para remover mais de um herbicida (SILVA; MONQUEIRO, 2006; MARQUES et al., 2011).

Avaliando espécies arbóreas nativas tolerantes ao clomazone para utilização em programas de recuperação de áreas degradadas pelo herbicida, Cabral (2012) constatou que, após a terceira aplicação de clomazone (aplicação correspondente à metade da dose comercial de 2,0 L ha⁻¹), os sintomas porcentuais de intoxicação aumentaram e posteriormente caíram em *Tibouchina granulosa* e *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.) L. P.

Queiroz. Esse comportamento demonstra tendência à recuperação para essas espécies. Entretanto, em *Poincianella pluviosa*, *Handroanthus serratifolius* e *Inga striata*, elevaram-se os índices de intoxicação. Observa-se na Figura 2 a sensibilidade das espécies florestais ao herbicida clomazone.

Para confirmar a remediação do solo, a autora utilizou a espécie vegetal *Sorghum bicolor* (sorgo) para indicação de resíduo do herbicida no solo. Ela constatou que o cultivo prévio da maioria das espécies florestais estudadas não proporcionou a remediação do solo contaminado por clomazone. No entanto, as plantas de sorgo tiveram crescimento normal quando cultivadas em solo anteriormente cultivado com *Inga marginata* (ingá), o que comprova o seu potencial fitorremediador (Figura 3).

Visando selecionar espécies vegetais arbóreas para remediação de ambientes contaminados por resíduos de atrazine e 2,4-D, Fiore et al. (2016) verificaram que plantas pertencentes ao grupo das secundárias, *Schinopsis brasiliensis* (braúna) e *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz (pau-ferro), apresentaram alta sensibilidade ao 2,4-D, ou seja, são pouco tolerantes. Visto que esse herbicida atinge o sistema radicular e que essas espécies possuem crescimento lento, em fase inicial suas raízes são pouco desenvolvidas. Entretanto, em condições de campo esses sintomas desaparecem após determinado período. Maior tolerância foi observada para as espécies pioneiras *Inga marginata* (ingá), *Terminalia argentea* (capitão) e *Tibouchina glandulosa* (quaresmeira), uma vez que elas possuem sistema radicular mais desenvolvido. Avaliando a descontaminação do solo por meio do plantio de pepino (*Cucumis sativus*), como planta bioindicadora, constatou-se que *I. marginata* realizou maior descontaminação, seguido por *Handroanthus serratifolius* (ipê) e *Cedrela fissilis* (cedro). O pepino é um importante “cromatógrafo natural”, pois sua sensibilidade a herbicidas contribui para a avaliação da atividade residual (CARVALHO et al., 2012). A Figura 4 apresenta os sintomas de intoxicação visual observados para as espécies florestais sob efeito do herbicida 2,4-D.

O cultivo prévio das espécies florestais foi positivo quanto à descontaminação do solo com resíduos de atrazine, o que demonstra o potencial das espécies arbóreas para a remediação desse herbicida. O *H. serratifolius* foi bastante sensível ao atrazine, como comprovam os sintomas de intoxicação visual observados na Figura 5, no entanto ele apresentou boa descontaminação do solo. O *I. marginata* tolerou bem o herbicida e proporcionou maior descontaminação, possibilitando excelente crescimento das plantas de pepino no solo previamente contaminado. Entretanto, para *Jacaranda puberula* (carobinha) e *C. fissilis*, a descontaminação não foi tão eficiente, sendo inferior ao tratamento-testemunha.

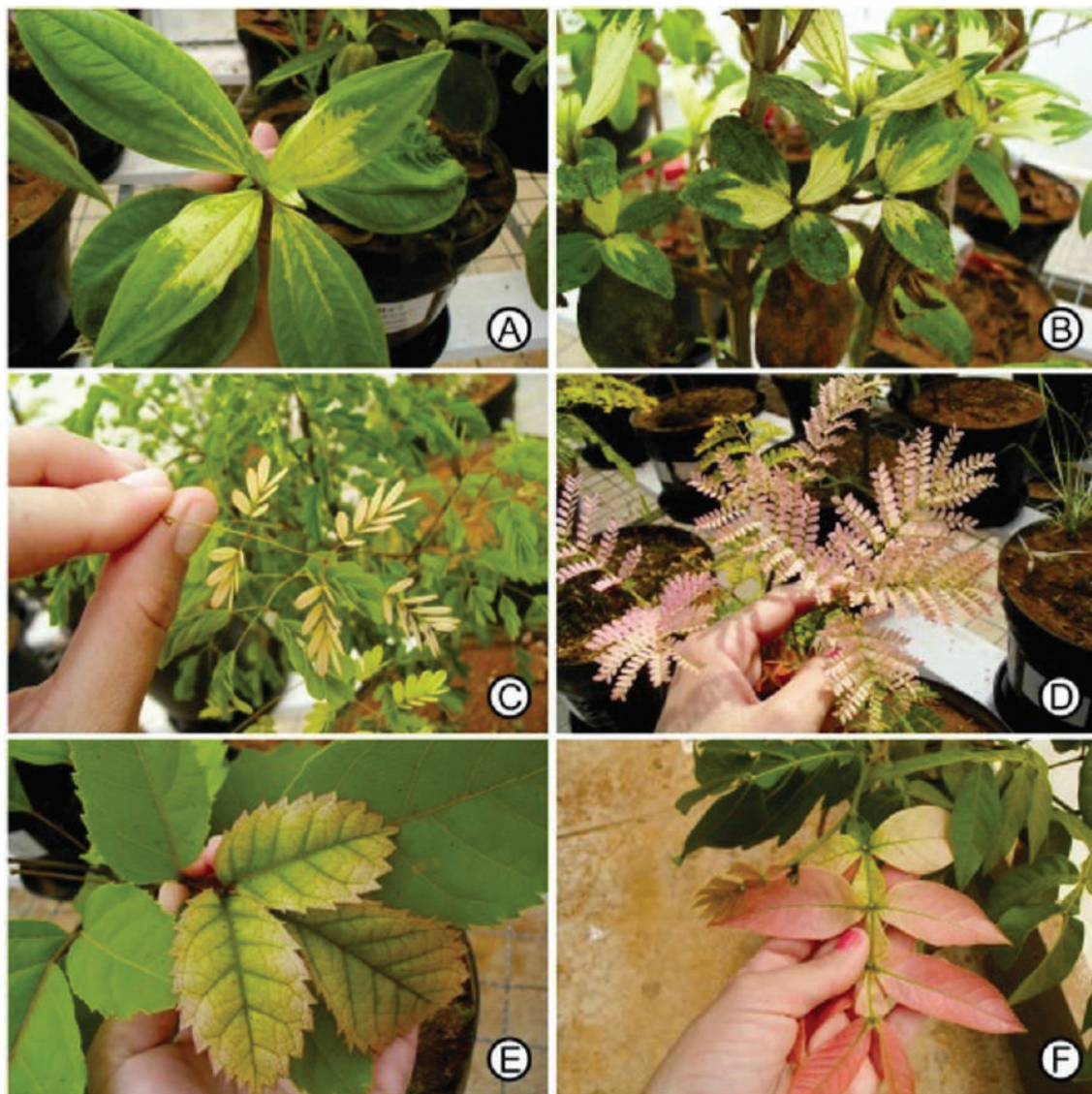


Figura 2

Sintomas de toxicidade (clorose) provenientes do herbicida clomazone em plantas de espécies florestais. A e B) *Tibouchina granulosa*, C) *Libidibia ferrea*, D) *Poincianella pluviosa*, E) *Handroanthus serratifolius* e F) *Inga striata*.

Fonte: Cabral (2012).

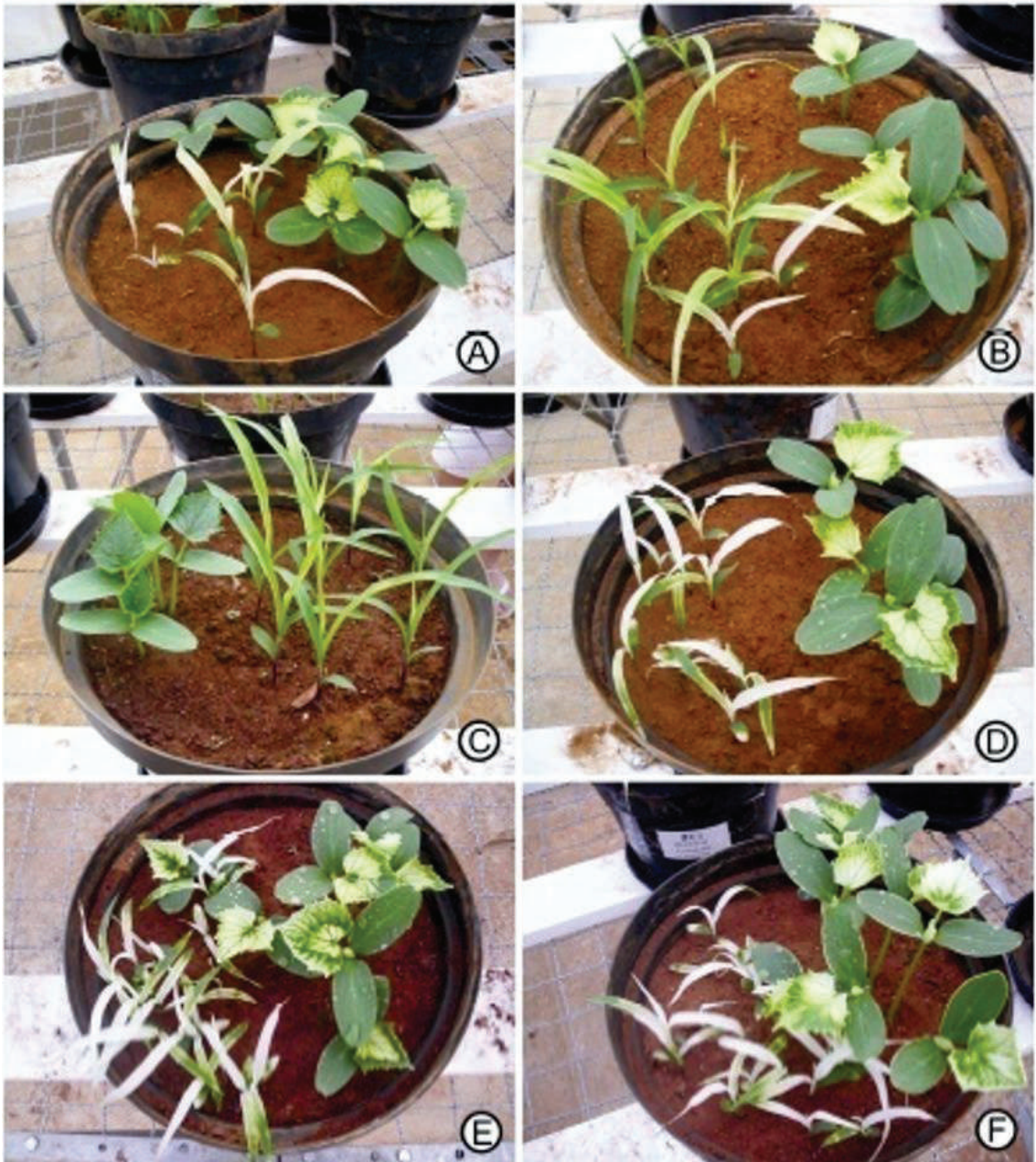


Figura 3

Sintomas de toxicidade (clorose) provenientes do herbicida clomazone na bioindicadora sorgo cultivada em solo previamente cultivado com espécies florestais. A) *Schnopsis brasiliensis*, B) *Schizolobium parahyba*, C) *Inga striata*, D) *Poincianella pluviosa*, E) *Psidium cattleianum* e F) *Cedrela fissilis*.

Fonte: Cabral (2012).

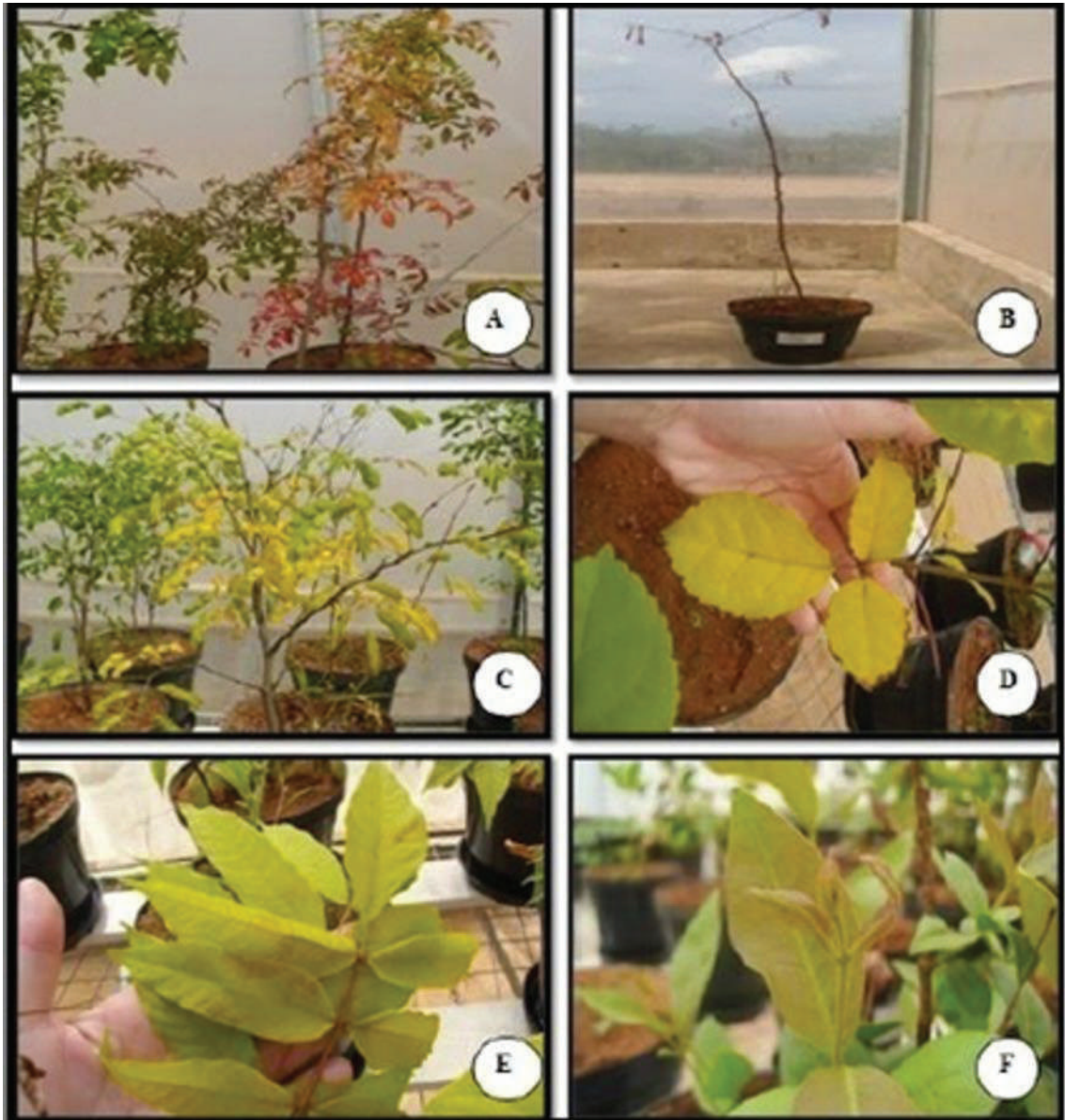


Figura 4

Sintomas de toxicidade (clorose) provenientes do herbicida clomazone na bioindicadora sorgo cultivada em solo previamente cultivado com espécies florestais. A e B) *Schnopsis brasiliensis*, B) *Libidibia ferra*, D) *Handroanthus serratifolia*, E) *Cedrela fissilis* e F) *Psidium myrsinoides*.

Fonte: Fiore (2014).

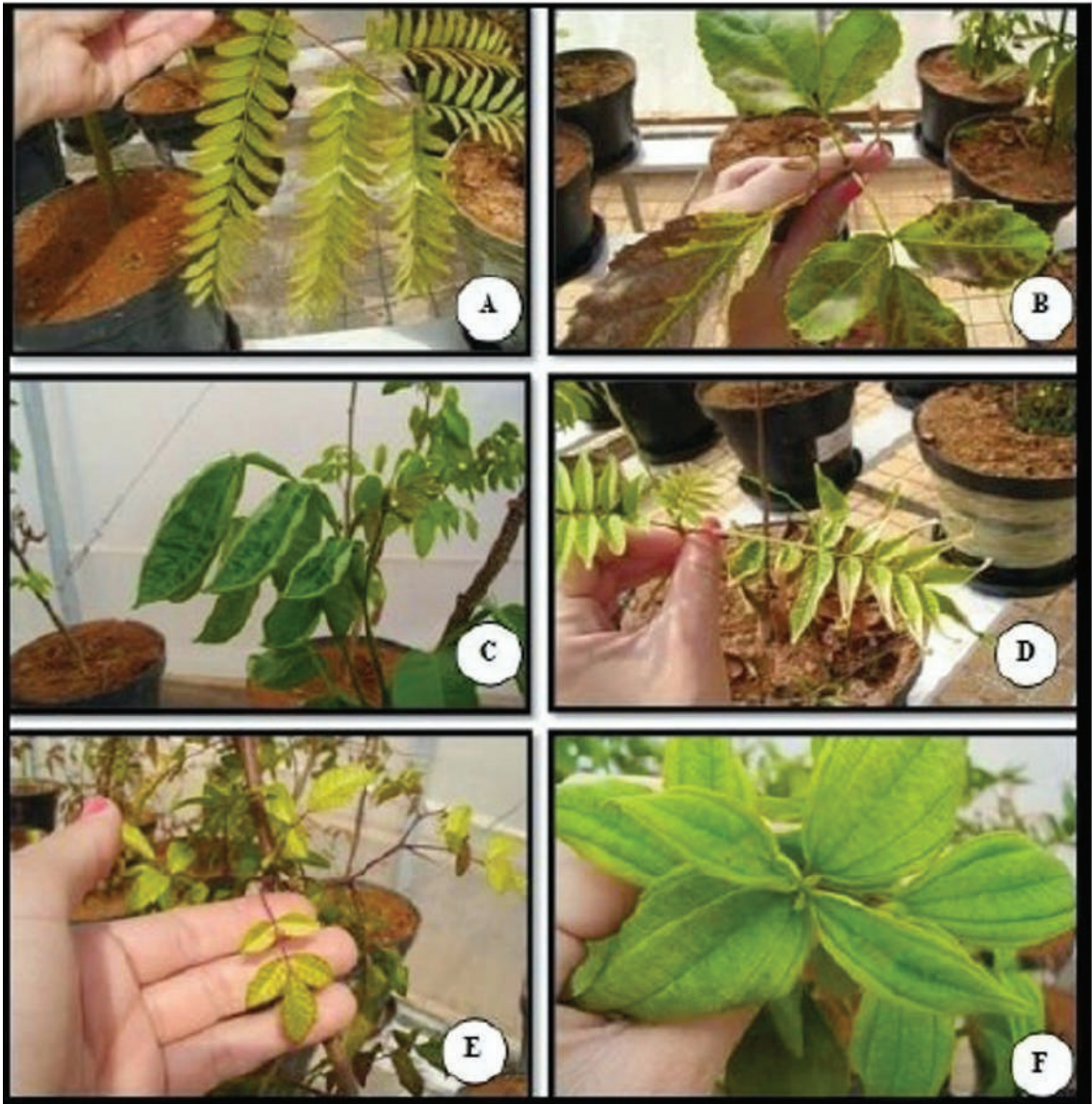


Figura 5

Sintomas de intoxicação visual provenientes do herbicida atrazine em algumas espécies florestais estudadas. A) *Schizolobium parahyba*, B) *Handroanthus serratifolius*, C) *Inga striata*, D) *Cedrela fissilis*, E) *Schinopsis brasiliensis* e F) *Tibouchina glandulosa*.

Fonte: Fiore (2014).

Os herbicidas foram aplicados aos 60, 80 e 100 dias após o plantio das mudas. Cada aplicação correspondeu à metade da dose comercial da formulação Primóleo® (2,5 L ha⁻¹), que corresponde a 1,25 kg ha⁻¹ de atrazine, e à metade da dose comercial da formulação DMA 806 BR® (0,5 L ha⁻¹), que corresponde a 0,4 kg ha⁻¹ de 2,4-D. O fracionamento objetivou simular a lixiviação dos herbicidas a jusante da área de aplicação, uma vez que esses não alcançam o lençol freático em sua totalidade. As Figuras 4 e 5 apresentam os sintomas visuais de intoxicação das espécies florestais.

Analisando o potencial remediador de diversas espécies arbóreas nativas em solos com resíduos de herbicidas, Aguiar (2015) verificou que, apesar das espécies terem apresentado algum grau de intoxicação visual (Figura 6), *I. striata* e *Libidibia ferrea* apresentaram o melhor potencial remediador para o clomazone. No entanto, sob efeito do atrazine, *I. striata* mostrou-se visualmente sensível. Contudo, as demais espécies, *Calophyllum brasiliensis* (guanandi), *Eremanthus crotonoides* (candeia), *Kielmeyra latrophyton* (pau-santo), *Protium heptaphyllum* (breu-branco), *Richeria grandis* (jaca-brava) e *Tapiria guianensis* (saboeiro), apresentaram-se tolerantes aos herbicidas citados e também ao 2,4-D, sendo esta última, ilustrada na Figura 7, a que apresentou menos sintomas visuais de intoxicação sob ação do 2,4-D, demonstrando capacidade de se desenvolverem em solos com resíduos desses agroquímicos. As doses de herbicidas utilizadas corresponderam a duas vezes a dose média comercial (2,5 kg ha⁻¹; 2,0 L ha⁻¹ e 0,81 kg ha⁻¹ de atrazine, clomazone e 2,4-D, respectivamente), fracionada em seis aplicações, em intervalos de dez dias.

A autora também testou as mesmas espécies quanto à eficiência no uso da água e à sensibilidade aos mesmos herbicidas, uma vez que elas são utilizadas em programas de recuperação de áreas degradadas. *T. guianensis* foi a espécie com melhor uso eficiente da água, independentemente da presença do herbicida. Diante da preocupação com a crise hídrica, é conveniente a indicação dessa espécie na remediação.

A Tabela 1 reúne um elenco de espécies florestais, eficientes na remoção dos herbicidas atrazine, clomazone e 2,4-D, com potencial de plantio em áreas de mata ciliar, com forte indicação para o norte do estado de Minas Gerais.

As espécies florestais *Cecropia hololeuca* Miq (embaúba-prateada), *Calophyllum brasiliensis* (landim) e *Inga marginata* (ingá) são nativas da Mata Atlântica e estão entre as recomendadas por Resende e Leles (2017) para plantios de restauração florestal. Todas são indicadas para plantio em áreas de baixadas e baixadas alagáveis, podendo a embaúba-prateada ser cultivada também em áreas de encosta.

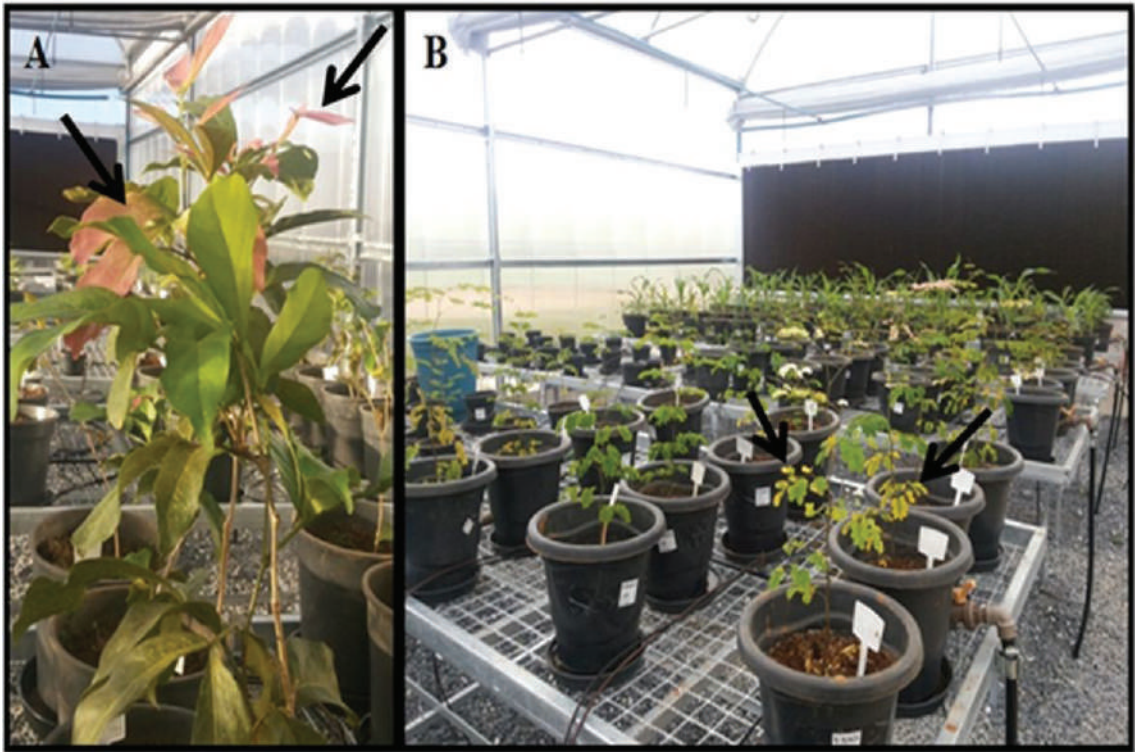


Figura 6

Sintomas de intoxicação visual de *Inga striata* (A) e *Libidibia ferrea* (B), indicados pelas setas, sob efeito do herbicida clomazone.

Fonte: Aguiar (2015).



Figura 7

Tapirira guianensis sob efeito do herbicida 2,4-D na dose de 0,81 kg ha⁻¹.

Fonte: Aguiar (2015).

Tabela 1 – Espécies florestais e sua capacidade de remediar sítios com resíduos de herbicidas

Espécie	Nome Popular	Ocorrência Natural	Herbicida	Autor	
<i>Cecropia hololeuca</i>	Embaúba-prateada	Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual)	Atrazine	Bicalho (2007)	
<i>Handroanthus serratifolius</i>	Ipê-amarelo	Floresta Estacional Semidecidual, Floresta de Araucária e Cerrado		Atrazine	Fiore et al. (2016)
<i>Calophyllum brasiliensis</i>	Landim	Amazônia, Mata Atlântica e Cerrado			
<i>Inga marginata</i>	Ingá	Mata Atlântica			
<i>Libidibia ferrea</i>	Pau-ferro	Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa)			Aguiar (2015)
<i>Inga striata</i>	Ingá	Mata Atlântica			
<i>Inga marginata</i>	Ingá	Mata Atlântica	Clomazone		Cabral (2012)
<i>Libidibia ferrea</i>	Pau-ferro	Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa)			
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	Braúna	Caatinga, Mata Atlântica e Cerrado			
<i>Libidibia ferrea</i>	Pau-ferro	Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa)			
<i>Eremanthus crotonoides</i>	Candeia	Cerrado		Clomazone	Aguiar (2015)
<i>Inga striata</i>	Ingá	Mata Atlântica			
<i>Kielmeyra latrophyton</i>	Pau-santo	Cerrado, Amazônia e partes da Mata Atlântica			
<i>Protium heptaphyllum</i>	Breu-branco	Mata Atlântica, Amazônia, Cerrado e Pantanal			
<i>Richeria grandis</i>	Jaca-brava	Amazônia, Mata Atlântica e Cerrado			
<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro	Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual)			
<i>Handroanthus serratifolius</i>	Ipê-amarelo	Floresta Estacional Semidecidual, Floresta de Araucária e Cerrado			
<i>Inga marginata</i>	Ingá	Mata Atlântica			

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar de existirem diversas técnicas que podem ser utilizadas na descontaminação dos ecossistemas, a melhor opção ainda é o treinamento adequado e a tecnologia segura de aplicação de defensivos.

O emprego de herbicidas no controle de plantas daninhas tende a se manter pelas próximas décadas, em razão do menor custo, da praticidade e, principalmente, da adoção cada vez maior de cultivos geneticamente modificados, tolerantes a esses produtos, como soja, milho e algodão. Dessa forma, cabe aos agentes envolvidos a promoção de esforços para emprego das moléculas menos agressivas ao ambiente e na menor dose possível.

O desenvolvimento de estudos relativos à fitorremediação traz benefícios ao meio ambiente e à população. No entanto, são vários os poluentes e a cada dia surgem novos produtos, trazendo algum dano ao meio ambiente.

O que se propõe é reduzir a adoção de certas práticas agrícolas ligadas ao modelo de produção agrícola tradicional, como o uso excessivo e inadequado de herbicidas, a destruição da cobertura vegetal dos solos para plantio, a não preservação das matas ciliares e das vegetações protetoras de nascentes, dentre outros fatores, que são responsáveis por grande parte dos problemas ambientais.

Constatada a necessidade do emprego do controle químico de plantas daninhas, recomenda-se a utilização de herbicidas com menor efeito residual no solo e menor poder de deslocamento para camadas inferiores e que produzam efeitos preferencialmente em pós-emergência das plantas daninhas.

Apesar das opções de espécies florestais apresentadas constituírem avanço científico para a tecnologia da fitorremediação para áreas com resíduos de herbicidas, a pesquisa deve ser contínua. Se por um lado, são vários os produtos recomendados a cada dia, por outro, temos o privilégio de conviver com um rico laboratório natural. A extensão territorial do Brasil, associada à biodiversidade da flora, permite um elenco de espécies aptas aos testes para serem empregadas em programas de fitorremediação. Os resultados dessa nova tecnologia ainda são incipientes e carecem de toda atenção dos órgãos preocupados com a sustentabilidade dos recursos naturais, principalmente a água.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ; V. H.; SCHAEFER, C.E.G.R. **Tópicos em Ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 2000. p. 299-352.
- AGUIAR, L. M. **Fitorremediação por espécies arbóreas de solos contaminados pelos herbicidas atrazine, clomazone e 2,4-D**. 2015. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2015.
- ARIAS, A. R. L.; BUSS, D. F.; ALBURQUERQUE, C. et al. Use of bioindicators for assessing and monitoring pesticides contamination in streams and rivers. **Ciência Saúde Coletiva**, v. 12, n. 1, p. 61-72, 2007.
- ASSIS, R. L.; PROCÓPIO, S. O.; CARMO, M. L. et al. Fitorremediação de solo contaminado com o herbicida picloram por plantas de capim pé-de-galinha gigante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 11, p. 1131-1135, 2010.
- BELCHIOR, D. C. V.; SARAIVA, A. S.; LÓPEZ, A. M. C. et al. Impactos de agrotóxicos sobre o meio ambiente e a saúde humana. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v. 34, n. 1, p. 135-151, 2014.
- BICALHO, S. T. T. **As matas ciliares na dinâmica dos pesticidas**. 2007. 162 f. Tese (Doutorado em Ciências – Microbiologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.
- BICALHO, S. T. T.; LANGENBACH, T.; RODRIGUES, R. R. et al. Herbicide distribution in soil of a riparian Forest and neighboring sugar cane Field. **Geoderma**, n. 158, p. 392-397, 2010.
- BLANCO, F. M. G.; VELINI, E. D.; BATISTA FILHO, A. Persistência do herbicida sulfentrazone em solo cultivado com cana-de-açúcar. **Bragantia**, v. 69, n. 2, p.71-75, 2010.
- BRAGA, R. R.; COSTA, S. S. D.; FERREIRA, E. A. et al. Atividade microbiana de solos contaminados com picloran e cultivados com *Urochloa brizantha*. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, n. 17, p. 302-314, 2013.
- BRASIL. Presidência da República. Comissão Interministerial para Preparação da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento. **O desafio do desenvolvimento sustentável**. Brasília: Cima, 1991.
- CABRAL, C. M. **Fitorremediação por espécies arbóreas de solo contaminado com herbicida clomazone: efeito na morfologia, anatomia e rizosfera**. 2012. 59 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2012.
- CAIRES, S. M. **Comportamento de mudas de espécies florestais nativas na fitorremediação de solo contaminado com zinco e cobre**. 2005. 81 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

- CARTER, A. D. Herbicide movement in soils: principles, pathways and processes. **Blackwell Science Ltd Weed Research**, v. 40, n. 1, p. 113-122, 2000.
- CARVALHO, S. J. P.; DIAS, A. C. R.; MINAMIGUCHI, M. H. et al. Atividade residual de seis herbicidas aplicados ao solo em época seca. **Revista Ceres**, v. 59, n. 2, p. 278-285, 2012.
- CABRAL, C. M.; SANTOS, J. B. Grupo INOVAHERB: excelência em pesquisas sobre fitorremediação de ambientes com resíduos de herbicidas no Brasil. **Voices dos Vales**, v. 9, p. 1-11, 2016.
- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Levantamentos de safra**. 2016. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br>>. Acesso em: 16 jul. 2017.
- COSTA, J. B. A.; LUZ, A.; FERREIRA, A. C. et al. Grande sertão: veredas e seus ecossistemas. **Desenvolvimento Social**, v. 1, n. 1, 2008.
- COUTINHO, H. D.; BARBOSA, A. R. Fitorremediação: considerações gerais e características de Utilização. **Silva Lusitana**, v. 15, n. 1, p.103-117, 2007.
- CUNNINGHAM, S. D.; OW, D. W. Promises and prospects of phytoremediation. **Plant Physiology**, v. 110, p. 715-719, 1996.
- IORE, R. A. **Potencial de espécies florestais para remediação de substrato contaminado com atrazine 2,4-D**. 2014. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2014.
- GALON, L.; LIMA, A. M.; GUIMARÃES, S.; BELARMINO, J. G. et al. Potencial of plant species for bioremediation of soils applied with imidazolinone herbicides. **Planta Daninha**, v. 32, n. 4, p. 719-726, 2014.
- GAZZIERO, D. L. P. Misturas de agrotóxicos em tanque nas propriedades agrícolas do Brasil. **Planta Daninha**, v. 33, n. 1, p. 83-92, 2015.
- GLASS, D. J. The 1998 United States markets for phytoremediation, 1999-2000. Needham: D. J. Glass Associates, 1998. p. 139.
- GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W.A. An ecosystem perspective or riparian zones. **BioScience**, v. 40, p. 540-551, 1991.
- GUIMARÃES, G. L. Impactos ecológicos do uso de herbicidas ao meio ambiente. **Série Técnica IPEF**, v. 4, p. 159-180, 1987.
- HANLON, S. M.; RELYEA, R. Sublethal effects of pesticides on predator-prey interactions in amphibians. **Copeia**, v. 4, p. 691-698, 2013.
- HARIDASAN, M. Aluminium accumulation by some Cerrado native species of central Brasil. **Plant and Soil**, v. 65, p. 265-273, 1982.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA (IEA). **Defensivos agrícolas:** comercialização recorde em 2011 e expectativas de acréscimo nas vendas em 2012. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/out/LerTexto.php?codTexto=12409>>. Acesso em: 30 out. 2017.

INSTITUTO DE GEOINFORMAÇÃO E TECNOLOGIA (IGTEC). **Estado de Minas Gerais – Bacias hidrográficas.** 2014. Disponível em: <http://licht.io.inf.br/mg_mapas/mapa/cgi/iga_comeco1024.htm>. Acesso em: 16 jul. 2017.

INOUE, M. H.; POSSAMAI, A. C. S.; MENDES, K. F. et al. Potencial de lixiviação de herbicidas utilizados na cana-de-açúcar em solos contrastantes. **Bioscience Journal**, v. 30, Suppl. 2, p. 659-665, 2014.

IRIE, C. N.; KAVAMURA, V. N.; ESPOSITO, E. Avaliação do potencial da embaúba (*Cecropiapachystachya*) para recuperação de solos contaminados com metais pesados. IN.: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 11., 2008, Mogi das Cruzes. **Anais...** Mogi das Cruzes, 2008.

JAVARONI, R. C. A.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. O. Comportamento dos herbicidas atrazina e alaclor aplicados em solo preparado para o cultivo de cana-de-açúcar. **Química Nova**, v. 22, n.1, p. 58-64, 1999.

KNUTESON, S. L.; WHITWELL, T.; KLAINE, S. J. Influence of plant age and size on simazine toxicity and uptake. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 2096-2103, 2002.

LAVORENTI, A.; PRATA, F.; REGITANO, J. B. Comportamento de pesticidas em solos: fundamentos. In: **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa, v. 3, 2003. p. 291-334.

MADALÃO, J. C.; PIRES, F. R.; CARGNELUTTI FILHO, A. et al. Phytoremediation of soils contaminated with the herbicide sulfentrazone by green manure species. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 4, p. 288-296, 2012a.

MADALÃO, J. C.; PIRES, F. R.; CHAGAS, Ket al. Uso de leguminosas na fitorremediação de solo contaminado com sulfentrazone. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 42, n. 4, p. 390-396, 2012b.

MARQUES, M.; AGUIAR, C. R. C.; SILVA, J. J. L. S. Desafios técnicos e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 1, p. 1-11, 2011.

MAZZUCO, K. T. M. **Uso da *Canavalia ensiformis* como fitorremediador de solos contaminados por chumbo.** 2008. 185 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

MORAES, P. V. D.; ROSSI, P. Comportamento ambiental do glifosato. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 9, n. 3, p. 22-35, 2010.

PEREIRA, K. L.; PINTO, L. V. A.; PEREIRA, A. J. Potencial fitorremediador das plantas predominantes na área do lixão de Incofidentes/MG. **Revista Agrogeoambiental**, n. 1, p. 25-29, 2013.

- PERES, F.; MOREIRA, J. C. **É veneno ou é remédio?** Agrotóxicos, saúde e ambiente. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2003.
- PERKOPVICH, B. S.; ANDERSON, T. A.; KRUGER, E. L. et al. Enhanced mineralization of (4C) atrazine in *K. scoparia* rhizosferic soil from a pesticide contaminated site. **Pest Management Science**, v. 46, p. 391-396, 1996.
- PINHEIRO, J. N.; FREITAS, B. M. Efeitos letais dos pesticidas agrícolas sobre polinizadores e perspectivas de manejo para os agroecossistemas brasileiros. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 1, p. 266-281, mar. 2010.
- PIRES, F. R.; SOUZA, C. M.; SILVA, A. A. et al. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta Daninha**, v. 21, n. 2, p. 335-341, 2003.
- PRIMEL, E. G; ZANELLA, R.; KURZ, M. H. S. et al. Poluição das águas por herbicidas utilizados no cultivo do arroz irrigado na região central do estado do Rio Grande do Sul, Brasil: predição teórica e monitoramento. **Química Nova**, v. 28, n. 4, p. 605-609, 2005.
- PROCÓPIO, S. O.; SANTOS, J. B.; PIRES, F. R. et al. Seleção de plantas com potencial para fitorremediação de solos contaminados com o herbicida trifloxysulfuron-sodium. **Planta Daninha**, v. 22, n. 2, p. 315-322, 2004.
- PROCÓPIO, S. O.; CARMO, M. L.; PIRES, F. R. et al. Fitorremediação de solo contaminado com picloram por capim-pé-de-galinha-gigante (*Eleusine coracana*). **Revista Brasileira da Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p. 2517-2524, 2008.
- RESENDE, A. S.; LELES, P. S. S. **Controle de plantas daninhas em restauração florestal**. Brasília: Embrapa, 2017. 107 p.
- SANTOS, G. R.; SILVA, R. S. Os irrigantes do projeto Jaíba: da produção de subsistência à agricultura moderna. **Cadernos do Desenvolvimento**, v. 5, n. 7, p. 349-372, 2010.
- SILVA, A. A.; FERREIRA, F. A.; FERREIRA, L. R. et al. Métodos de controle de plantas daninhas. In: SILVA, A. A.; SILVA, J. F. (Ed.). **Tópicos em manejo de plantas daninhas**. Viçosa: UFV, 2007. 367 p
- SILVA, A. A.; SILVA, J. F. **Tópicos em manejo de plantas daninhas**, Viçosa: UFV, 2007. 367 p.
- SILVA, A. C.; MONQUEIRO, P. A. Fitorremediação de herbicidas. **Pesquisa e Tecnologia**, v. 3, n.1, jan./jun. 2006.
- SILVA, R. F.; LUPATINI, M.; ANTONIOLLI, Z. I. et al. Comportamento de *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Parapiptadenia rigida* (Benth) Brenn e *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong cultivadas em solo contaminado com cobre. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 1, p. 103-110, 2011.

SINDICATO NACIONAL DAS EMPRESAS DE AVIAÇÃO AGRÍCOLA (SINDAG).

Mercado de defensivos e estatísticas. 2016. Disponível em: <<http://www.sindag.org.br>>.

Acesso em: 16 jul. 2017.

SPADOTTO, C. A. **Comportamento e destino ambiental de herbicidas.** Comitê de Meio Ambiente, SBCPD, 2002. Disponível em: <<http://www.cnpma.embrapa.br/herbicidas/>>. Acesso em: 16 jul. 2017.

STRUTHERS, J. K.; JAYACHANDRAN, K.; MOORMAN, T. B. Biodegradation of atrazine by *Agrobacterium radiobacter* J14 and use of this strain in bioremediation of contaminated soil. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 64, p. 3368-3375, 1998.

TOMITA, R. Y.; BEYRUTH, Z. Toxicologia de agrotóxicos em ambiente aquático. **O Biológico**, v. 64, n. 2, p. 135-142, 2002.

WATANEBE, M. E. Phytoremediation on the brink of commercialization. **Environmental Science e Technology**, v. 31, p. 182-186, 1997.

CAPÍTULO 5

Aspectos ecológicos e métodos de controle da samambaia do campo

Israel Marinho Pereira

José Barbosa dos Santos

Pedro Bond Schwartzburd

Anne Priscila Dias Gonzaga

Thayane Ferreira Carvalho

Caroline Farah Ziade

1. INTRODUÇÃO

A invasão biológica compreende o processo de colonização, estabelecimento e proliferação de uma espécie em um determinado ecossistema, levando-o ao desequilíbrio. Após o estabelecimento, as espécies invasoras competem com as espécies autóctones por recursos, principalmente nutrientes, luz e água, podendo levá-las à extinção local. Esse processo modifica o meio físico e a biota, e pode resultar em danos ecológicos e econômicos, pois altera significativamente os serviços ecossistêmicos.

A invasão biológica, considerada a segunda maior ameaça à perda de espécies no Planeta, ocorre principalmente devido às mudanças promovidas pelo ser humano nos habitats naturais. Em outras palavras, as perturbações dos habitats promovem oportunidades para as invasões biológicas (SILVA-MATOS; PIVELLO, 2009), e quanto maior o grau de perturbação, mais fácil será a ocorrência de colonização, desenvolvimento e expansão das espécies invasoras (SHIGESADA; KAWASAKI, 1997).

Nesse sentido, ao modificarem as características naturais e o funcionamento dos ecossistemas, as espécies invasoras afetam diretamente a sua resiliência (TOWSEND et al., 2006), proporcionando significativas perdas econômicas (PAKEMAN et al., 2002; SILVA et al., 2009; GALVÃO et al., 2012; FURLAN et al., 2014). Além disso, as alterações nas funções e estruturas de ecossistemas promovidas por plantas invasoras têm sido

consideradas uma das principais causas de perda de biodiversidade em todo o mundo (PIMENTEL, 2011).

Portanto, a competição gerada pelas espécies invasoras causa inúmeros danos para as plantas nativas, os quais afetam sua distribuição, sua evolução e seu sucesso, e também reduzem a disponibilidade de nutrientes, luz, água e demais recursos, afetando sua chegada, sua sobrevivência e seu crescimento e, conseqüentemente, alterando o processo de sucessão nos ecossistemas naturais (TOWNSEND et al., 2006).

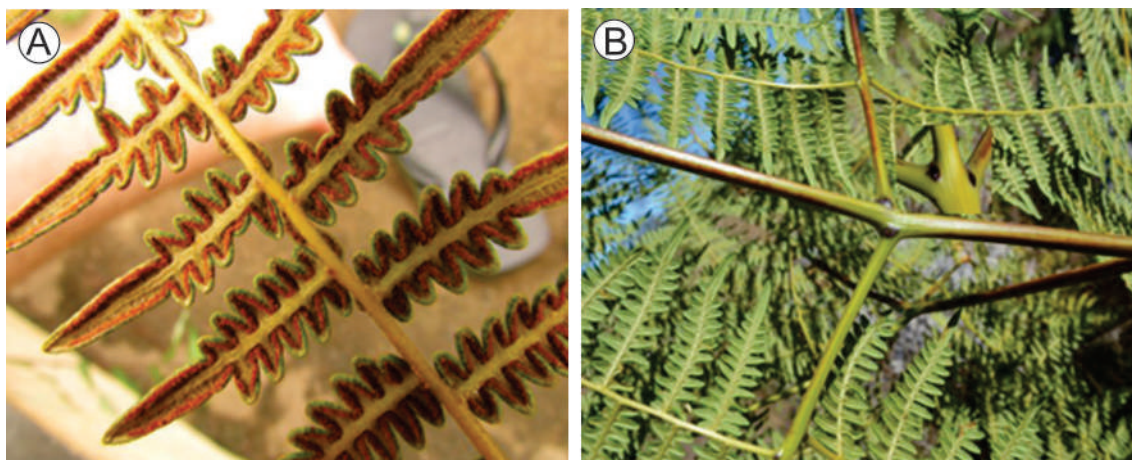
Entre as diversas espécies catalogadas como potencialmente invasoras no Brasil, merecem destaque as samambaias do gênero *Pteridium* (SILVA-MATOS; PIVELLO, 2009). Dentre essas, *Pteridium esculentum*, subespécie *arachnoideum*, vem se destacando amplamente por seu potencial invasor, colonizando áreas degradadas, clareiras naturais e ambientes mais abertos (SUAZO-ORTUÑO et al., 2015; SCHWARTSBURD et al., 2017). Essa espécie domina as fases iniciais de sucessão e pode provocar inúmeros danos ao ecossistema, inibindo a sucessão secundária, monopolizando os recursos naturais e impedindo a regeneração de outras espécies nativas (SILVA; SILVA-MATOS, 2006) em regiões de florestas temperadas e tropicais, com altitude variando de 0 a 3.000 m em relação ao nível do mar. No Brasil, ela ocorre, também, em praticamente todas as altitudes, desde o nível do mar até próximo ao Pico da Bandeira, no Parque Nacional do Caparaó, a cerca de 2.200 m (SCHWARTSBURD et al., 2014).

2. CARACTERIZAÇÃO BOTÂNICA DA SAMAMBAIA DO CAMPO

As espécies do gênero *Pteridium* são plantas terrestres pertencentes à família botânica Dennstaedtiaceae, e são popularmente conhecidas como samambaia do campo, samambaião, samambaia das taperas, avencão ou, simplesmente, feto ou samambaia (SILVA; SILVA-MATOS, 2006; RIBEIRO et al., 2013). Em inglês são chamadas *bracken fern* e em espanhol, *helecho común*. São plantas de caules do tipo rizoma, com longo crescimento horizontal, muitos ramificados subterrâneos e com sistema vascular do tipo solenostelo policíclico (MARRS; WATT, 2006; NÓBREGA; PRADO, 2008; BECARI-VIANA; SCHWARTSBURD, 2017). Os rizomas primários formam o eixo principal da planta, crescem rapidamente, não produzem folhas e estão mais profundamente enterrados no solo que os secundários (WATT, 1940).

As folhas de *Pteridium* são grandes, podendo ultrapassar 4 m de comprimento, e são eretas quando em áreas abertas, ou arqueadas quando na borda de matas; os limbos são tri a quadripinado-pinatífidos, de consistência coriácea; os folíolos possuem formas variadas e sua parte ventral apresenta soros lineares, situados na margem dos segmentos, contendo

esporângios e esporos de tonalidade marrom à alaranjada (Figura 1a) (SCHWARTSBURD et al., 2014). Além disso, possuem nectários extraflorais (Figura 1b), que são encontrados nas superfícies ventrais dos pecíolos e raques, logo abaixo de cada pina ou par de pinas (MARRS; WATT, 2006). De acordo com Marrs e Watt (2006), os nectários secretam líquidos contendo açúcares (glicose, sacarose e frutose) e 20 aminoácidos. Os nectários são visitados por formigas e outros invertebrados.



Fotos: (A) Pedro Bond Schwartzburd; e (B) Israel Marinho Pereira

Figura 1

Detalhe da presença de soros (a) e nectários extraflorais na base das folhas e folíolos (B).

Apesar de *Pteridium* ter sua circunscrição genérica estável e amplamente aceita, a classificação das espécies sempre foi um tema muito controverso na literatura. *Pteridium* já foi circunscrito a conter: i) apenas uma espécie mundial (TRYON, 1941); ii) duas espécies e outras duas de origem híbrida (THOMSON, 2012; WOLF et al., 2015); iii) três espécies e dois híbridos (DER et al., 2009; SCHWARTSBURD et al., 2014); iv) seis ou sete espécies e alguns híbridos (BROWNSEY, 1989; THOMSON, 2000); e v) até cerca de 12 espécies e vários híbridos (MICKEL; SMITH, 2004). Mas, se por um lado, a circunscrição específica é muito debatida, por outro, o reconhecimento de vários táxons (ou morfotipos) em *Pteridium* sempre foi um consenso.

Assim, o uso de categorias infraespecíficas foi largamente aplicado, chamando os táxons de subespécies, variedades ou formas. A samambaia do campo mais comum do Brasil, por exemplo, já foi chamada *Pteridium arachnoideum*, *Pteridium arachnoideum* subsp. *arachnoideum*, *Pteridium aquilinum* subsp. *arachnoideum*, *Pteridium aquilinum* var. *arachnoideum*, *Pteridium aquilinum* subsp. *caudatum* var. *arachnoideum*, *Pteridium*

aquilinum var. *esculentum* f. *arachnoideum*, *Pteridium caudatum* subsp. *arachnoideum* e *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*. Note-se que o epíteto “*arachnoideum*” sempre esteve atrelado a ela, sendo assim, ela sempre foi considerada o táxon, ou morfotipo, *arachnoideum*.

Os últimos estudos em *Pteridium*, que aliam filogenia, genética, morfologia e distribuição geográfica, indicam o reconhecimento de apenas duas espécies mundiais, mais duas espécies de origem híbrida, e um total de cerca de 20 morfotipos classificados como subespécies das primeiras (THOMSON, 2008, 2012; ZHOU et al., 2014; WOLF et al., 2015; SCHWARTSBURD et al., 2017). As duas espécies são *Pteridium aquilinum*, que ocorre basicamente no Hemisfério Norte e na África, e *Pteridium esculentum*, que ocorre no Hemisfério Sul, exceto África (isto é, América do Sul, Oceania e ilhas do Sudeste Asiático). Para *Pteridium aquilinum*, são reconhecidas cerca de 12 subespécies (THOMSON, 2008), já para *Pteridium esculentum*, são consideradas quatro: *arachnoideum*, *campestre*, *esculentum* e *gryphus* (SCHWARTSBURD et al., 2017).

As duas linhagens de híbridos são provenientes de cruzamentos de *Pteridium aquilinum* com *Pteridium esculentum*, em ambos os lados do Oceano Pacífico, e são chamadas *Pteridium caudatum* e *Pteridium semihastatum*, respectivamente, na América do Sul e na Oceania/Sudeste Asiático.

3. DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DA SAMAMBAIA DO CAMPO

Pteridium é um gênero cosmopolita, heliófilo, sendo considerado um dos táxons vegetais mais abundantes do Planeta, presente em todos os continentes, com exceção da Antártida (MARRS; WATT, 2006; SILVA; SILVA-MATOS, 2006; GIL DA COSTA et al., 2012). Ocorre desde o nível do mar até altitudes superiores a 3.000 m, tanto em regiões de clima temperado, como nas regiões tropicais. A proliferação de *Pteridium* tem causado problemas ambientais e econômicos em partes da Romênia, do Reino Unido, do Canadá e dos Estados Unidos-Havaí (TAYLOR, 1990) e na América do Sul, em países como Colômbia, Venezuela, Guiana, Suriname, Guiana Francesa, Equador, Peru, Bolívia, Paraguai, Argentina e Brasil (MARRS; WATT, 2006; NÓBREGA; PRADO, 2008).

No Brasil, *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* é o táxon mais comum e amplamente distribuído, ocorrendo em praticamente todo o território e em todas as altitudes. Porém, em nosso país também se encontram *Pteridium esculentum* subsp.

campestre, restrito principalmente às restingas das Regiões Sudeste e Nordeste, e *Pteridium esculentum* subsp. *gryphus* e *Pteridium caudatum*, ambos restritos à região amazônica.

4. HABITATS DE OCORRÊNCIA DA SAMAMBAIA DO CAMPO

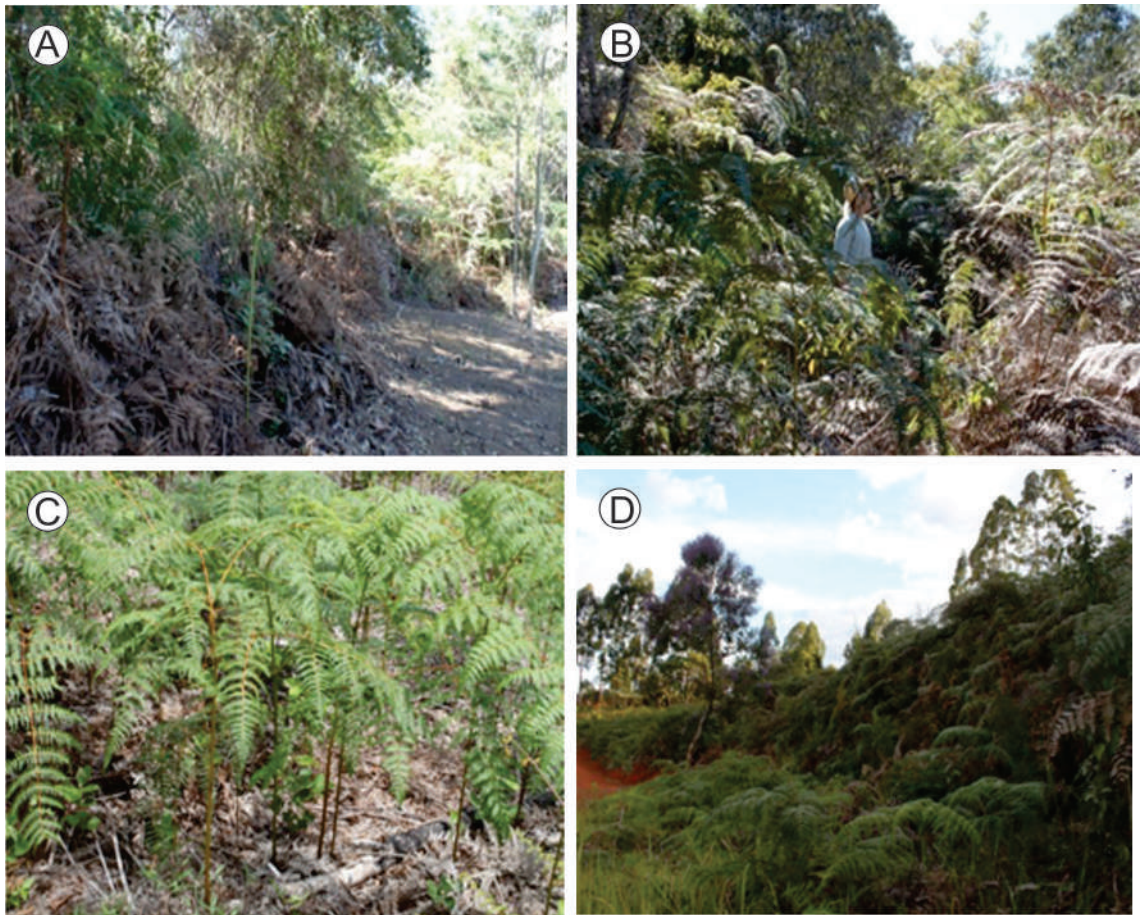
O gênero *Pteridium* é extremamente bem-sucedido. Originalmente, ocorria em bosques, mas conseguiu colonizar diversas regiões e se manter altamente produtivo fora do habitat das florestas, o que, provavelmente, se deve ao fato de a restrição da sua perda hídrica ocorrer de forma mais eficaz do que a de outras samambaias. Além disso, é considerada a única samambaia terrestre que domina grandes extensões de terra fora de florestas em climas temperados (MARRS et al., 2000; MARRS; WATT, 2006).

O gênero *Pteridium* era originalmente componente de comunidades abertas de florestas, muito antes da chegada do ser humano e do avanço das atividades agropecuárias. Contudo, sua expansão ocorreu marcadamente como resultado das atividades antrópicas (MARRS; WATT, 2006). Além disso, é comumente encontrado em áreas com declividade acentuada (HUGHES; AITCHINSON, 1986), sendo, em algumas regiões, restrito às inclinações mais íngremes ($> 20^\circ$).

No Brasil, sua ocorrência também tem sido registrada, com frequência, em áreas de declividade acentuada, a exemplo da Serra da Mantiqueira (RIBEIRO et al., 2013), da Região do Parque Nacional do Caparaó (BRANDÃO et al., 2016) e da Serra do Espinhaço Meridional (CARVALHO, 2016; COSTA, 2016). O habitat ideal para o *Pteridium* corresponde a altitudes elevadas, clima frio e chuvoso e solos ácidos e bem drenados (TOKARNIA et al., 2000).

O gênero *Pteridium* pode ser encontrado em solos rasos e compactados e em afloramentos rochosos, mas cresce melhor em solos profundos, com maior disponibilidade hídrica (MARRS; WATT, 2006). É também comumente encontrado em locais abertos, alterados (SAKAGAMI, 2006), em comunidades secundárias resultantes das perturbações antrópicas, em bordas de matas e em clareiras situadas no interior de matas (Figura 2a,b). Alguns exemplos desses locais são pastagens degradadas por pisoteio ou fogo e áreas agrícolas abandonadas, formando grandes populações homogêneas (Figura 2c,d).

Na região norte do estado de Minas Gerais, é comum a ocorrência de *Pteridium* em afloramentos rochosos, pastagens degradadas, taludes de estradas, áreas de garimpo abandonadas, taludes de lavras de mineração desativadas, voçorocas e às margens de rodovias (Figura 3).



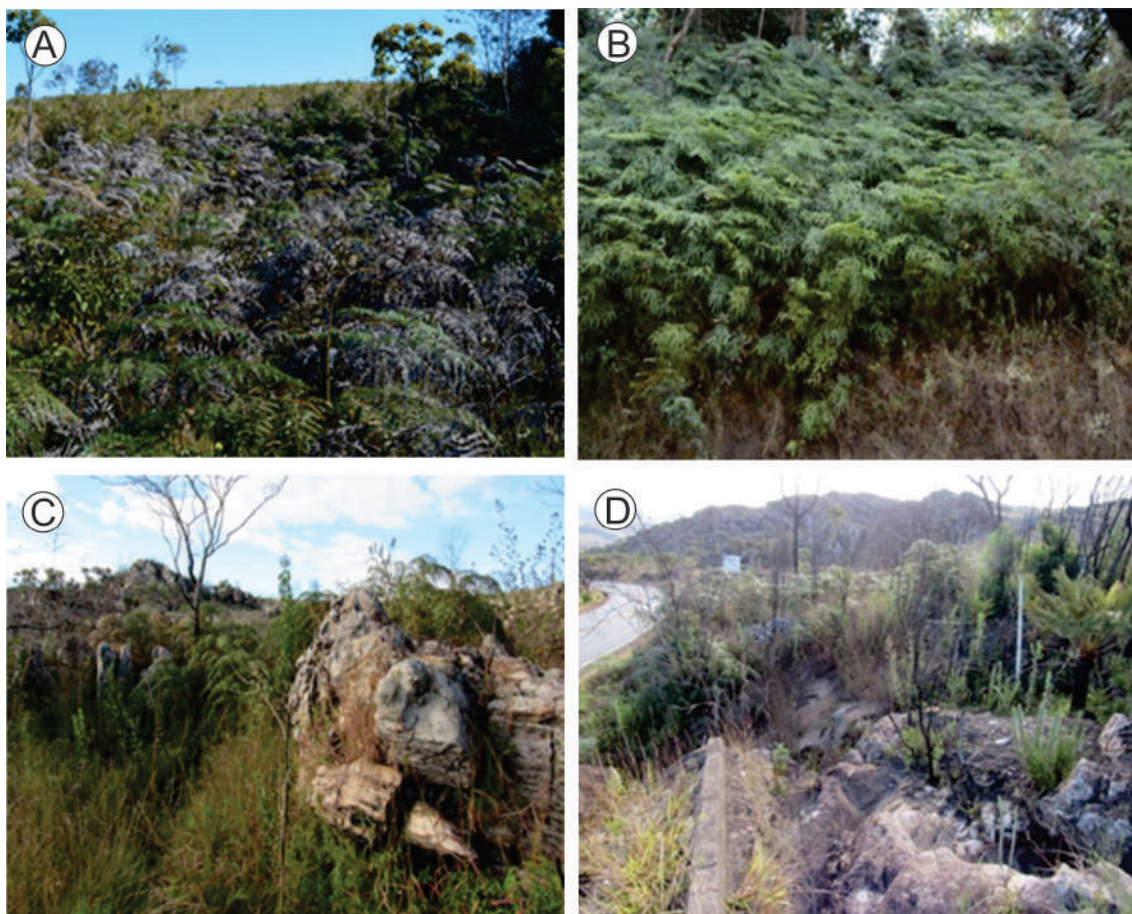
Fotos: Israel Marinho Pereira

Figura 2

Detalhe da ocorrência de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* na borda (A) e em clareira (B) de uma área da Floresta Estacional Semidecidual, na RPPN Fartura, em Capelinha, MG e pastagem degradada por pisoteio e fogo (C) e área agrícola abandonada (D) em Serro, MG.

Na região norte do estado de Minas Gerais é comum a ocorrência de *Pteridium* em afloramentos rochosos, pastagens degradadas, taludes de estradas, áreas de garimpo abandonadas, taludes de lavras de mineração desativada, voçorocas e às margens de rodovias (Figura 3).

Embora seja encontrado mais frequentemente em solos bem drenados, *Pteridium* não se limita a essa condição, ocorrendo também em solos encharcados. Nessa condição de sítio, a densidade das frondes tende a ser menor do que em solos mais secos, evidenciando



Fotos: Israel Marinho Pereira

Figura 3

Visão geral da ocorrência de samambaia do campo em diferentes sítios da região norte de Minas Gerais: mata de galeria (A), taludes de encostas de rodovias (B), afloramentos rochosos (C) e margens de rodovia (D).

o efeito prejudicial do encharcamento do solo, principalmente quando a espécie é exposta a ele por período prolongado (MARRS; WATT, 2006).

Em relação à textura, o gênero ocorre em vários tipos de solo, desde solos arenosos (> 90% de areia) até aqueles argilosos. Em levantamento realizado no País de Gales, *Pteridium* foi encontrado crescendo em seis tipos de solos, tendo sido registrado desde em solos rasos até em horizontes profundos e bem drenados de terrenos íngremes (MARRS; WATT, 2006).

Mesmo ocorrendo em solos rasos e em áreas secas, *Pteridium* cresce melhor em solos profundos e úmidos. Além disso, tem ocorrência mais comum em solos ácidos, arenosos, bem drenados e de baixa fertilidade, com baixos níveis de cálcio e fósforo, e altos níveis de alumínio. Essa constatação decorre do fato de os solos férteis serem utilizados e manejados nas unidades produtivas.

Com base na literatura, pode-se constatar, também, que o gênero *Pteridium* se estabelece em ampla de faixa de pH do solo. Assim, embora a maior parte das samambaias seja encontrada em solos com acidez moderada (pH de 4,5 a 5,5), *Pteridium* é encontrado em solos com pH variando de 2,8 a 8,6 (MARRS; WATT, 2006). Há registro na literatura de exemplares de *Pteridium* com altura superior a 4 m no Reino Unido, encontrados em clareira, onde o pH do solo variou de 3,0 a 3,7, e na camada de serapilheira, onde o pH variou de 3,0 a 4,2 (MARRS; WATT, 2006).

Os resultados obtidos por Costa (2016), avaliando a biomassa de *Pteridium* cultivado em vasos com diferentes doses de calagem, contradizem a hipótese de que esse gênero seja típico ou indicativo de solos ácidos, uma vez que a elevação da saturação por bases do substrato propiciou maior alocação de biomassa, com ponto máximo de produção próximo à saturação por bases de 87%. Esses resultados confirmam a elevada plasticidade ecológica de *Pteridium*, evidenciando que, na verdade, esse gênero não é exclusivo de solos ácidos.

A melhor hipótese, portanto, seria de que, devido à sua plasticidade ecológica, o gênero consegue colonizar e se estabelecer em ampla gama de condições de sítios, desde os mais restritivos a grande número de espécies (como aqueles com pH <3,0, ou pobres em nutrientes e secos) até os mais férteis. Assim, *Pteridium*, na verdade, consegue se estabelecer em sítios cujas condições são consideradas adversas ou restritivas para outras espécies vegetais.

De acordo com Costa (2016), o fato de a samambaia do campo se adaptar bem a condições de baixa fertilidade e a solos ácidos não necessariamente acarreta resposta negativa ao aumento da disponibilidade de nutrientes. É provável que a invasão da espécie em ambientes pós-fogo não esteja relacionada com a preferência pelas condições limitadas, mas, sim, com a grande incapacidade de adaptação das demais espécies. Esse fato proporciona vantagem competitiva do gênero em relação às outras espécies.

Pteridium se estabelece e se desenvolve em ampla faixa de fluxo de luz, porém aumenta em densidade e vigor em locais abertos (ALONSO-AMELOT, 1999; MARRS; WATT, 2006). A densidade, a altura das frondes e a produção de esporos aumentam quando a planta é exposta totalmente a condições de luz e à alta temperatura (ROOS et al.,

2010). Dring (1965) encontrou redução superior a 55% na produção de esporos quando a planta foi submetida à sombra densa.

Pteridium é extremamente tolerante a condições de seca, por causa de sua cutícula espessa, resposta estomática rápida e rigidez das pinas. No entanto, é suscetível a invernos e geadas severos (MARRS; WATT, 2006). O vento proporciona impactos mecânicos e fisiológicos, uma vez que as frondes tendem a se quebrar no ponto de inserção, encurtando sua vida produtiva. Nesse sentido, de acordo com Marrs e Watt (2006), a exposição prolongada ao vento gera diminuição em altura das frondes, além de mudanças na forma das frondes e no hábito da planta, aumentando o seu xeromorfismo.

5. A INVASÃO DE *Pteridium* E SEUS IMPACTOS NOS ECOSISTEMAS

As samambaias do gênero *Pteridium* têm sido apontadas como espécies-problema em várias regiões do Brasil (PORTELA et al., 2009; RIBEIRO et al., 2013; BRANDÃO et al., 2016; CARVALHO, 2016; COSTA, 2016) e em outras partes do mundo (MARRS et al., 2000; MARRS; WATT 2006). Com a intensa devastação das florestas em decorrência do início das atividades de agropecuária, o aparecimento e a disseminação de *Pteridium* pelo mundo foram favorecidos (CRUZ; BACARENSE, 2004). A esse respeito, Suazo-Ortuño et al. (2015) destacam que a proliferação de *Pteridium* nos trópicos está relacionada à degradação e às mudanças no uso da terra. Além disso, *Pteridium* é caracterizado como um gênero pioneiro agressivo, de difícil manejo, que invade áreas abandonadas ou recém-queimadas (SILVA-MATOS; BELINATO, 2010; GIL DA COSTA et al., 2012).

Samambaias pertencentes ao gênero *Pteridium* são altamente invasoras, devido à sua resistência natural a condições ambientais adversas, aliada ao manejo inadequado, pelo homem, dos diferentes ecossistemas terrestres (HOJO SOUZA, 2010). Assim, a principal causa de sua disseminação é o potencial de colonizar áreas degradadas, clareiras naturais e, principalmente, áreas com ocorrência de incêndios, além de não ser restrita a apenas um tipo de vegetação, dominando, sobretudo, as fases iniciais da sucessão.

Portanto, há várias razões para que essa espécie seja tão bem-sucedida (Tabela 1).

5.1 Plasticidade fenotípica

Há registros, na literatura, sobre a ampla plasticidade fenotípica de plantas do gênero *Pteridium* e os muitos intermediários morfológicos entre morfotipos definíveis e com capacidade de hibridização entre si, mesmo a longas distâncias (HOJO-SOUZA et al., 2010; GIL DA COSTA et al., 2012). Essa elevada plasticidade fenotípica resulta na sua ampla ocorrência em diferentes condições de sítio (RASMUSSEN, 2003; HOJO-

Tabela 1 – Características relacionadas ao gênero *Pteridium* que explicariam sua ampla disseminação em relação à diversidade edafoclimáticas

Característica	Vantagem Competitiva
Rizomas subterrâneos	Resistência à amplitude térmica e déficit hídrico
Rizomas com presença de dormência	Podem permanecer viáveis por até 10 anos
Frondes com elevada lignificação e presença de vários alcalóides	Resistência da planta a condições adversas e a herbivoria e impossibilidade do surgimento de outras espécies
Associação com fungos micorrizicos	Ampliação do sistema radicular e maior capacidade de colonizar habitats mais restritivos
Sistema de extensa rede de rizomas	Elevada capacidade de exploração do solo e elevada extração de nutrientes
Reprodução de forma sexuada e assexuada	Facilidade e velocidade na ocupação e dominância dos sítios após a colonização
Produção de grande quantidade de esporos disseminados pelo vento	Rápida distribuição principalmente em clareiras e boa dispersão para novas áreas
Rizosfera com adaptação a solos com ampla faixa de pH	Estabelecimento em ambientes ácidos ou alcalinos
Alta produtividade	Dossel de frondes proporcionando um alto sombreamento
Grande produção e baixa decomposição de serapilheira	Barreira física para a chegada de propágulos e luz ao solo e alto risco de incêndios
Rápido crescimento e elevada densidade de frondes por área	Dossel fechado que dificulta o crescimento das mudas e atrasa a sucessão natural durante décadas, ou mesmo séculos
Plasticidade fenotípica	Ampla distribuição e ocorrência em diversos habitats
Frondes com elevado teor de lignina e substâncias tóxicas	Elevada defesa anti-herbívoros e anti-patógenos e competição com outras espécies de plantas

Fonte: adaptada de Alonso-Amelot e Averdaño (2002) e Marrs e Watt (2006).

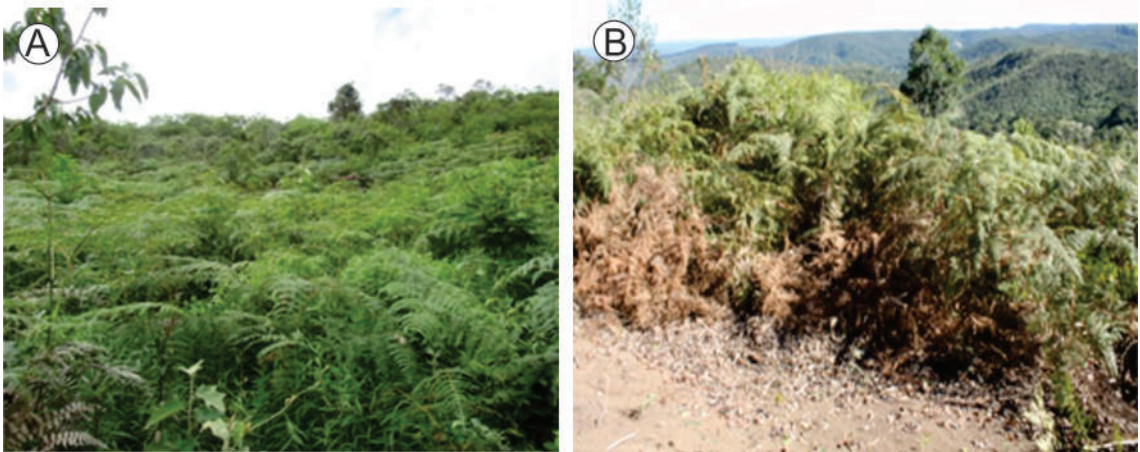
SOUZA et al., 2010), sendo considerada uma das cinco plantas mais bem-sucedidas do reino vegetal (ALONSO-AMELOT et al., 1993).

Em suma, essa adaptação a ambientes variados se deve a fatores químicos, fisiológicos, biológicos e ecológicos que interagem entre si, promovendo alta capacidade de colonizar e se desenvolver em extremas condições dos sítios.

5.2 Formação de monodominância

A samambaia do campo apresenta um sistema de rizomas subterrâneo bastante desenvolvido. Esse sistema contém grandes quantidades de carboidratos, nutrientes,

reservas e muitas gemas capazes de produzir novas folhas. Com isso, nas áreas de sua ocorrência, há formação de dossel compacto e fechado, com sombreamento profundo, que intercepta a chuva de diásporos que chega ao ecossistema invadido (ROOS et al., 2010; BRANDÃO et al., 2016). O sistema ainda é quimicamente resistente à herbívora e à competição com outras plantas (MARRS et al., 2000; HOJO-SOUZA et al., 2010), além de mais resistente ao fogo, promovendo crescimento da população e dominância das áreas colonizadas.



Fotos: Israel Marinho Pereira

Figura 4

Detalhe da elevada densidade (A) e altura das plantas (B) de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* em uma área de Floresta Estacional Semidecidual, na RPPN Fartura, Capelinha, MG, quatro anos após a ocorrência de um incêndio.

Assim, a samambaia do campo forma uma população densa, suprimindo outras espécies, seja por sombreamento ou por meio da densa camada de serapilheira que vai se acumulando ao longo do tempo (MARRS et al., 2000). Em uma área de Floresta Estacional Semidecidual, na RPPN Fartura, em Capelinha, MG, após quatro anos da ocorrência de um incêndio, foram observados indivíduos com altura superior a 2 m (Figura 4) ocorrendo em elevada densidade, o que compromete a regeneração natural da área devido à sua grande cobertura.

5.3 Produção de aleloquímicos

Plantas do gênero *Pteridium* produzem grande diversidade de metabólitos secundários, com atividades biológicas distintas (HOJO-SOUZA et al., 2010; GIL DA

COSTA et al., 2012; JATOBA, 2016). Esses compostos, que são potencialmente tóxicos (WHITEHEAD, 1964), estão envolvidos em atividade anti-herbivoria e na defesa antipatogênica. Essa constatação indica que a espécie apresenta alelopátia sobre outras espécies (DOLLING et al., 1994). Assim, a alelopátia em *Pteridium* é possivelmente um mecanismo preponderante para dominância nos ecossistemas invadidos.

A presença do composto proantocianidina selligueina A, nas frondes verdes e na serapilheira de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*, é um indício do possível papel alelopático na dominância dessas plantas nas áreas em que elas ocorrem (JATOBA et al., 2016). O efeito inibidor desse composto sobre o crescimento inicial e o teor de clorofila A foi testado e comprovado por Jatoba (2016), em duas espécies bioindicadoras: gergelim (*Sesamum indicum*) e cebola (*Allium cepa*); e duas Poaceas: capim-rabo-de-raposa (*Setaria parviflora*), nativa do cerrado, e capim-braquiária (*Urochloa decumbens*), africana, usada em pastagens, sendo esta, também, considerada invasora em ecossistemas naturais.

O efeito do potencial alelopático do extrato aquoso de frondes verdes de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* no desenvolvimento de espécies arbóreas da Mata Atlântica foi observado por Silva-Matos e Belinato (2010). Segundo os autores, esse efeito inibe a germinação de sementes e modifica a morfologia de algumas plântulas, desfavorecendo o crescimento de plantas concorrentes após a queimada. Além disso, o extrato de *Pteridium* comprometeu a germinação e o comprimento de radícula de *Festuca arundinacea* e de *Trifolium pratense* (KUTNJAK et al., 2011). Os autores constataram, ainda, redução na taxa de germinação de 2 e 31%, respectivamente, enquanto para o comprimento de radícula a redução foi de 67 e 51% para as respectivas espécies, o que comprova a existência de efeito alelopático inibitório do extrato de *Pteridium* para as espécies estudadas.

Com base no exposto, acredita-se que a alelopátia é, certamente, uma das causas da dominância da samambaia do campo nas áreas onde ela ocorre.

5.4 Elevada densidade: produção de serapilheira e de biomassa

A samambaia do campo, geralmente, ocorre em densidade elevada, de acordo com o nível de infestação da área. Roos et al. (2010) avaliaram o crescimento de samambaias do campo tropicais em resposta ao regime de queima, e identificaram densidade média de 3, 13 e 28 frondes.m² para áreas recém, moderadamente e fortemente infestadas, respectivamente. Os autores constataram que, dois anos e meio após o incêndio, a densidade variou de 15 a 20 frondes.m². Já Tibério et al. (2009), avaliando a estrutura populacional de

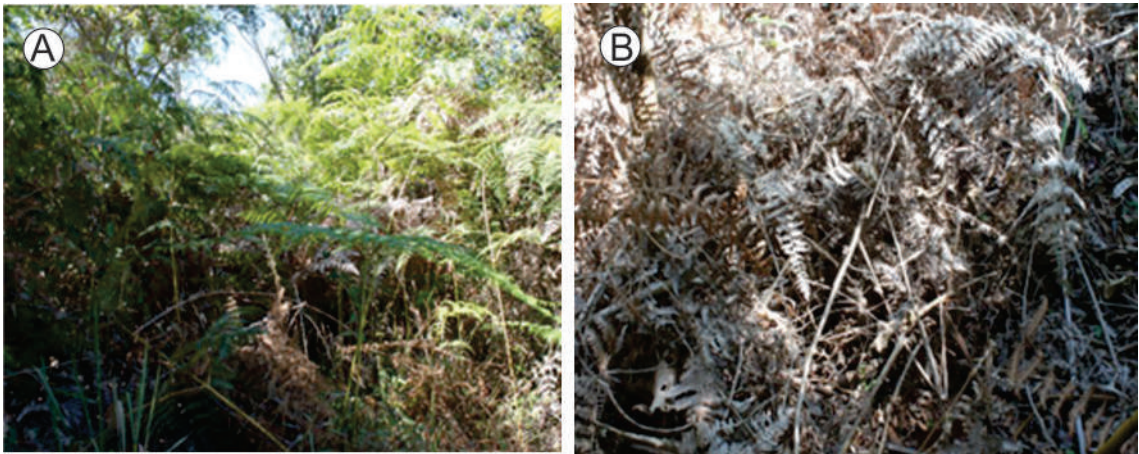
Pteridium esculentum subsp. *arachnoideum* na Reserva Biológica do IBGE, em Brasília, DF, registraram densidade média variando entre 3 e 14 frondes.m².

A grande quantidade de folhas que *Pteridium* produz resulta em uma elevada biomassa e em um dossel denso, promovendo sombreamento intenso e acúmulo de serapilheira, o que impede a colonização de outras espécies. Silva-Matos et al. (2014) avaliaram a alocação de biomassa de samambaia do campo em diferentes ecossistemas no Brasil, e constataram densidade de frondes no Cerrado variando de 4,6 frondes.m² (Reserva Biológica do IBGE, Brasília) a 20,4 frondes.m² (Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo). Para a Mata Atlântica, a densidade variou de 10,4 frondes.m² (Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo) a 20 frondes.m² (Parque Estadual Ilha do Cardoso, São Paulo).

A quantificação de biomassa nas áreas infestadas tem sido pouco estudada no Brasil. No entanto, Tibério et al. (2009), avaliando a estrutura populacional de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* na Reserva Recor, em Brasília, DF, verificaram produção de 0,72 kg.m², ou 7,2 t/ha. Já Silva-Matos et al. (2014) constataram biomassa de folhas de *Pteridium* no Cerrado variando de aproximadamente 5 t/ha, na Reserva Biológica do IBGE, em Brasília, a 15 t/ha, no Parque Estadual de Porto Ferreira, em São Paulo. Para a Mata Atlântica, a biomassa de folhas variou de 8,2 t/ha, no Parque Estadual Campina do Encantado, São Paulo, a 16 t/ha, no Parque Estadual de Jacupiranga, São Paulo. Portanto, além da elevada densidade de frondes, a espécie também apresenta crescimento muito acelerado.

A produção anual de serapilheira pelas folhas da samambaia do campo pode alcançar valores que variam de 10 a 14 t/ha (PEARSALL; GORHAM 1956), resultando em pouca luz sob o dossel das folhas (PITMAN, 1995). Já Marrs et al. (2007) relataram uma produção de serapilheira superior a 20 toneladas por hectare. Consequentemente, a camada de serapilheira formada nas áreas com dominância de samambaia do campo é muito espessa, produzindo efeito negativo sobre a diversidade e a biomassa de espécies associadas (PAKEMAN; MARRS, 1992). Admitindo-se que essa serapilheira, por ser muito lignificada, seja altamente resistente à decomposição, essa camada espessa atua como barreira prolongada à chegada dos propágulos ao solo, além de reduzir a entrada da radiação solar, o que dificulta a germinação e o estabelecimento de espécies arbustivo-arbóreas nativas (SILVA-MATOS; BELINATO, 2010; RIBEIRO et al., 2013; BRANDÃO et al., 2016).

Essas condições justificam a baixa riqueza de espécies e a densidade de indivíduos arbustivo-arbóreas regenerantes em área com invasão de *Pteridium* (Figura 5b). Dessa forma, os propágulos provenientes de remanescentes circunvizinhos não garantirão a



Fotos: Israel Marinho Pereira

Figura 5

Detalhes da elevada biomassa (A) e da camada de serapilheira (B) formada pela samambaia em uma área de Floresta Estacional Semidecidual, na RPPN Fartura, em Capelinha, MG, com invasão de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* quatro anos após a ocorrência de um incêndio.

regeneração natural da área (RIBEIRO et al., 2013; BRANDÃO et al., 2016). Além disso, a elevada produção anual de biomassa de *Pteridium* no período seco pode se transformar em poderoso combustível, tornando os sítios invadidos mais propensos à ocorrência de incêndios. A intensidade e a frequência das queimadas em comunidades naturais podem resultar no empobrecimento do banco de sementes do solo (MOONEY; HOBBS, 2000), o que vai dificultar ainda mais o processo de colonização natural.

5.5 A sucessão ecológica nos habitats com ocorrência de samambaia do campo

Pteridium pode interferir na germinação, no estabelecimento e no crescimento de outras espécies, por causa do sombreamento que é produzido pela elevada biomassa que se forma rapidamente após a chegada dessa espécie no sítio (DEN OUDEN, 2000), ou por meio da barreira física formada pelo acúmulo de uma espessa camada de serapilheira que, em alguns casos, chega a mais de 1 metro de profundidade (RIBEIRO et al., 2013; BRANDÃO et al., 2016) (Figura 5).

Os rizomas extensos da samambaia do campo também impedem a penetração das raízes das espécies nativas (DEN OUDEN, 2000), o que faz com que os locais com invasão de *Pteridium* apresentem monodominância e, por consequência, pouca ou nula regeneração natural, mesmo quando se tratam de áreas próximo a boas fontes de

propágulos. Essa espécie ocupa os primeiros estágios sucessionais em áreas de Mata Atlântica (TABARELLI; MANTOVANI, 1999), interferindo no processo de regeneração (SILVA; SILVA-MATOS, 2006) e comprometendo a conexão dos fragmentos florestais.

Essa interferência ocorre devido a alguns fatores, como a possível liberação de substâncias químicas que promovem efeito alelopático sobre o banco de sementes (SILVA; SILVA-MATOS, 2010). Vale destacar também, como citado anteriormente, a questão da obstrução física provocada pela densa camada de serapilheira, o que impede que as sementes vindas de áreas adjacentes atinjam o solo e que as sementes presentes no solo germinem (GHORBANI et al., 2006; SCHENEIDER, 2006; RIBEIRO et al., 2013; BRANDÃO et al., 2016). Há ainda forte competição, por água, nutrientes e luz, com espécies autóctones já estabelecidas, o que prejudica seu desenvolvimento e pode atrasar a sucessão natural por décadas ou séculos (ROOS et al., 2011).

Essa característica inibidora da sucessão ecológica apresentada por *Pteridium* foi verificada por Ribeiro et al. (2013), que avaliaram a sucessão ecológica em áreas de pastagem dominadas por samambaia do campo na Serra da Mantiqueira. O estudo, realizado por meio do levantamento da regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas, revelou que a dominância por essa invasora conduz a sucessão ecológica sob inibição, atuando negativamente sobre a riqueza e abundância de populações arbustivo-arbóreas. Esse fato também foi registrado por Amaral (2010), que avaliou a vegetação colonizadora em três ambientes em uma lavra de mineração de ouro desativada em Diamantina, MG. O autor constatou que o ambiente com maior infestação de *Pteridium* apresentava apenas 14% das plantas colonizadoras e 10% das espécies registradas na área de estudo.

Outro estudo que deve ser citado foi o desenvolvido por Silva e Silva-Matos (2006), que analisaram o banco de sementes de quatro áreas com diferentes históricos de fogo, no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro. Os autores constataram que, em áreas de Mata Atlântica, *Pteridium* era dominante no banco de sementes, mesmo na ausência do esporófito adulto.

Assim sendo, as pesquisas supracitadas evidenciam o efeito inibidor da sucessão ecológica promovido pela samambaia do campo em ecossistemas que sofreram distúrbio.

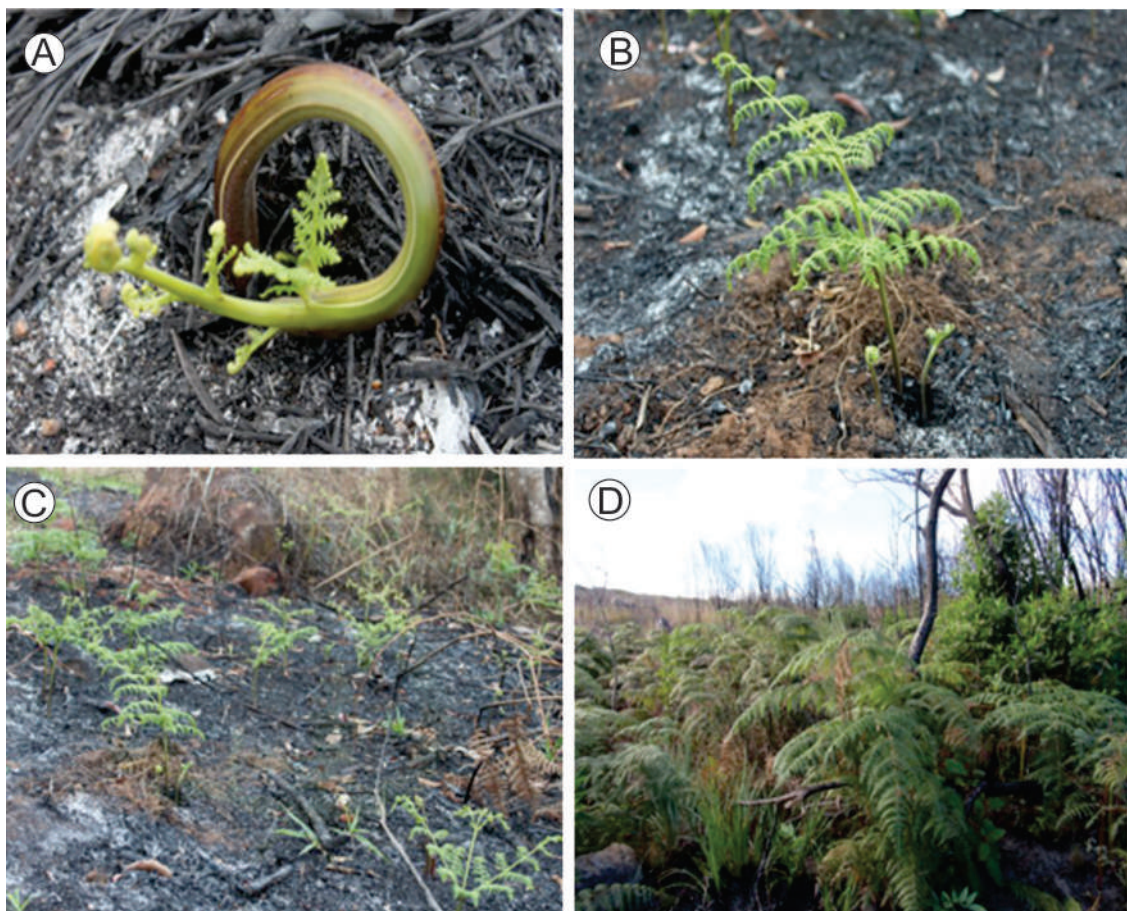
6. O FOGO COMO PROPULSOR DE OCORRÊNCIA DA SAMAMBAIA DO CAMPO

A ocorrência de fogo tem contribuído para aumentar a disseminação de samambaias do gênero *Pteridium* em diversas áreas do mundo (ALONSO-AMELOT, 1999). O surgimento e o incremento na densidade do *Pteridium* em áreas que sofreram desmatamento e ação do fogo têm sido apontados por vários autores (ROOS et al., 2010; TOBAR et al., 2011; RIBEIRO et al., 2013).

A presença de *Pteridium* pode aumentar a ocorrência de fogo (SILVA-MATOS; BELINATO, 2010), devido à grande produção de biomassa e ao acúmulo de camada espessa de serapilheira, que contribui ainda mais para aumentar a frequência e a intensidade dos incêndios em ecossistemas naturais (MOONEY; HOBBS, 2000; SILVA-MATOS; BELINATO, 2010), pois a área fica muito inflamável (SNOW; MARRS, 1997). Portanto, esse pode ser um ciclo contínuo, visto que a ocorrência de incêndios pode provocar empobrecimento do solo, o que facilitaria ainda mais a invasão da samambaia do campo.

Pteridium esculentum subsp. *arachnoideum* domina completamente as áreas onde correm incêndios com certa frequência, pois seu rizoma é subterrâneo e rebrota facilmente após o fogo (SILVA-MATOS et al., 2002). Nessas áreas, a proliferação de *Pteridium* ocorre rapidamente tanto por meio da germinação de esporos, quanto pela rebrota e proliferação de seus rizomas (Figura 6).

A germinação dos esporos de *Pteridium* é favorecida em solos alcalinos (RHEIHEIMER et al., 2003; TAVARES FILHO et al., 2011). Dessa forma, a elevação significativa no pH do solo, que ocorre, por pouco tempo, logo após a queimada, proporciona um ambiente vantajoso para a germinação de esporos dessa planta.



Fotos: Israel Marinho Pereira

Figura 6

Detalhes da dinâmica de ocupação da samambaia do campo, com surgimento de brotos novos (A), emissão das frondes (B), aumento da população (C) e fechamento do dossel (D) em áreas pós-fogo em Diamantina, MG.

7. PRINCÍPIOS TÓXICOS PARA ANIMAIS E HUMANOS

As samambaias do gênero *Pteridium* são consideradas naturalmente carcinogênicas para animais (ALONSO-AMELOT et al., 2001; FURLAN et al., 2014). Efeitos tóxicos em animais de grande porte, como bovinos e equinos, são conhecidos desde o século XIX. Também há relatos do efeito tóxico dessas plantas para seres humanos, quando expostos a elas indireta ou diretamente, os quais apresentam elevação de risco para câncer de esôfago e de estômago (SMITH et al., 2000).

No Brasil, a intoxicação de animais domésticos por samambaias do gênero *Pteridium* tem sido destacada como uma importante causa de morte de bovinos (TOKARNIA et al., 2012; FURLAN et al., 2014). Em locais onde *Pteridium* é abundante, a hematúria enzoótica bovina (HEB) tem sido responsável por perdas econômicas significativas no rebanho (SILVA et al., 2009; GALVÃO et al., 2012). A introdução de substâncias tóxicas presentes em *Pteridium* nos organismos animais decorre do consumo de brotos da planta (folha jovem) como alimento para seres humanos, ou do consumo da planta nos casos de animais próximo das áreas infestadas (VETTER, 2009). De acordo com Gomes et al. (2012), o broto de samambaia é conhecido por conter uma toxina chamada ptaquilósido, possivelmente cancerígena para seres humanos (YAMADA et al., 2007).

Os efeitos cancerígenos em animais que consomem brotos de *Pteridium* já foram constatados em algumas pesquisas (YAMADA et al., 2007; VETTER, 2009). No entanto, a relação entre a exposição ou o consumo de broto de *Pteridium* e a saúde humana continua a ser esclarecida.

Esse hábito, ou seja, o consumo do broto de *Pteridium* por seres humanos, tem sido associado à influência da cultura oriental, principalmente do Japão. No Brasil, é muito comum o consumo de broto de samambaia nas regiões de Ouro Preto, Diamantina e Serro, em Minas Gerais. Porém, a exposição às partes tóxicas da planta pode também estar associada à exposição indireta a águas subterrâneas contaminadas, à inalação de esporos, assim como à ingestão de leite de vacas alimentadas com brotos de samambaia (ALONSO-AMELOT, 1997; GOMES et al., 2012). Evidências epidemiológicas sustentam a associação entre a exposição ao broto de samambaia e o desenvolvimento do câncer gástrico (ALONSO-AMELOT; AVENDAÑO, 2001).

Além disso, de acordo com Rasmussen et al. (2008), a contaminação do solo e das águas, pelo processo de lixiviação, em áreas infestadas pela samambaia do campo é um fator de risco ambiental. Hojo-Souza et al. (2010) reforçam essa constatação quando destacam que a ampla ocorrência de *Pteridium* em algumas regiões aumenta os riscos de

seu componente carcinogênico contaminar o solo e a água pelo processo de lixiviação, o que representa um risco ambiental para a saúde animal, inclusive para o ser humano.

8. MÉTODOS DE CONTROLE DA SAMAMBAIA DO CAMPO

As plantas do gênero *Pteridium* são um desafio para o manejo e a conservação da biodiversidade ao redor do mundo, por se tornarem dominantes em áreas degradadas ou que sofrem impactos antrópicos (ROYO; CARSON, 2009; GHORBANI et al., 2007; MAREN et al., 2008a; STEWART et al., 2008), causando danos econômicos e ecológicos e fazendo com que seu controle seja uma necessidade urgente no mundo inteiro. No entanto, o controle da samambaia do campo é extremamente difícil, e muitas estratégias têm sido testadas, sem alcançar sua eliminação por completo (LE DUC et al., 2003; STEWART et al., 2008; ROOS et al., 2011).

Em muitos casos, a comunidade resultante após o manejo populacional da samambaia do campo pode ainda não ser a desejada (LE DUC et al., 2000; MARRS et al., 2000). Um exemplo é o que se constatou na RPPN Fartura, em Capelinha, Minas Gerais. Em alguns trechos onde se conseguiu controlar a samambaia do campo, houve a colonização e expansão do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) (Figura 7), outra invasora que compromete o processo de sucessão da área. Dessa forma, fica evidente que, além do controle da samambaia do campo, o uso de técnicas de restauração da área, como plantio de mudas de espécies autóctones de rápido crescimento, semeadura direta com sementes de espécies arbóreas e herbáceas e/ou condução da regeneração natural, é necessário para o bom equilíbrio dos ecossistemas naturais.

A escolha do(s) método(s) adequado(s) vai depender muito dos recursos disponíveis, das condições do sítio em relação a clima, solo e declividade do terreno, além dos objetivos propostos para a área-alvo. Todos os métodos podem ser eficazes, desde que sejam observadas as peculiaridades de cada um e que eles sejam realizados de forma adequada.

Estudos sobre técnicas de controle de *Pteridium* no Brasil ainda são incipientes. Portanto, é interessante que sejam testadas algumas formas de controle já avaliadas em outros países. Neste capítulo, vamos apresentá-las em quatro grupos distintos de controle: mecânico, químico, cultural ou sucessional e misto ou combinado. Esses métodos estão sendo propostos com base nos estudos realizados pelos grupos de pesquisa em recuperação de áreas degradadas e controle de plantas invasoras da UFVJM.

É importante destacar que o ideal é evitar a infestação pela samambaia do campo, sendo esta uma prerrogativa do método de controle preventivo. Em se tratando de florestas, a adequada preservação, evitando-se a formação de clareiras, seja pela extração de



Fotos: Israel Marinho Pereira

Figura 7

Detalhe de um trecho onde houve o controle da *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* em uma área de Floresta Estacional Semidecidual, na RPPN Fartura, em Capelinha, MG, com invasão de capim-gordura (*Melinis minutiflora*).

indivíduos, seja pela ocorrência de incêndios, é condição para que eventuais propágulos da samambaia do campo não sejam reproduzidos.

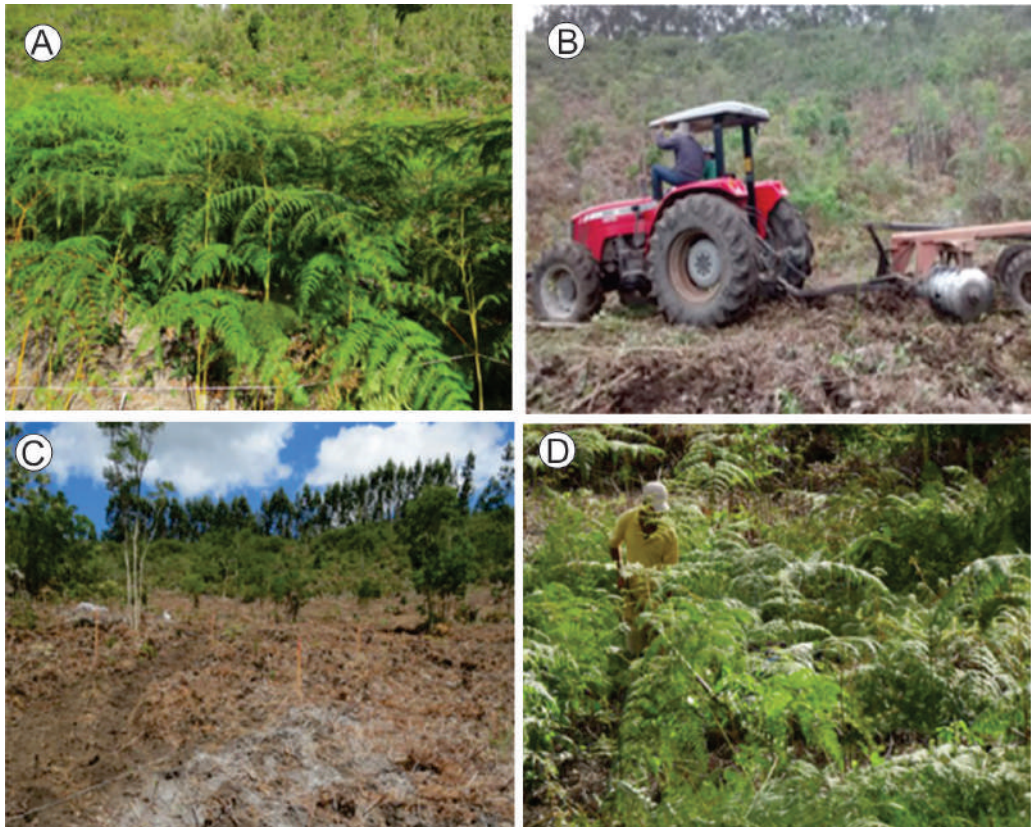
8.1 Controle mecânico

O controle mecânico consiste na remoção das folhas ou dos rizomas por meio de raspagem da camada de serapilheira, utilizando-se máquinas pesadas, como trator Bulldozer ou de esteira (LE DUC et al., 2003; GHORBANI et al., 2006), aração e gradagem em área total (COSTA, 2016), roçadas com uso de roçadeiras acopladas à tomada de força de tratores pneumáticos, roçadeiras costais, ou roçada com uso de foice.

O controle mecânico pode variar de acordo com o nível de infestação, com as condições do sítio, principalmente em relação à declividade e à presença de afloramento rochoso, com as condições de colonização ou regeneração natural dos sítios e com as condições financeiras do proprietário da área. Nas áreas com pouca declividade do terreno e com ausência (ou presença de poucas) de rochas, por exemplo, uma boa redução na

cobertura de samambaia do campo pode ser obtida por meio do uso de aração (SNOW; MARRS, 1997) ou gradagem. O objetivo do uso desse implemento é cortar os rizomas da samambaia e expô-los a danos como geadas, em algumas regiões, ou à ação dos raios solares, em outras, e, assim, melhorar a eficiência no controle da espécie invasora.

Com base nos conhecimentos adquiridos, podemos sugerir a realização do controle mecânico em duas etapas. A primeira, mediante o uso de uma roçada com roçadeira mecânica acoplada a um trator, ou roçadeira costal nos sítios onde não haja impedimento, e a segunda, uma aração ou gradagem (Figura 8).



Fotos: Israel Marinho Pereira

Figura 8

Visão geral em uma área de Floresta Estacional Semidecidual, na RPPN Fartura, em Capelinha, MG: invasão de samambaia do campo (A), remoção com gradagem (B e C) e roçada manual (D).

A roçada, tanto por meio do uso de roçadeiras acopladas a tratores, quanto de costais, é uma forma comum de controle mecânico de plantas daninhas no Brasil. Nas regiões com declividade acentuada, recomenda-se a roçada com uso de foice (Figura 8D), visando evitar acidentes com os operadores.

Quando o método mecânico é utilizado como estratégia de controle da samambaia do campo, é recomendado cortar as folhas antes que haja a translocação das folhas novas para os rizomas em grandes quantidades (WILLIAMS; FOLEY, 1976). Marrs e Watt (2006) sugerem que as folhas da samambaia do campo sejam cortadas no início do verão, quando a planta atinge o ponto de máxima expansão das folhas, reduzindo-se, assim, ao máximo as reservas de carboidratos e nutrientes que seriam translocadas e armazenadas nos rizomas (WILLIAMS; FOLEY, 1976).

Lowday e Marrs (1992), estudando métodos de controle em clima temperado, constataram que controle mecânico como o corte reduz a cobertura da samambaia do campo lentamente. Por isso, para que o efeito da técnica seja mais eficiente, é necessário que ela ocorra repetidas vezes, fornecendo, assim, uma abertura de maior duração para a restauração da área. Nesse sentido, o corte da samambaia do campo deve ser realizado uma, duas ou três vezes por ano, durante um período de, pelo menos, três anos consecutivos (LOWDAY; MARRS, 1992; PAKEMAN; MARRS, 1992; MARRS et al., 2000; GHORBANI et al., 2007). Esse procedimento proporcionará tempo suficiente para que outras espécies colonizem o local. Conforme Marrs et al. (1998a), em uma área na Inglaterra, as folhas da samambaia do campo foram cortadas a cada seis meses, durante 18 anos consecutivos, suprimindo-a efetivamente nos primeiros anos, porém não foi possível reduzir ou erradicar permanentemente a espécie.

Carvalho (2016), avaliando duas formas de controle mecânico da samambaia do campo (gradagem e roçada com roçadeira costal) em área de Mata Atlântica, na RPPN Fartura, em Capelinha, Minas Gerais, constatou, aos nove meses após a aplicação dos métodos de controle, redução na cobertura da invasora de aproximadamente 80% para a gradagem e 65% para a roçada com roçadeira costal.

Resultados semelhantes foram obtidos por Cervasio et al. (2009), que, testando métodos de controle da samambaia do campo na Itália, verificaram a eficiência da gradagem, uma vez que o número de indivíduos foi reduzido e a regeneração natural de espécies nativas induzida. É importante salientar que, normalmente, seus rizomas encontram-se profundamente enterrados, o que permite aos indivíduos resistirem às adversidades do ambiente, já que atuam como órgão de armazenamento de nutrientes e possuem propriedades de expansão, facilitando a colonização e a fixação da planta

no ambiente (SALGADO, 2012). Além disso, seu sistema de reprodução rizomatoso favorece a competição com as outras espécies pelos recursos naturais, comprometendo a regeneração natural (MARRS et al., 2000). Desta forma, ao executar a gradagem como método de controle, o solo é revolvido, promovendo o corte dos rizomas, o que afeta a rede rizomatosa e, conseqüentemente, a propagação, a nutrição e a estabilidade da espécie (PAKEMAN et al., 2002).

Maren et al. (2008b) avaliaram a eficiência de diferentes métodos (dois herbicidas e dois intervalos de corte) no controle de samambaia do campo durante sete anos, na Noruega. Os autores constataram redução de 75% na cobertura de folhas no primeiro ano de controle, com a realização de dois cortes, sendo o primeiro em junho e o segundo em agosto. Estudos que avaliam formas para o controle de *Pteridium* indicam que, em longo prazo, a melhor medida adotada seria o corte total, de preferência quando executado duas vezes por ano, o que se torna uma atividade onerosa do ponto de vista logístico e financeiro (COX et al., 2007; MARRS et al., 2007).

8.2 Controle químico

O asulam é o herbicida mais utilizado para o controle da samambaia do campo em climas temperados, sendo prescrito para ser translocado para o rizoma e se acumular em gemas ativas e dormentes, com efeito letal. Porém, é improvável que a ação do herbicida tenha efeito significativo sobre a quantidade de reservas de carboidratos do rizoma, portanto os herbicidas que atacam os brotos do rizoma são mais eficazes.

No caso específico do asulam, o mecanismo de ação envolve a inibição da síntese de microtúbulos durante o processo de mitose. Assim, células em divisão, principalmente nas raízes, são comprometidas. Contudo, admitindo-se a pouca translocação do herbicida, as plantas já adultas não são bem controladas. No Brasil, há somente uma formulação comercial do produto, que é recomendado exclusivamente para controle de gramíneas na cultura da cana-de-açúcar (BRASIL, 2017).

O asulam é um herbicida seletivo e pode ser pulverizado em todas as densidades de samambaias do campo, porque apresenta pouco efeito sobre a vegetação subsequente, exceto sobre outras samambaias e algumas briófitas (ROWNTREE; SHEFFIELD, 2005). Por isso, tem sido recomendado para uso em áreas onde já há presença da regeneração natural.

Esse herbicida frequentemente produz boa redução em folhas no ano seguinte após a pulverização. No entanto, muitas vezes há uma rápida recuperação das folhas, sendo necessário repetir a aplicação nos anos seguintes (ROBINSON, 2000). Burge e Kirkwood

(1992) conseguiram redução de 90 a 95% das folhas de *Pteridium* após uma aplicação de asulam na menor dosagem avaliada (2.400 g.ha⁻¹).

Maren et al. (2008b), avaliando a eficiência de dois herbicidas no controle de *Pteridium aquilinum* em uma área em restauração durante sete anos, na Noruega, constataram redução de 98 e 99% na cobertura da espécie invasora com o uso dos herbicidas amidosulfuron e asulam, respectivamente. Os autores ressaltaram, ainda, que o efeito dos herbicidas foi rápido, sendo a eficiência do asulam, no controle populacional, verificada até o final dos sete anos (longo prazo). Já o amidosulfuron foi eficiente apenas nos quatro primeiros anos (curto prazo). Diferentemente do asulam, esse herbicida é uma sulfonilureia capaz de controlar plantas com baixas doses, inibindo a síntese de aminoácidos e, conseqüentemente, de proteínas, o que impede o crescimento das plantas. O amidosulfuron não é comercializado no Brasil.

Já o glyphosate é um herbicida não seletivo, e deve ser utilizado em áreas com presença de samambaia do campo e ausência (ou presença de pouca) de vegetação regenerante. Trata-se de um herbicida de amplo espectro de ação, de baixo custo, sistêmico e sem efeito residual no solo para outras espécies vegetais. Uma vantagem do glyphosate é que ele produz sintomas visíveis logo após a aplicação, permitindo que seja constatada a eficiência de uso do produto.

Roos et al. (2011) constataram que o uso de 1.920 g.ha⁻¹ de glyphosate foi eficaz na redução da cobertura de *Pteridium*, mas com baixo efeito inibitório na produção de novas folhas. Essa baixa eficácia do herbicida na redução da produção de folhas foi atribuída à baixa dosagem utilizada no controle. Já Burge e Kirkwood (1992) obtiveram redução de até 97% das folhas de *Pteridium* após uma aplicação de glyphosate de 2.400 g.ha⁻¹.

Costa (2016), avaliando o controle da samambaia do campo por meio do uso dos herbicidas glyphosate e paraquat, constatou redução na densidade de folhas de 60 e 50%, respectivamente. Deve ser ressaltado que esses herbicidas são eficientes no controle da samambaia do campo em curto prazo. O paraquat, em particular, possui ação muito rápida (em algumas horas após a aplicação), contudo, por ser um produto de contato, não é eficiente no controle das estruturas de propagação subterrâneas da espécie. Pretrov e Marrs (2000) também verificaram que o uso do glyphosate reduziu a infestação de samambaia do campo em curto prazo e facilitou a regeneração de espécies nativas, porém houve o restabelecimento da samambaia do campo após cinco anos.

Costa (2016), avaliando o efeito do uso do herbicida glyphosate e da remoção da serapilheira no controle de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* em uma área de Floresta Estacional Semidecidual, na RPPN Fartura, em Capelinha, Minas Gerais,

constatou redução de aproximadamente 70% na cobertura da planta (Figura 9) nos seis primeiros meses após a aplicação.



Fotos: Israel Marinho Pereira

Figura 9

Detalhes do efeito do herbicida glyphosate na samambaia do campo (A), remoção da serapilheira (B), cobertura de samambaia após seis meses do controle com roçada mecânica sem remoção da serapilheira (C) e aplicação de glyphosate com remoção da serapilheira (D) em uma área de Floresta Estacional Semidecidual, na RPPN Fartura, em Capelinha, MG.

Os herbicidas geralmente têm bom efeito, no entanto a samambaia do campo ressurgue rapidamente, a não ser que eles sejam aplicados constantemente (LOWDAY; MARRS, 1992), o que, de certa forma, tende a onerar muito o controle. Marrs et al. (1998b), estudando métodos de controle de samambaia do campo, verificaram que o asulam demonstrou bons resultados, uma vez que as folhas da invasora foram reduzidas de

forma significativa nos primeiros anos após o controle. Porém, a reinfestação da área foi rápida.

Dessa forma, o controle é capaz de promover apenas espaços que, durante um período, tornam possíveis a chegada e a germinação de propágulos, permitindo o início da regeneração natural e a restauração das áreas dominadas. Portanto, é recomendado que o controle seja repetido por um período de cinco a sete anos consecutivos (MARRS; WATT, 2006). Roos et al. (2010) obtiveram o máximo controle com a aplicação dos tratamentos em quatro vezes consecutivas, em intervalos de quatro a seis meses.

Quando se optar pelo uso da capina química para o controle de plantas invasoras em ecossistemas naturais, é essencial a escolha correta e criteriosa do produto a ser administrado, devendo, sempre que possível, ser escolhidos herbicidas que promovam o mínimo de impacto ao ambiente. Dentre esses estão o glyphosate e o paraquat, que, segundo Dias et al. (1982), são herbicidas com efeitos residuais curtos, sendo fortemente adsorvidos pelos colóides do solo. Além disso, são produtos de baixo custo, o que viabiliza seu uso no controle de áreas extensas.

Os herbicidas devem ser aplicados após o período de completa expansão das folhas de *Pteridium*, a fim de garantir a máxima absorção e translocação para o sistema de rizomas abaixo do solo. Esses produtos químicos podem reduzir em até 95% a densidade de frondes no ano seguinte ao tratamento (MARRS; WATT, 2006).

8.3 Controle cultural ou sucessional

Este método consiste no controle da samambaia do campo por meio da adoção de práticas como queima controlada, plantio de mudas de espécies arbóreas e plantio de espécies herbáceas e arbustivas (ambas de rápido crescimento), visando promover o sombreamento da samambaia. Além disso, a correção da acidez do solo faz parte desse método de controle.

Em outras palavras, esse tipo de controle se baseia na tentativa de inibir o desenvolvimento da samambaia do campo por meio da introdução de outra vegetação, como semeadura direta, plantio de mudas, entre outros (LOWDAY; MARRS, 1992). O método aproveita os processos ecológicos, como competição e sucessão natural, para controlar a densidade populacional da samambaia do campo (PAKEMAN et al., 2002; SLOCUM et al., 2006). Nos ecossistemas tropicais, por exemplo, espécies arbóreas pioneiras de rápido crescimento, que proporcionam rápido recobrimento do solo, têm sido utilizadas como controle biológico de samambaia do campo.

Nesse sentido, devem-se priorizar as espécies autóctones, pois elas já são adaptadas às condições edafoclimáticas existentes (ANAND; DESROCHERS, 2004; RAO, 2014), permitindo, assim, o restabelecimento da vegetação sobre a população de samambaia do campo presente na área e mantendo o controle populacional da invasora, de forma que possibilite a chegada e o estabelecimento de outras espécies. Para isso, além da escolha correta das espécies, outras questões ainda devem ser levadas em consideração, como a densidade e o modelo de plantio a serem utilizados, uma vez que elas influenciam diretamente a otimização do uso dos recursos disponíveis, a taxa de crescimento, o sombreamento e os custos de implantação e manutenção dos plantios (NASCIMENTO et al., 2012).

Espécies pioneiras têm sido utilizadas na tentativa de controlar a infestação de samambaia do campo em áreas de agricultura em pousio, visando acelerar a cobertura do solo e reduzir a densidade da planta invasora (DIEMONT; MARTIN, 2009). Levy-Tacher et al. (2015) avaliaram o controle da samambaia do campo e a indução da regeneração natural por meio do uso da semeadura direta e do plantio de mudas de *Ochroma pyramidale* (balsa), espécie pioneira de rápido crescimento, em uma área de agricultura abandonada em pousio em uma floresta tropical, em terras indígenas, no México. Os autores constataram que o plantio de 2.500 mudas.ha⁻¹ e a combinação deste com a semeadura direta, realizada com aproximadamente 78 sementes.m² da espécie, reduziram significativamente a biomassa de *Pteridium aquilinum*. Já Douterlungne et al. (2013) destacam que a espécie *Ochroma pyramidale* atinge uma taxa de sobrevivência acima de 90% e uma altura de 6 a 7 m após o primeiro ano de crescimento, promovendo, assim, amplo sombreamento e controle da samambaia do campo.

No controle da samambaia do campo por meio do uso de outra vegetação, é necessária a remoção da planta infestante antes da introdução da(s) espécie(s)-alvo. Slocum et al. (2006) obtiveram resultados promissores no controle de samambaias na República Dominicana, com uma combinação de coroamento manual e plantio de mudas de espécies lenhosas. Douterlungne et al. (2013), em um trabalho realizado no México, testaram o corte em consórcio com o plantio de uma espécie pioneira de rápido crescimento, obtendo resultados promissores. Os autores ressaltaram que esses resultados dependem muito das espécies utilizadas e das condições edafoclimáticas do local em questão.

Douterlungne et al. (2010) testaram o plantio da balsa, combinado a diferentes intensidades de retiradas iniciais de samambaia do campo, no México. Os autores verificaram que a rápida cobertura do solo oferecida pela balsa contribuiu para uma menor cobertura da samambaia, e concluíram que a melhor forma de combate seria, inicialmente, o uso de métodos manuais, com posterior plantio de espécies nativas, a fim de cobrir a área e conter o retorno da invasora.

Constantin (2011) sugere a correção do solo por meio da calagem como uma forma de controle da samambaia do campo, uma vez que ela é uma espécie adaptada à acidez. Não há registro na literatura que comprove a influência da acidez do solo na colonização de samambaia. No entanto, há um mito, que se propaga, de que a samambaia do campo só se estabelece em locais com solo ácido, ou que ela seja indicadora de acidez do solo.

Costa (2016) verificou que, na verdade, a espécie é detentora de uma ampla plasticidade, conseguindo se estabelecer, inclusive, em sítios com solos com elevada acidez, condição restritiva para muitas espécies de plantas. Em contrapartida, seu estudo mostrou que a aplicação de calcário favorece o desenvolvimento da samambaia, não sendo essa, portanto, uma técnica capaz de promover o controle dessa espécie, uma vez que a calagem promoveu o incremento de sua biomassa.

Hartig e Beck (2003) relataram que uma possibilidade para o controle de *Pteridium*, em áreas de agricultura tropical, é a utilização do controle biológico por meio de fungos patogênicos (*Ascochyta pteridis*), uma vez que, ao longo do tempo, existe a possibilidade desses fungos diminuírem o seu vigor, pois inviabilizam o crescimento dos rizomas. Porém, essa possibilidade deve ser mais bem investigada.

O controle da samambaia do campo por pisoteio de animais, principalmente ovinos e bovinos, também pode ser utilizado como uma variante ao corte. No entanto, essa opção pode ser menos eficaz do que o corte, pois promove menos danos à camada de serapilheira, mas é especialmente adequada para terrenos difíceis, que colocam em risco a integridade do trabalhador. Como amplamente discutido, há vários registros na literatura de que a espécie é tóxica para alguns animais, principalmente bovinos, o que torna a prática inviável.

Outra técnica, testada por Roos et al. (2010) para o controle de *Pteridium* em áreas de pastagens abandonadas no sul do Equador, é o uso da solarização por meio de uma lona preta de 36 m² estendida sobre a população da planta invasora, por três semanas. Esse método, usado sozinho, ou associado a outro, promoveu redução na cobertura das folhas de *Pteridium* em mais de 90% e diminuiu a altura das folhas em até 40%.

A retirada da camada de serapilheira também propiciou redução das folhas de samambaia do campo, tendo sido obtidas menor porcentagem de cobertura da espécie e maior incidência de radiação fotossinteticamente ativa em relação aos tratamentos com manutenção da matéria morta (COSTA, 2016). Essa diminuição da densidade de frondes da samambaia do campo se deve à possível remoção de esporos juntamente com a serapilheira, visto que esses se encontram em maior quantidade na camada superficial do solo, diminuindo significativamente sua viabilidade, com a profundidade (RAMÍREZ-TREJO et al., 2004).

Além disso, é provável que a retirada de serapilheira altere as condições de temperatura e umidade do solo, devido à exposição à radiação solar, podendo esse fator ser desfavorável para a germinação do banco de esporos. Segundo Mehltreter et al. (2010), condições ambientais como umidade, temperatura e fotoperíodo, ou a combinação desses elementos, são os fatores mais importantes para determinar a viabilidade de esporos de samambaia do campo.

Assim, tendo em vista que espécies pioneiras necessitam de luz para germinar (SOUZA; VALIO; 2001), sendo consideradas fotoblásticas positivas, a maior entrada de luz no dossel inferior da samambaia do campo pode ser fator essencial para a indução da germinação e o desenvolvimento da maioria das espécies pioneiras presentes no banco de sementes, o que favorece o controle de *Pteridium*.

8.4 Controle misto ou combinado

O corte, duas ou três vezes por ano, consorciado com o uso de herbicida, é considerado o método mais eficaz de controle de *Pteridium* na região da Grã-Bretanha e Inglaterra (LE DUCK et al., 2000). Alguns autores, como Pakeman e Marrs (1992) e Marrs et al. (2000), sugerem que o controle da espécie seja realizado por meio do uso de técnicas como roçada mecânica e uso de herbicidas.

Roos et al. (2010), avaliando o efeito de diferentes métodos, compostos por diferentes formas de controle de *Pteridium*, em pastagens abandonadas no sul do Equador, constataram, após dois anos de controle, que a erradicação completa da espécie foi impossível. Ou seja, após a aplicação dos tratamentos, por seis vezes consecutivas, foi possível reduzir mais de 80% da cobertura inicial de frondes, independentemente do tratamento utilizado.

Nesse estudo, foi observado que os tratamentos compostos pelos herbicidas picloram + metsulfuron-methyl, glyphosate, asulam e metsulfuron-methyl + corte proporcionam redução de mais de 90% da cobertura de *Pteridium*. Já os tratamentos com uso de asulam + corte, corte, metsulfuron-methyl + corte, solarização com lona preta e solarização com lona preta + corte foram mais eficazes na redução da altura das plantas, acima de 40% cada. É importante destacar que herbicidas como picloram possuem elevado poder residual, com persistência superior a três anos em algumas situações, além de intoxicar espécies arbóreas. Assim sendo, os autores consideram que essa característica inviabiliza seu uso em áreas florestais.

Pakeman et al. (1992) testaram os efeitos de dois tratamentos, sendo um o corte e o outro a aplicação do herbicida asulam. Após seis anos de avaliação, concluíram que

ambos os métodos foram eficientes na redução da população, já que eles conseguiriam atacar de forma eficaz o rizoma. No entanto, esses métodos de controle não foram capazes de erradicar totalmente a planta da área de estudo.

Maren et al. (2008b), avaliando a eficiência de diferentes métodos de controle (dois herbicidas e dois intervalos de corte) na restauração de área sob invasão de *Pteridium aquilinum*, durante sete anos, na Noruega, constataram redução de 75% da cobertura da espécie invasora no primeiro ano de controle e 99 e 98% para os herbicidas asulam e amidosulfuron, respectivamente. Os autores constataram, ainda, que o efeito dos herbicidas foi rápido, sendo eles mais eficientes no controle populacional em curto prazo. Porém, observaram que os níveis de cobertura obtidos para o corte anual se igualaram aos obtidos para asulam a partir do quarto ano de controle. Por outro lado, todos os métodos de controle foram eficientes na restauração das características estruturais, da diversidade e da composição da vegetação nativa na área.

Alday et al. (2013), ao avaliarem diferentes métodos de controle de *Pteridium aquilinum* na Grã-Bretanha, em dois ambientes – um de pastagens em solos ácidos e outro de vegetação secundária, constataram que os efeitos dos métodos de controle foram diferentes para cada ambiente. Para a área de pastagens, os tratamentos compostos pelo uso do herbicida asulam no primeiro ano e corte em junho, no segundo ano, e asulam no primeiro ano e corte em junho + asulam, no segundo, foram os tratamentos que promoveram a maior resistência de reinfestação da espécie invasora na área. Já para a área de vegetação secundária, a aplicação repetida dos tratamentos compostos por um corte por ano, realizado em junho, ou dois cortes por ano, sendo o primeiro em junho e o segundo em agosto, proporcionou a maior resistência à infestação, além da resiliência, que promoveu o estabelecimento da regeneração natural.

Carvalho (2016), avaliando o plantio misto de espécies pioneiras e não pioneiras de rápido crescimento em diferentes densidades de plantio na RPPN Fartura, em Capelinha, Minas Gerais, constatou que a combinação de um plantio mais adensado (2.000 a 4.000 plantas.ha⁻¹) com espécies pioneiras de rápido crescimento (*Inga sessilis*, *Tapirira guianenses*, *Anadenanthera colubrina*, *Platycomus regnelli*, *Enterolobium contortisiliquum*), aliada ao controle inicial de remoção do *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* com gradagem do solo, promoveu redução de 75% da cobertura da samambaia, aos nove meses após a aplicação dos tratamentos. Já quando o controle inicial foi realizado por meio da roçada com auxílio de roçadeira costal, a redução obtida foi de 65%. Esse resultado levou a autora a concluir que a combinação de plantios adensados com espécies de rápido crescimento, aliada à remoção da samambaia do campo por meio de gradagem, é mais eficaz no controle e na restauração de áreas dominadas pela espécie.

9. EFEITO DO CONTROLE DA SAMAMBAIA DO CAMPO NA RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS

Apenas o controle da samambaia do campo não é suficiente para promover o estabelecimento e o desenvolvimento de espécies-alvo em projetos de restauração, sendo necessária a combinação de mecanismos de controle e tratamentos de restauração que levem em consideração aspectos do sítio, como condições do solo e do banco de sementes presente (DE GRAAF et al., 1998). Lowday e Marrs (1992) sugerem a remoção da densa camada de serapilheira, o que propicia melhorias nas condições do solo, de modo a favorecer a germinação do banco de sementes e a chegada da chuva de sementes. Já Silva-Matos e Belinato (2010) indicam o desbaste da samambaia do campo como forma de restauração ambiental.

De acordo com Costa (2016), a retirada da camada de serapilheira também propiciou redução das folhas de samambaia do campo, tendo sido obtidas menor porcentagem de cobertura da espécie e maior incidência de radiação em relação aos tratamentos com manutenção da matéria morta (Figura 10). A influência da remoção da serapilheira na indução da regeneração natural também foi constatada por Cavalho (2016), que ao avaliar a condução e a indução da regeneração natural em área de Mata Atlântica, na RPPN Fartura, em Capelinha, Minas Gerais, sob invasão de samambaia do campo, por meio de diferentes métodos de controle, com e sem retirada da serapilheira, verificou que as maiores taxas de recrutamento, tanto para número de espécies, quanto de indivíduos, foram obtidas nos tratamentos em que foi realizada a capina em área total ou a remoção da serapilheira (Figura 10).

A vantagem positiva do corte é que a remoção da biomassa de samambaia do campo ajuda a interromper a formação da espessa camada de serapilheira que vai se acumulando ao longo dos anos (MARRS; LOWDAY 1992; MARRS et al., 1998b), o que dificulta o estabelecimento da regeneração natural e o crescimento e desenvolvimento de novos indivíduos introduzidos pelos plantios de restauração. Ou seja, como mencionado, essa camada produzida pelo acúmulo das folhas da samambaia do campo é densa e altamente resistente à decomposição, o que dificulta a chegada de sementes e de luz e, conseqüentemente, inibe a regeneração, sendo, portanto, sua retirada necessária (PEARSALL; GORHAM 1956).

A roçada em área total com a retirada da palhada (serapilheira) contribui para a redução do denso dossel formado pela samambaia do campo (GHORBANI et al., 2006), eliminando a competição exercida pela invasora. Além disso, uma vez que a barreira física formada pelas densas frondes e pela espessa camada de serapilheira de samambaia

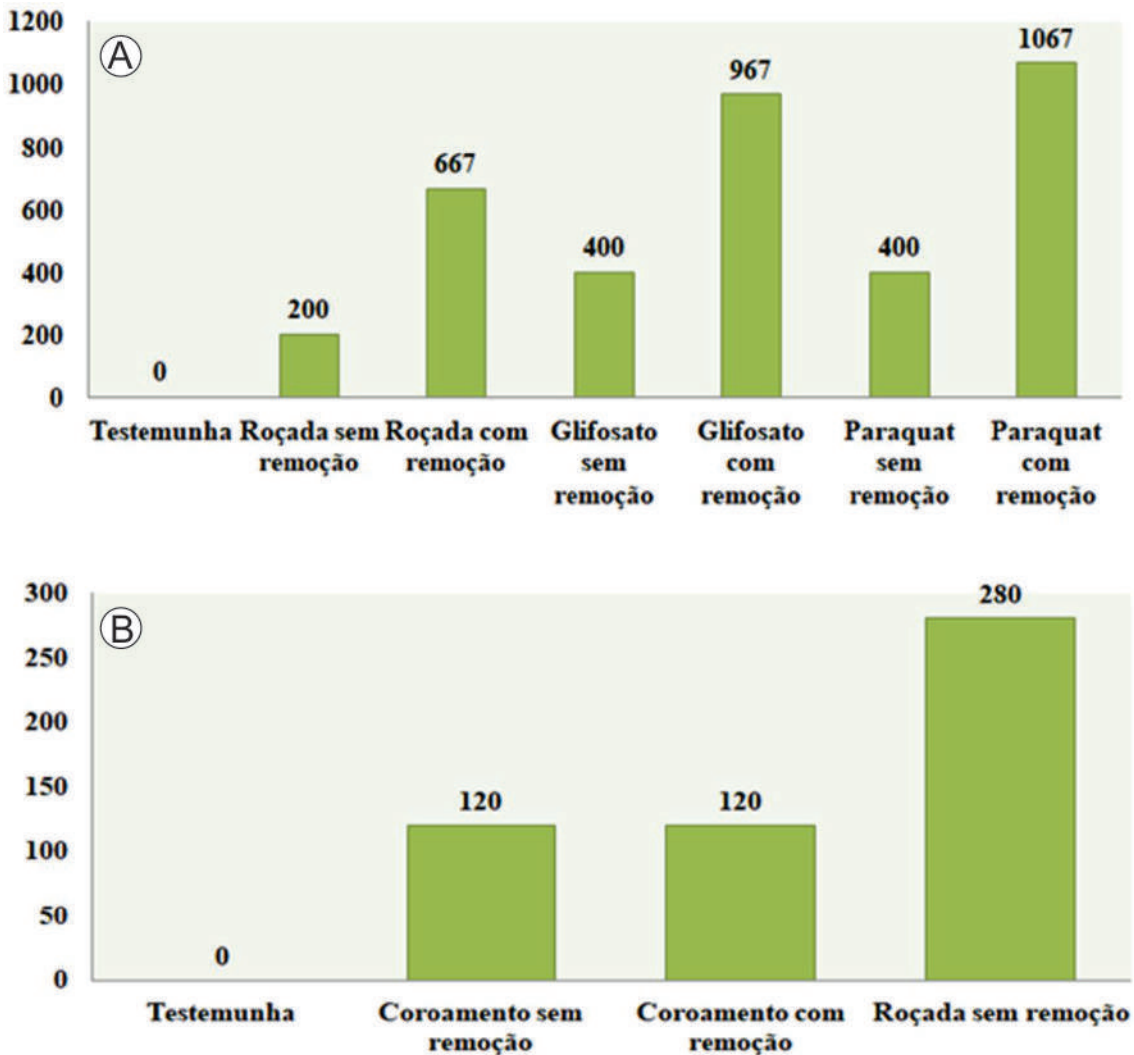


Figura 10

Número de plantas regenerantes de espécies arbóreas em razão do manejo mecânico (A) e químico (B) da samambaia do campo em uma área de Floresta Estacional Semidecidual, na RPPN Fartura, em Capelinha, MG.

do campo é totalmente removida (MARRS; WATT, 2006), ocorrem a maior incidência luminosa (PITMAN, 1995) e a chegada de propágulos na área, facilitando a germinação do banco de sementes.

10. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As samambaias do gênero *Pteridium* são plantas invasoras que vêm causando sérios problemas de invasão biológica no mundo inteiro, resultando em prejuízos aos ecossistemas naturais, à economia e à saúde pública em vários países.

Por se tratar de uma planta invasora de ampla ocorrência e agressividade, faz-se necessária a adoção de medidas de controle que mantenham os ecossistemas invadidos em equilíbrio, ou o mais próximo disso. A completa erradicação da samambaia do campo parece ser uma utopia, principalmente em longo prazo. No entanto, é possível manejá-la, de forma a reduzir sua cobertura e permitir o estabelecimento da vegetação autóctone, por meio da regeneração natural, ou reduzir a competição, nos casos de plantios, nos ecossistemas tropicais.

Todas as formas de controle têm se mostrado eficientes, mas elas necessitam ser repetidas durante alguns anos consecutivos. No Brasil, o uso do método químico de controle é dificultado pelo menor número de herbicidas aptos para serem utilizados em áreas a serem reflorestadas. Nesse sentido, os autores deste capítulo consideram o glyphosate a melhor opção disponível, pelo baixo custo, pela boa translocação nas plantas e pela ausência de resíduos no solo para outras espécies vegetais.

Além disso, o plantio de mudas de espécies pioneiras de rápido crescimento, e que possuem copa ampla, tem sido eficiente, principalmente, nas áreas com presença de fontes de propágulos nas adjacências. De modo semelhante, a remoção da samambaia do campo juntamente com a camada de serapilheira acumulada reduz ou elimina a barreira física que funciona como um filtro ecológico, promovendo a chegada e a germinação de sementes persistentes no banco de sementes do solo, favorecendo, assim, a regeneração natural dessas áreas. Logo, essa é uma forma de controle viável e eficaz.

A aplicação de sistemas agroflorestais, com o uso de espécies agrícolas durante os primeiros anos e de espécies arbóreas de rápido crescimento nos anos subsequentes, a exemplo do eucalipto, amplamente cultivado na região de Capelinha, Minas Gerais, para promover o sombreamento e o consequente controle da samambaia, pode ser uma estratégia interessante para o Brasil, principalmente em regiões pobres como o norte de Minas Gerais.

11. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALDAY, J. G.; COX, E. S.; PAKEMAN, R. J. et al. Overcoming resistance and resilience of an invaded community is necessary for effective restoration: a multi-site bracken control study. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, p. 156-167, 2013.
- ALONSO-AMELOT, M. E.; CASTILHO, U.; DE JONGH, F. Passage of the bracken fern carcinogen ptaquilol side into bovine milk. **Le Lait**, v. 73, n. 3, p. 323-32, 1993.
- ALONSO-AMELOT, M. E. The link between bracken fern and stomach cancer. **Milk Nutrition**, v. 13, n. 7/8, p. 694-696, 1997.
- ALONSO-AMELOT, M. E. Helecho macho, salud animal y salud humana. **Revista de la Facultad de Agronomía**, v. 16, n. 5, p. 528-47, 1999.
- ALONSO-AMELOT, M. E.; AVENDAÑO, M. Possible association between gastric cancer and bracken fern in Venezuela: An epidemiologic study. **International Journal of Cancer**, v. 91, n. 8. p. 252-259, 2001.
- ALONSO-AMELOT, M. E.; AVERDÃO, M. Human carcinogenesis and bracken fern: a review of the evidence. **Current Medicinal Chemistry**, v. 9, n. 6, p. 675-686, 2002.
- AMARAL, W.G. **Dinâmica da flora arbustivo-arbórea colonizadora em uma área degradada pela extração de ouro em Diamantina, MG**. 2010. 39 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2010.
- ANAND, M.; DESROCHERS, R. E. Quantification of restoration success using complex systems concepts and models. **Conservation Biology**, v. 12, n. 1, p. 117-123, 2004.
- BECARI-VIANA, I.; SCHWARTSBURD, P. B. Morpho-anatomical studies and evolutionary interpretations of the rhizomes of extant Dennstaedtiaceae. **American Fern Journal**, v. 107, n. 3, p. 105-123, 2017.
- BRANDÃO, J. F. C.; MARTINS, S. V.; BRANDÃO, I. J. Potencial de regeneração de uma área invadida por *Pteridium aquilinum* no Parque Nacional do Caparaó. **Floresta**, v. 46, n. 4, p. 543-552, 2016.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br>>. Acesso em: 24 se. 2017.
- BROWNSEY, P. J. The taxonomy of bracken (*Pteridium*: Dennstaedtiaceae) in Australia. **Australian Systematic Botany**, v. 2, p. 113-128, 1989.
- BURGE, M. N.; KIRKWOOD, R. The control of bracken. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 12, p. 299-333, 1992.
- CARVALHO, T. F. **Estratégias para a restauração de áreas com invasão de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn no domínio da Mata Atlântica, na RPPN Fartura, em Capelinha-MG**.

2016. 127 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2016.

CERVASIO, F.; PONZETTA, M. P.; ARGENTI, G.; MESSERI, A.; CROCETTI, C.; STAGLIANÒ, N. Effects of different establishment techniques on pasture improvements for wild animals in the italian Apennine Mountains. **Grassland Science in Europe**, v. 14, p. 76-78, 2009.

CONSTANTIN, J. Métodos de manejo. In: OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. (Ed.). **Biologia e manejo de plantas daninhas**. Curitiba: Omnipax, 2011. p. 67-77.

COSTA, D. C. A. **Avaliação de técnicas de controle de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. na RPPN Fartura, em Capelinha, MG.** 2016. 79 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2016.

COX, E. S.; MARRS, R. H.; PAKEMAN, R.; LE DUC, M. G. Amulti-site assessment of the effectiveness of *Pteridium aquilinum* control in Great Britain. **Applied Vegetation Science**, v. 10, p. 229-440. 2007.

CRUZ, G. D.; BRACARENSE, A. P. F. R. L. Toxicidade da samambaia (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) para a saúde animal e humana. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 25, n. 3, p. 249-258, 2004.

DE GRAAF, M. C. C.; VERBEEK, P. J. M.; BOBBINK, R.; ROELOFS, J. G. M. Restoration of species-rich dry heaths: the importance of appropriate soil conditions. **Acta Botanica**, v. 47, n. 1, p. 89-111, 1998.

DEN OUDEN, J. **The role of Bracken (*Pteridium aquillinum*) in forest dynamics**. Wageningen: Wageningen University. 2000.

DER, J. P.; THOMSON, J. A.; STRATFORD, J. K. et al. Global chloroplast phylogeny and biogeography of bracken (*Pteridium*; Dennstaedtiaceae). **American Journal of Botany**, v. 96, p. 1041-1049, 2009.

DIAS, C. A.; FLECK, N. G. Efeitos dos herbicidas glyphosate e paraquat, aplicados ao solo, sobre a emergência de feijão e soja e de algumas espécies daninhas. **Planta Daninha**, v. 5, n. 1, p. 23-34, 1982.

DIEMONT, S. A. W.; MARTIN, J. F. Lacandon Maya ecosystem management: sustainable design for subsistence and environmental restoration. **Ecological Applications**, v. 19, p. 254-266, 2009.

DOLLING, A.; ZACKRISSON, O.; NILSSON, M. C. Seasonal variation in phytotoxicity of bracken (*Pteridium aquilinum* L. Kuhn). **Journal of Chemical Ecology**, v. 20, n. 12, p. 3163-3172, 1994.

DOUTERLUNGNE, D.; LEVY-TACHER, S. I.; GOLICHER, D. J. et al. Applying indigenous knowledge to the restoration of degraded tropical Rain forest clearings dominated by bracken fern. **Restoration Ecology**, v. 18, p. 322–329, 2010.

- DOUTERLUNGNE, D.; THOMAS, E.; LEVY-TACHER, S. I. Fast-growing pioneer tree stands as a rapid and effective strategy for bracken elimination in the Neotropics. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 5, p. 1257-1265, 2013.
- DRING, M. J. The influence of shaded conditions on the fertility of bracken. **British Fern Gazette**, v. 9, p. 222–227, 1965.
- FURLAN, F. H.; COSTA, F. L.; TORRES JR, S. C. S. et al. Perfil de propriedades rurais com pastos invadidos por *Pteridium arachnoideum* na região norte de Mato Grosso e prevalência de hematuria enzoótica bovina. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 34, n. 8, p. 753-759, 2014.
- GALVÃO, A.; BRITO, M. F.; ARAGÃO, A. P. et al. Sobrevivência/viabilidade de bovinos com hematuria enzoótica após transferência para região livre de *Pteridium arachnoideum*. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 32, n. 9, p. 887-902, 2012.
- GHORBANI, J. A.; LE DUC, M. G.; MCALLISTER, H. A. Effects of the litter layer of *Pteridium aquilinum* on seed banks under experimental restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 9, n. 1, p. 127-136, 2006.
- GHORBANI, J.; LE DUC, M. G.; MCALLISTER, H. A. et al. Temporal responses of propagule banks during ecological restoration in the United Kingdom. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 1, p. 103-117, 2007.
- GIL DA COSTA, R. M.; BASTOS, M. M. S. M.; OLIVEIRA, P. A. et al. Bracken-associated human and animal health hazards: Chemical, biological and pathological evidence. **Journal of Hazardous Materials**, v. 203-204, p. 1-12, 2012.
- GOMES, J.; MAGALHÃES, V.; AMADO, I. F. et al. *Pteridium aquilinum* and its ptaquiloside toxin induce DNA damage response in gastric epithelial cells, a link with gastric carcinogenesis. **Toxicological Sciences**, v. 126, n. 1. p. 60-71, 2012.
- HARTIG, K.; BECK, E. The bracken fern (*Pteridium arachnoideum* (Kaulf. Maxon) dilemma in the Andes of Southern Ecuador. **Ecotropica**, v. 9, p. 3-13, 2003.
- HOJO-SOUZA, N. S.; CARNEIRO, C. M.; SANTOS, R. C. *Pteridium aquilinum*: O que sabemos e o que ainda falta saber. **Biosci. J.**, v. 26, n. 5, p. 798-808, 2010.
- HUGHES, E. J.; AITCHINSON, J. W. Bracken and the common lands of Wales. In: SMITH, R. T.; TAYLOR, J. A. (Ed.). Bracken: ecology, land use and control technology. Carnforth: Parthenon Publishing Group, 1986, p. 93-100.
- JATOBA, L. J. **Alelopatia em *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon. (Dennstaedtiaceae)**. 2016. 113 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2016.
- JATOBA, L. J.; VARELA, R. M.; MOLINILLO, J. M. G. et al. Allelopathy of Bracken Fern (*Pteridium arachnoideum*): New Evidence from Green Fronds, Litter, and Soil. **Plos One**, v. 11, p. 1-16, 2016.

- KUTNJAK, H.; LETO, J.; ŠĆEPANOVIĆ, M. et al. Allelopathic inhibitory effect of *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn on germination of *Festuca arundinacea* Schreb. and *Trifolium pratense* L. In: 46th Croatian and 6th International Symposium on Agriculture. **Proceedings...** Opatija, Croatia, 2011. p. 752-754.
- LE DUC, M. G.; PAKEMAN, R. J.; PUTWAIN, P. D. et al. The variable responses of *Pteridium aquilinum* fronds to control treatments in Great Britain. **Annals of Botany**, v. 85, (Suppl. 2), p. 17-29, 2000.
- LE DUC, M.; PAKEMAN, R.; MARRS, R. Changes in the rhizome system of bracken subjected to long-term experimental treatment. **Journal of Applied Ecology**, v. 40, n. 3, p. 508-522, 2003.
- LEVY-TACHER, S. I.; VLEUT, I.; ROMÁN-DAÑOBEYTIA, F. et al. Natural regeneration after long-term bracken fern control with balsa (*Ochroma pyramidale*) in the neotropics. **Forests**, v. 6, p. 2163-2177, 2015.
- LOWDAY, J. E.; MARRS, R. H. Control of bracken and restoration of heathland. I. Control of bracken. **Journal of Applied Ecology**, v. 29, p. 195-203, 1992.
- MAREN, I. E.; VANDVIK, V.; EKELUND, K. Effectiveness of chemical and mechanical *Pteridium aquilinum* control treatments in northern coastal heathlands on Lygra. **Conservation Evidence**, v. 5, p. 12-17, 2008a.
- MAREN, I.; VANDVIK, V.; EKELUND, K. Restoration of bracken-invaded *Calluna vulgaris* heathlands: effects on vegetation dynamics and non-target species. **Biological Conservation**, v. 141, n. 4, p. 1032-1042, 2008b.
- MARRS, R. H.; LOWDAY, J. E. Control of bracken and the restoration of heathland. II. Regeneration of the heathland community. **Journal of Applied Ecology**, v. 29, p. 204-211, 1992.
- MARRS, R. H.; JOHNSON, S. W.; LE DUC, M. G. Control of bracken and restoration of heathland. VII. Effects of bracken control treatments on the rhizome and its relationship with frond performance. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, n. 5, p. 748-757, 1998a.
- MARRS, R. H.; JOHNSON, S. W.; LE DUC, M. G. Control of bracken and the restoration of heathland. VI. The response of fronds to 18 years of continued bracken control or 6 years of control followed by recovery. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, n. 4, p. 479-490, 1998b.
- MARRS, R. H.; LE DUC, M. G.; MITCHELL, R. J. et al. The ecology of bracken: its role in succession and implications for control. **Annals of Botany**, v. 85, n. 1, p. 3-15, 2000.
- MARRS, R. H.; WATT, A. S. Biological flora of the British Isles: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. **Journal of Ecology**, v. 94, n. 6, p. 1272-1321, 2006.
- MARRS, R. H.; GALTRESS, K.; TONG, C. et al. Competing conservation goals, biodiversity or ecosystem services: element losses and species recruitment in a managed moorland-bracken model system. **Journal of Environmental Management**, v. 85, n. 4, p. 1034-1047, 2007.

MICKEL, J. T.; SMITH, A. R. The Pteridophytes of Mexico. **Memoirs of the New York Botanical Garden**, v. 88, p. 1-1055, 2004.

MOONEY, H. A.; HOBBS, R. **Invasive species in a changing world**. Washington, DC: Island Press, 2000. p. 65-93.

NASCIMENTO, D. F.; LELES, P. S. S.; OLIVEIRA NETO, S. N. et al. Crescimento inicial de seis espécies florestais em diferentes espaçamentos. **Cernea**, v. 18, n. 1, p. 159-165, 2012.

NÓBREGA, G. A.; PRADO, J. Pteridófitas da vegetação nativa do Jardim Botânico Municipal de Bauru, Estado de São Paulo, Brasil. **Hoehnea**, v. 35, n. 1, p. 7-55, 2008.

PAKEMAN, R. J.; MARRS, R. H. The conservation value of bracken *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn-dominated communities in the UK, and an assessment of the ecological impact of bracken expansion or its removal. **Biological Conservation**, v. 62, n. 2, p. 101-114, 1992.

PAKEMAN, R. J.; THWAITES, R. H.; LE DUC, M. G. et al. The effects of cutting and herbicide treatment on *Pteridium aquilinum* encroachment. **Applied Vegetation Science**, v. 5, n. 2, p. 203-212, 2002.

PEARSALL, W. H.; GORHAM, E. Production ecology. 1. Standing crops of natural vegetation. **Oikos**, v. 7, p. 193-201, 1956.

PETROV, P.; MARRS, R. H. Follow-up methods for bracken control following an initial glyphosate application: the use of weed wiping, cutting and reseeding. **Annals of Botany**, v. 85, p. 31-35, 2000.

PIMENTEL, D. **Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species**. 2. ed. New Uok: CRC Press, 2011.

PITMAN, J. I. Interception of solar and PAR radiation by bracken. In: SMITH, R. T.; TAYLOR, J. A. (Ed.). **Bracken: an environmental issue**. Aberystwyth: University of Wales, 1995. p. 59-63.

PORTELA, R. C. Q.; MATOS, D. M. S.; SIQUEIRA, L. P. D. et al. Variation in aboveground biomass and necromass of two invasive species in the Atlantic rainforest, southeast Brazil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 23, n. 2, p. 571-577, 2009.

RAMÍREZ-TREJO, M.; PÉREZ-GARCA, B.; OROZCO-SEGOVIA A. Analysis of fern spore banks from the soil of three vegetation types in the central region of Mexico. **American Journal of Botany**, v. 91, n. 91, p. 682-688, 2004.

RAO, R. Ecological restoration of basalt quarry- the case of Timba, Gujarat. **Journal of Mechanical and Civil Engineering**, v. 11, p. 17-19, 2014.

RASMUSSEN, L. H. **Ptaquiloside – an environmental hazard? Occurrence and fate of a bracken (*Pteridium* sp.) toxin in terrestrial environments**. Ph.D. thesis, The Royal Veterinary and Agricultural University, Frederiksberg, Denmark, October 2003.

RASMUSSEN, L.; LAUREN, D.; SMITH, B. et al. Variation in ptaquiloside content in bracken (*Pteridium esculentum* (Forst.) cockayne in New Zealand. **New Zealand Veterinary Journal**, v. 56, n. 6, p. 304-309, 2008.

RHEINHEIMER, D. S.; SANTOS, J. C. P.; FERNANDES, V. B. B.; MAFRA, A. L.; ALMEIDA, J. A. Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. **Ciência Rural**, v. 33, n. 1, p. 49-55, 2003.

RIBEIRO, S. C.; BOTELHO, S. A.; FONTES, M. A. L. et al. Regeneração natural em áreas desmatadas e dominadas por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. na Serra da Mantiqueira. **Cerne**, v. 19, n. 1, p. 65-76, 2013.

ROBINSON, R. C. The means to large-scale, effective bracken clearance. In: TAYLOR, J. A.; SMITH, R. T. (Ed.). **Bracken Fern: toxicity, biology and control**. Aberystwyth: IBG, 2000. p. 156-162.

ROOS, K.; ROLLENBECK, R.; PETERS, T. et al. Growth of tropical bracken (*Pteridium arachnoideum*): response to weather variations and burning. **Invasive Plant Science and Management**, v. 3, n. 4, p. 402-411, 2010.

ROOS, K., RËODEL, H. G.; BECK, E. Short- and long-term effects of weed control on pastures infested with *Pteridium arachnoideum* and an attempt to regenerate abandoned pastures in South Ecuador. **Weed Research**, v. 51, n. 2, p. 165-176, 2011.

ROWNTREE, J. K.; SHEFFIELD, E. S. Effects of asulam spraying on non-target ferns. **Canadian Journal of Botany**, v. 83, p. 1622-1629, 2005.

ROYO, A. A.; CARSON, W. P. On the formation of dense understory layers in forests phylogeny and biogeography of bracken (*Pteridium*; Dennstaedtiaceae). **American Journal of Botany**, v. 96, n. 5, p. 1041-1049, 2009.

SAKAGAMI, C. R. **Pteridófitas do parque ecológico da Klabin, Telêmaco Borba, Paraná, Brasil**. 2006. 200 f. Dissertação (Pós-Graduação em Botânica) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2006.

SALGADO, R. S. **Identificação de unidade de habitat (UH) para *Pteridium aquilinum*, em áreas selecionadas da área de proteção ambiental (APA) Gama e Cabeça de Veado, DF**. 2012. 109 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento e Gestão Ambiental) – Universidade Católica de Brasília, Brasília, 2012.

SCHENEIDER, L. Invasive species and land-use: The effect of land management practices on bracken fern invasion in the region of Calakmul, Mexico. **Journal of Latin American Geography**, v. 5, n. 2, p. 91-107, 2006.

SCHWARTSBURD, P. B.; MORAES, P. L. R. DE; LOPES-MATTOS, K. L. B. Recognition of two morpho-types in eastern South American brackens (*Pteridium* – Dennstaedtiaceae – Polypodiopsida). **Phytotaxa**, v. 170, n. 2, p. 103-117, 2014.

- SCHWARTSBURD, P. B.; YAÑEZ, A.; PRADO, J. Formal recognition of six subordinate taxa within the South American bracken fern, *Pteridium esculentum* (*P. esculentum* subsp. *arachnoideum* – Dennstaedtiaceae), based on morphology and geography. **Phytotaxa**, v. 333, n. 1, p. 22, 2017.
- SHIGESADA, N.; KAWASAKI, K. **Biological invasions: theory and practice**. New York: Oxford University Press, 1997. 218 p.
- SILVA, M. A.; SCÁDUA C. M.; DÓREA M. D. et al. Prevalência de hematúria enzoótica bovina em rebanhos leiteiros na microrregião do Caparaó, Sul do Espírito Santo, entre 2007 e 2008. **Ciência Rural**, v. 39, n. 6, p. 1847-1850, 2009.
- SILVA, U. S. R.; SILVA-MATOS, D. M. The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, n. 9, p. 3035-3043, 2006.
- SILVA-MATOS, D. M.; SANTOS, C. J. F.; CHEVALIER, D. R. Fire and restoration of the largest urban forest of the world in Rio de Janeiro City, Brazil. **Urban Ecosystems**, v. 6, n. 3, p.151-161, 2002.
- SILVA-MATOS, D. M.; PIVELLO, V. R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura**, v. 61, n. 1, p. 27-30, 2009.
- SILVA-MATOS, D. M.; BELINATO, T. A. Interference of *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon. (Dennstaedtiaceae) on the establishment of rainforest trees. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 2, p. 311-316, 2010.
- SILVA-MATOS, D. M.; XAVIER, R. O.; TIBERIO, F. C. S. et al. A comparative study of resource allocation in *Pteridium* in different Brazilian ecosystems and its relationship with European studies. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 156-65, 2014.
- SLOCUM, M. G., AIDE, T. M., ZIMMERMAN, J. K. et al. A strategy for restoration of montane forest in anthropogenic fern thickets in the Dominican Republic. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 4, p. 526-536, 2006.
- SMITH, B. L., LAUREN, D. R.; PRAKASH, A. S. Bracken fern (*Pteridium*) toxicity in animal and human health. In: TAYLOR, J. A.; SMITH, R. T. (Ed.). **Bracken fern: toxicity, biology and control**. Aberystwyth: IBG, 2000. p. 76-85.
- SNOW, C. S. R.; MARRS, R. H. Restoration of *Calluna* heathland on a bracken infested site in north-west England. **Biological Conservation**, v. 81, p. 35-42, 1997.
- SOUZA, R. P.; VALIO, I. F. M. Seed size, seed germination and seedling survival of Brazilian tropical tree species differing in successional status. **Biotropica**, v. 33, n. 3, p. 447-457, 2001.
- STEWART, G.; COX, E.; LE DUC, M. et al. Control of *Pteridium aquilinum*: meta-analysis of a multi-site study in the UK. **Annals of Botany**, v. 101, n. 7, p. 957-70, 2008.
- SUAZO-ORTUÑO, I.; LOPEZ-TOLEDO, L.; ALVARADO-DÍAZ, J. et al. Land-use change

dynamics, soil type and species forming mono-dominant patches: the case of *Pteridium aquilinum* in a neotropical rain forest region. **Biotropica**, v. 47, n. 1, p. 18-26, 2015.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TAVARES FILHO, J.; FERREIRA, R. R. M.; FERREIRA, V. M. Fertilidade química de solo sob pastagens formadas com diferentes espécies nativas e com *Brachiaria decumbens* manejadas com queimadas anuais. **Semina, Ciências Agrárias**, v. 32, n. 1, p. 1771-1782, 2011.

TAYLOR, J. A. The bracken problem: a global perspective. In: THOMSON, J. A.; SMITH, R. T. (Ed.). **Bracken biology and management**. Sydney: The Australian Institute of Agricultural Science, 1990, p. 3-19.

THOMSON, J. A. Morphological and genomic diversity in the genus *Pteridium* (Dennstaedtiaceae). **Annals of Botany**, v. 85, p. 77-99, 2000.

THOMSON, J. A. Morphotype and conflicting taxonomies in *Pteridium* (Dennstaedtiaceae: Pteridophyta). **Fern Gazette**, v. 18, p. 101-109, 2008.

THOMSON, J. A. Taxonomic status of diploid southern hemisphere brackens (*Pteridium*: Dennstaedtiaceae). **Telopea**, v. 14, p. 43-48, 2012.

TIBERIO, F. C. S.; XAVIER, R. O.; SILVA-MATOS, D. M. Efeito do fogo sobre banco de sementes do solo em área invadida por *Pteridium arachnoideum* (Kauf) Maxon na RECOR, Brasília, DF, Brasil. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE ECOLOGIA, 3., 2009, São Lourenço, MG. **Anais...** São Lourenço, MG, 2009.

TOBAR, A. C.; FAZ, E. M.; MURILLLO, V.; VEJA, V. Reporte de casos de hematuria enzoótica bovina por Ingestión de *Pteridium arachnoideum* en la Región Ganadera de San Miguel de Bolívar, provincia Bolívar, Ecuador. **Revista Salud Animal**. v. 33, n. 3, p. 197-202. 2011.

TOKARNIA, C. H.; DOBEREINER, J.; PEIXOTO, P. V. **Plantas tóxicas do Brasil**. Rio de Janeiro: Helianthus, 2000.

TOKARNIA, C. H.; BRITO, M. F.; BARBOSA, J. D. et al. **Plantas tóxicas do Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro: Helianthus, 2012.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2006. 592 p.

TRYON, R. M. Revision of the genus *Pteridium*. **Contributions from the Gray Herbarium of Harvard University**, v. 134, p. 1-31, 37-67, 1941.

VETTER, J. A biological hazard of our age: bracken fern [*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn] – a review. **Acta Veterinaria Hungarica**, v. 57. p. 183-196, 2009.

WATT, A. S. Contributions to the ecology of bracken (*Pteridium aquilinum*) I. The rhizome. **New Phytologist**, v. 39, n. 4, p. 401-411, 1940.

WHITEHEAD, D. C. Identification of p-hydroxybenzoic, vanillic, p-coumaric and ferulic acids in soils. **Nature**, v. 202, p. 417-418, 1964.

WILLIAMS, G. H.; FOLEY, A. Seasonal variations in the carbohydrate content of bracken. **Botanican Journal of the Linnean Society**, v. 73, n. 1-3, p. 87-94, 1976.

WOLF, P. G.; ROWE, C. A.; DER, J. P. et al. Origins and diversity of a cosmopolitan fern genus on an island archipelago. **AoB Plants**, v. 7, p. 118, 2015.

YAMADA, K; OJIKI, M; KIGOSHI, H. Ptaquiloside, the major toxin of bracken, and related terpene glycosides: chemistry, biology and ecology. **Natural Product Reports**, v. 24, p. 798-813, 2007.

ZHOU, S.; DONG, W.; CHEN, X. et al. How many species of bracken (*Pteridium*) are there? Assessing the Chinese brackens using molecular evidence. **Taxon**, v. 63, p. 509-521, 2014.

CAPÍTULO 6

Aspectos ecológicos e métodos de controle de gramíneas africanas na restauração ecológica

*Paula Alves Oliveira
Israel Marinho Pereira
Márcia Vitória Santos
José Barbosa dos Santos
Wander Gladson Amaral*

1. INTRODUÇÃO

Uma das principais causas de perda de biodiversidade mundial é a invasão biológica. Estima-se que o número de plantas vascularizadas, naturalizadas, no mundo seja maior que 13.000 espécies (van KLEUNEN et al., 2015), o que resulta em impactos a longo prazo e leva à extinção de espécies nativas, seja diretamente, pela competição, ou indiretamente, devido às alterações que essas espécies causam no sistema (MATTHEWS, 2005).

A invasão biológica por gramíneas africanas no Brasil ocorre principalmente em ambientes abertos (BARBOSA et al., 2016; ZENNI et al., 2016). Nessas regiões, essas gramíneas podem levar à substituição dos graminoides (Cyperaceae e Poaceae) nativos (PIVELLO et al., 1999b; ROSSI et al., 2014), impedindo o estabelecimento de novos indivíduos ou causando a mortalidade das espécies já presentes na área (SILVA et al., 2013).

Várias espécies de gramíneas foram introduzidas no Brasil acidentalmente ou para fins forrageiros e se tornaram invasoras agressivas, dificultando a permanência de espécies nativas (PIVELLO et al., 1999a, 1999b). Além das diversas espécies do gênero *Urochloa*, que se destacam, são exemplos *Andropogon gayanus* Kunth; *Arundo donax* L.; *Bambusa textilis* McClure; *B. vulgaris* Schrad. ex J. C. Wendl.; *Cenchrus ciliaris* L.; *Cortaderia selloana* (Schult. e Schult. f.) Asch. e Graebn.; *Cynodon dactylon* (L.) Pers.; *Digitaria decumbens* Stent; *Echinochloa crus-galli* (L.) P. Beauv.; *Eragrostis plana* Nees; *Hyparrhenia rufa* (Nees) Stapf; *Melinis minutiflora* P. Beauv.; *M. repens* (Willd.) Zizka; *Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov.; e *P. purpureum* Schumach (ZENNI;

ZILLER, 2011). Atualmente, gramíneas exóticas são encontradas inclusive em Unidades de Conservação, que foram criadas com o objetivo de proteger a flora e a fauna nativa (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013).

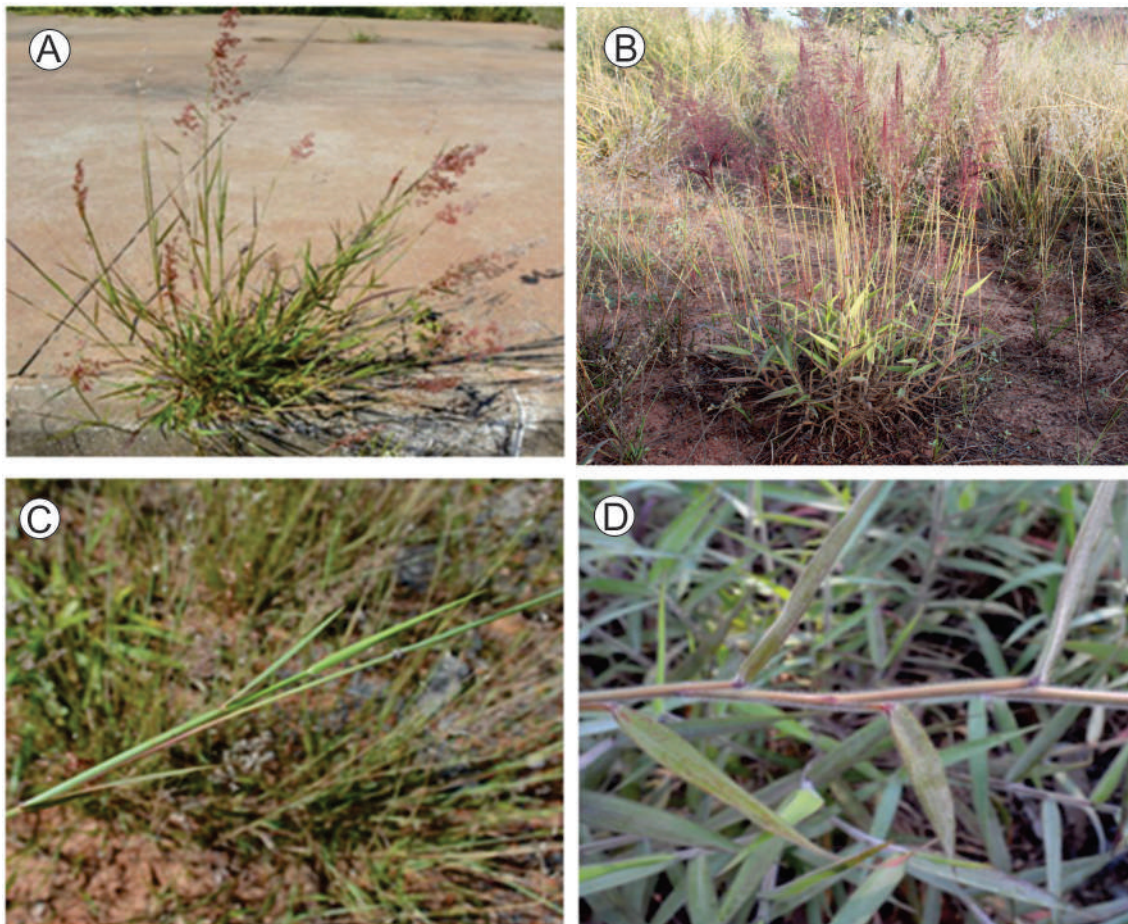
Dentre as gramíneas africanas invasoras, as que causam maiores danos à recuperação de áreas degradadas são *M. minutiflora*, *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R. D. Webster e *U. decumbens* (Stapf) R. D. Webster. Assim, será dado maior enfoque a essas três espécies.

2. CARACTERIZAÇÃO BOTÂNICA DAS PRINCIPAIS GRAMÍNEAS AFRICANAS NO BRASIL

2.1 *Melinis minutiflora* P. Beauv.

O gênero *Melinis* P.Beauv. é pertencente ao grupo das Angiospermas, família botânica Poaceae Barnhart e subfamília Panicoideae Link. No Brasil, há apenas duas espécies registradas do gênero, sendo ambas de origem africana, *Melinis repens* (Willd.) Zizka e *M. minutiflora* (Figura 1). As duas espécies são facilmente diferenciadas, principalmente devido aos pelos pegajosos e de odor característico que ocorrem sobre as bainhas e lâminas foliares de *M. minutiflora*. Esta é uma espécie naturalizada (SARAIVA et al., 1993), conhecida popularmente como capim-gordura, capim-roxo, capim-cabelo-de-negro, capim-catingueiro, capim-de-frei-luiz, capim-gordo, capim-graxa, capim-melado, capim-meloso e catingueiro. Em inglês, ela é conhecida como *molasses grass* e em espanhol, como melado (INSTITUTO HÓRUS, 2018).

M. minutiflora é uma planta de metabolismo fotossintético do tipo C4, perene, herbácea, cespitosa, com colmos geniculados, nós pilosos e avermelhados e altura média entre 0,40 e 0,60 m, podendo, em alguns casos, chegar até a 1,6 m ou mais (BOGDAN, 1977; MIDITIERI, 1983; SKERMAN; RIVERS, 1992). Possui folhas verdes, com intensa pilosidade e com bainhas envolvendo os entrenós; frequentemente o comprimento das bainhas excede o do entrenó correspondente. A bainha da última folha é particularmente comprida, podendo chegar a 30 cm (três vezes o comprimento da respectiva lâmina). Junto aos nós, os pelos são mais compridos e formam uma coroa que se destaca visualmente. Possui lígulas formadas por uma cortina de cílios, densos e bem desenvolvidos. As lâminas foliares possuem até 15 cm de comprimento, com base arredondada e mais larga, estreitando progressivamente até o ápice agudo; coloração verde-acinzentada; curtos pelos brancos em ambas as faces, porém mais intensos na face dorsal; e margens ciliadas.



Fotos: Paula Alves Oliveira

Figura 1

Aspecto das touceiras de *Melinis repens* (Willd.) Zizka. (A) *Melinis minutiflora* P. Beauv., (B) em destaque as folhas com menor quantidade de pelos em *M. repens*, (C) e maior quantidade de pelos em *M. minutiflora*, (D), em áreas com invasão biológica no Campus JK da UFVJM, Diamantina, MG.

A espécie possui inflorescência do tipo panículas com até 15 cm de comprimento, de coloração roxo-avermelhada na parte terminal dos colmos, que dão um aspecto de tapete arroxeadado no período de floração. A produção de biomassa da espécie no Cerrado é de 7.000 a 8.000 kg/ha, havendo registros de 93 a 188 panículas e uma média de 5.000 sementes viáveis por metro quadrado (MARTINS, 2006). O autor relatou que as sementes podem ficar dormentes por até 16 meses, havendo ainda germinação de 50% das sementes em 35 meses.

A primeira classificação da espécie foi de Palisot de Beauvois, em 1882, como *Melinis minutiflora*, sendo ao longo dos anos conhecida, também, pelos sinônimos *Suardia picta* Schrank, *Tristegis glutinosa* Nees, *Panicum minutiflorum* (P. Beauv.), *Panicum melinis* Trin e *Muelenbergia brasiliensis* Steud (OLIVEIRA, 1974). No Brasil, existem pelo menos três variedades da espécie: roxo, francano e cabelo-de-negro, devendo ser destacado que esta última possui maior capacidade de perfilhamento e cobertura do solo que as demais (FONSECA; MARTUSCELLO, 2010).

2.2 *Urochloa* spp.

O gênero *Urochloa* P. Beauv. pertence ao grupo das Angiospermas, família Poaceae Barnhart e subfamília Panicoideae Link. Por muito tempo esse gênero foi retratado pela sua sinonímia botânica *Brachiaria* (Trin.) Griseb. O nome *Brachiaria* foi utilizado pela primeira vez no século XIX, para denominar uma subdivisão do gênero *Panicum* L. (TRINIUS, 1826). Já a denominação *Urochloa* foi estabelecida em 1812, por Palisot de Beauvois (MORRONE; ZULOAGA, 1992). Após várias publicações, com opiniões se contrapondo, os taxonomistas finalmente chegaram ao consenso de que a terminologia correta para o gênero é *Urochloa* P. Beauv., sendo este o nome aceito atualmente (SORENG et al., 2015, 2017). No Brasil, há registro de 24 espécies do gênero, sendo apenas *Urochloa megastachya* (Nees ex Trin.) Morrone e Zuloaga nativa. As demais são espécies naturalizadas (SHIRASUNA, 2015), a maioria de origem africana e com potencial invasor, entre as quais se destacam *U. brizantha* e *U. decumbens*.

2.2.1 *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R. D. Webster

A espécie *U. brizantha* possui as seguintes sinonímias botânicas: *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf e *Panicum brizanthum* Hochst. ex A. Rich. Popularmente é conhecida como braquiária, braquiária-do-alto, braquiária-do-morro, braquiarão, capim-marandu, capim-piatã, brizantão, capim-xaraés, MG-5, MG-4, capim-vitória ou capim-toledo.

Segundo a caracterização do Instituto Hórus (2018), *U. brizantha* é uma planta cespitosa e ereta, com 1,0 - 1,5 m de altura, sendo a espécie de maior porte dentre as braquiárias cultivadas como forrageiras no Brasil. Possui colmos cilíndricos, estriados, glabros, verdes com nós verde-claros. O perfilhamento geralmente não é intenso. O sistema basal é formado por rizomas curtos, com menos de 5 cm, retos ou recurvados, recobertos por escamas (catáfilos) amarelas e brilhantes. Raízes fasciculadas. Folhas em forma de bainhas fechadas, em geral densamente pilosas com pelos longos e esbranquiçados. Lígulas

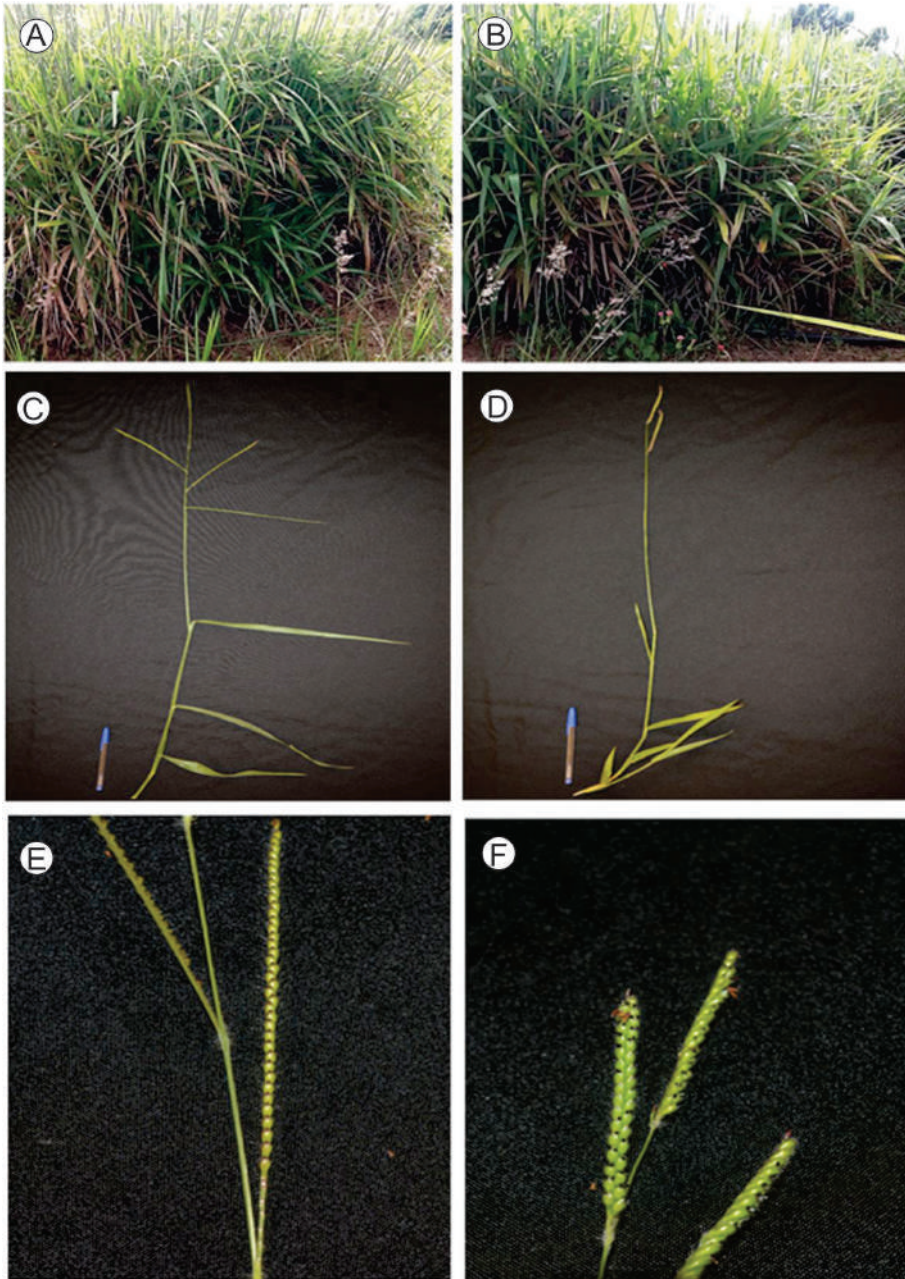
formadas por uma cortina de cílios com 2 mm de altura. Lâminas planas, linear-lanceoladas com até 40 cm de comprimento por 15 mm de largura, de margens curtamente serrilhadas, de coloração verde intensa, com posicionamento geralmente ereto. A pilosidade sobre as lâminas é muito variável, podendo ser quase inexistente ou podendo haver curtos pelos em ambas faces.

A espécie possui inflorescência do tipo panículas racemosas com 5 a 20 cm de comprimento, formadas por 1 a 12 racemos distanciados irregularmente entre si, podendo ocorrer dois racemos opostos. Espiguetas unisseriadas ao longo da ráquis, normalmente com alinhamento simples na parte terminal, orientando-se alternadamente para um e outro lado; na parte basal pode haver alinhamento duplo. A gluma inferior é largamente ovalada e abarca a espiguetas em metade de seu comprimento. O flósculo fértil apresenta 4-5 mm de comprimento, com um pequeno ponto obtuso (BOGDAN 1977; SENDULSKY 1977). Essa espécie é altamente produtiva, quando comparada às gramíneas nativas e às demais gramíneas africanas introduzidas no Brasil (FONSECA; MARTUSCELLO, 2010). *U. brizantha* diferencia-se de *U. decumbens* e *U. ruziziensis* por ser de porte quase ereto, por enraizar muito pouco nos nós e por possuir racemos geralmente mais longos (SERRÃO; SIMÃO NETO, 1971) e espiguetas predominantemente unisseriadas (Figura 2). Além disto, *U. ruziziensis* e *U. decumbens* apresentam menor porte e maior recobrimento do solo (IKEDA et al., 2013).

2.2.2 *Urochloa decumbens* (Stapf.) R. D. Webster

Conhecida popularmente como decumbens, braquiárinha ou capim-braquiária, a espécie *U. decumbens* possui apenas a sinonímia botânica *Brachiaria decumbens* Stapf. Essa espécie, segundo a caracterização do Instituto Hórus (2018), é uma planta perene de crescimento subereto ou decumbente, atingindo de 30 a 100 cm de altura, cespitosa, rizomatosa, estolonífera, com enraizamento nos nós inferiores em contato com o solo. A morfologia é bem variável para essa espécie. As plantas introduzidas em Belém, via Estados Unidos, são decumbentes ou rasteiras, com 30 a 60 cm de altura, radicantes nos nós em contato com o solo, de folhas macias e pilosas, com escassa produção de sementes (SENDULSKY, 1977). O autor relata ainda que as plantas introduzidas em São Paulo, via Austrália, têm cerca de 100 cm de altura, são mais eretas, pouco radicantes a partir de nós; rizomas muito curtos, contidos nas touceiras; folhas rígidas e esparsamente pilosas; e grande produção de sementes.

Em geral, a espécie possui colmos geniculados, ramificados, hirtusos ou glabros, sendo os nós sempre glabros e de coloração mais escura. Entrenós inferiores curtos e



Fotos: Paula Alves Oliveira

Figura 2

Aspecto das espécies *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R. D. Webster (A) e *Urochloa decumbens* (Stapf.) R. D. Webster (B) em destaque o perfilho de *U. brizantha* (D) e de *U. decumbens* (D) e as espiguetas unisseriadas de *U. brizantha* (E) e as bisseriadas de *U. decumbens* (F).

entrenós superiores mais longos. No sistema basal ocorrem dois tipos de rizomas (1) curtos, duros e nodosos e (2) alongados, também duros, de tipo estolonífero. Raízes fasciculadas. Planta com folhas numerosas, bainhas estriadas e mais compridas que os entrenós, envolvendo completamente o colmo. Lígulas em forma de densa cortina de cílios com cerca de 1 mm de altura. Lâminas lanceoladas ou linear-lanceoladas, de base arredondada e ápice acuminado, com até 18 cm de comprimento por 1,5 cm de largura; hirtusas em ambas as faces; e margens espessas (INSTITUTO HÓRUS, 2018). Na parte terminal dos colmos surgem racemos de menor tamanho que os de *U. brizantha* e que se dispõem de forma ascendente. O número de racemos na inflorescência é variável, porém dificilmente esse número é superior a seis (SERRÃO; SIMÃO NETO, 1971).

3. DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DAS PRINCIPAIS GRAMÍNEAS AFRICANAS

3.1 *Melinis minutiflora* P. Beauv.

M. minutiflora é originária do leste da África (BOGDAN, 1977). Devido ao potencial forrageiro da espécie e, conseqüentemente, à sua disseminação para além das fronteiras da África, o capim-gordura encontra-se em uma ampla distribuição geográfica (Figura 3), que vai desde regiões tropicais a regiões subtropicais, entre 30° de latitude norte e sul do Equador (MARTINS, 2006).



Figura 3

Distribuição de *Melinis minutiflora* P. Beauv. no mundo.

Fonte: Discover Life (2018).

Atualmente, além do Brasil, há relatos da espécie como invasora em diversos locais, em países como: Austrália, Jamaica, Estados Unidos (Havaí, Ilha de Guam), Samoa Americana, Ilhas Fiji, França (Polinésia Francesa, Wallis e Futuna, Ilhas Reunião), Nova Caledônia, Nova Zelândia (Niue), Palau, Papua Nova Guiné, Ilhas Salomão, Tonga e Vanuatu (INSTITUTO HÓRUS, 2018).

3.2 *Urochloa brizantha* e *Urochloa decumbens*

Como a *M. minutiflora*, essas espécies são gramíneas de metabolismo fotossintético do tipo C4, o que faz com que se desenvolvam melhor em ambientes com elevada incidência luminosa. Portanto, foram introduzidas primordialmente em países da faixa tropical (Figura 4). Na década de 1970 já havia estudos para a introdução das espécies em países

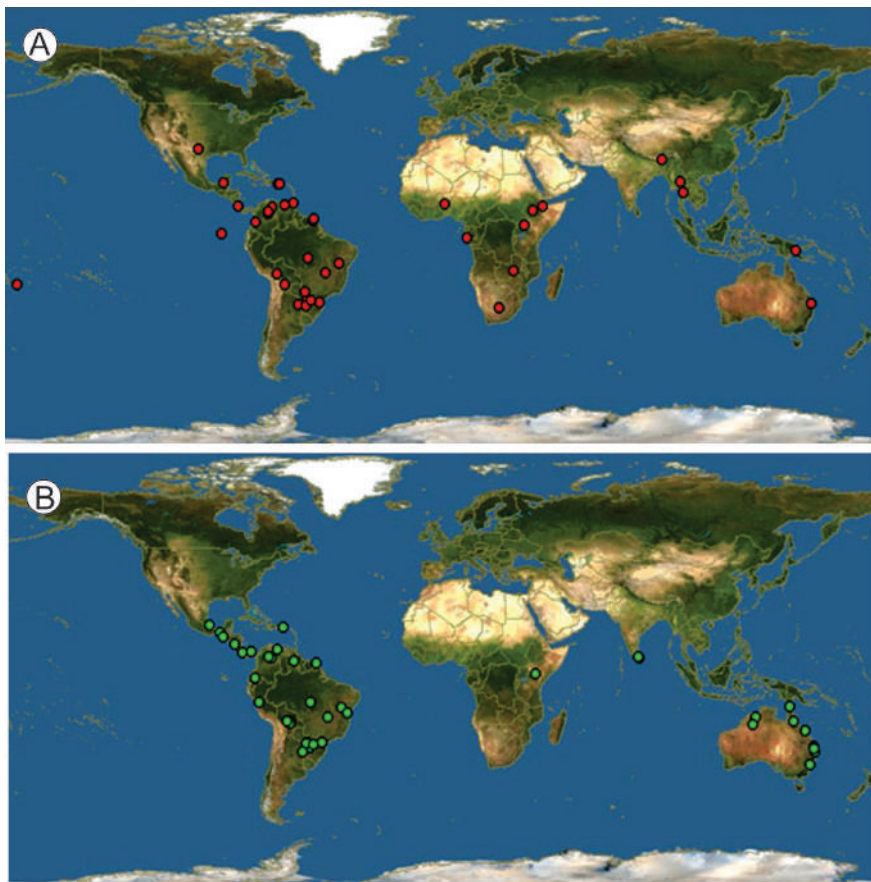


Figura 4

Distribuição de *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R. D. Webster (a) e *Urochloa decumbens* (Stapf.) R. D. Webster (b) no mundo.

Fonte: Discover Life (2018).

como Austrália, Colômbia, Venezuela, Estados Unidos (Havaí) e Suriname (SERRÃO; SIMÃO NETO, 1971). Atualmente, *U. brizantha* é também considerada invasora no Havaí e na Austrália e *U. decumbens*, nas Ilhas Galápagos, no Equador (INSTITUTO HÓRUS, 2018).

4. HABITATS DE OCORRÊNCIA DAS PRINCIPAIS GRAMÍNEAS AFRICANAS

M. minutiflora propaga-se melhor em altitudes entre 200 e 2.300 m, em uma faixa de temperatura de 18 a 27 °C (MARTINS, 2006) e precipitação entre 800 e 4.000 mm anuais, não tolerando seca excessiva nem geada (FONSECA; MARTUSCELLO, 2010). A espécie se desenvolve bem mesmo em solos com pH baixo (OLIVEIRA, 1974). Portanto, a ocorrência da espécie está mais condicionada à temperatura do que à qualidade do solo (MARTINS, 2006).

Vale destacar que *M. minutiflora* ocorre mesmo em áreas com baixa disponibilidade de nutrientes, mas segundo Bustamante et al. (2012), a adição de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, favorece sua invasão sobre as espécies de gramíneas nativas. O fósforo pode limitar o crescimento de capim-gordura (SARAIVA et al., 1993), devendo ser ressaltado que tanto o crescimento foliar quanto o radicular podem aumentar proporcionalmente à adição de fósforo ao solo (CARVALHO et al., 1993). Ao contrário das gramíneas nativas do Cerrado, *M. minutiflora* ocorre em locais de baixa relação N:P, o que evidencia sua elevada eficiência no uso do nitrogênio em comparação às gramíneas C4 nativas de regiões savânicas (LANNES et al., 2012). Na Venezuela, a adição de NPK favoreceu o aporte de biomassa e aumentou a taxa de sobrevivência no replantio da espécie (BARGER et al., 2003). Os autores observaram que em regiões savânicas, sem interferência antrópica, a invasão ocorria em taxas inferiores.

As braquiárias compartilham muitos habitats com *M. minutiflora*, no entanto exigem melhores condições do ambiente, como fertilidade do solo e precipitação anual. São de média resistência à seca, por isso se adaptaram bem a regiões tropicais úmidas. São pouco tolerantes ao frio e crescem bem em diversos tipos de solo, porém requerem boa drenagem e condições de baixa à média fertilidade. A *U. brizantha*, por exemplo, ocorre naturalmente na África tropical, sob uma precipitação anual acima de 800 mm (SEIFFERT, 1980), e possui média a alta exigência em fertilidade. Já a *U. decumbens* requer precipitação acima de 1.000 mm e tolera solos de baixa fertilidade, embora responda bem à fertilização (VILELA, 1977).

Essas espécies de braquiárias possuem ampla adaptação edáfica, ocorrendo desde margens de florestas pouco densas até regiões semidesérticas. No entanto, são mais

comuns em regiões savânicas (FONSECA; MARTUSCELLO, 2010). *U. brizantha* foi observada em locais com altitude variando entre 80 e 2.310 m, pH do solo entre 4,0 e 8,0 e meses de chuva entre 0 e 7, enquanto *U. decumbens* foi observada em altitudes entre 840 e 2.290 m, pH do solo de 4,9 a 7,0 e meses de chuva de 0 a 5 (KELLER-GREIN et al., 1996). A espécie *U. brizantha* é pouco adaptada a solos mal drenados. Nessas condições, ocorre o favorecimento à podridão de raízes por fungos, o que caracteriza a síndrome da morte do capim-marandu (DIAS-FILHO, 2006), causada pelo estresse hídrico, especialmente devido ao excesso de água.

5. INTRODUÇÃO E POTENCIAL INVASOR DAS PRINCIPAIS GRAMÍNEAS AFRICANAS

Os relatos de como *M. minutiflora* foi introduzida no Brasil são imprecisos e parece não haver muita concordância entre os autores. Para Kissmann (1997), a introdução teria acontecido por volta de 1800, de forma acidental, e posteriormente a espécie foi distribuída no País como forrageira. Há relatos de Auguste de Saint-Hilaire, de 1816, sobre a presença da espécie em áreas de florestas desmatadas para formação de pastagens na região de Vila Rica à Vila do Príncipe (LIMA, 2002), o que compreende hoje o estado de Minas Gerais. Há também a teoria de que a introdução de *M. minutiflora* no Brasil aconteceu ainda no período colonial, em decorrência da sua utilização como cama para os escravos (FILGUEIRAS, 1990). Um indício dessa introdução antiga é o fato de muitos pecuaristas erroneamente classificarem a espécie como nativa.

Portanto, a época e a causa da introdução de *M. minutiflora* no Brasil não são precisas, mas essa espécie apresentou alta adaptação às condições edafoclimáticas do País. Os solos expostos e erodidos das lavouras de café abandonadas do Vale do Paraíba, entre Rio de Janeiro e São Paulo, foram rapidamente tomados pela espécie (PARSONS, 1972). Atualmente, tem-se o registro de *M. minutiflora* em todas as regiões geográficas do Brasil, incluindo os domínios fitogeográficos Amazônia, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica (SHIRASUNA, 2015).

A espécie *M. minutiflora* cresce sobre a vegetação herbácea nativa, causando sombreamento e competição, o que pode levar à morte dessa vegetação, interferindo negativamente no equilíbrio de espécies nativas de flora e fauna. Em condições pós-fogo, apresenta maiores taxas de germinação do que as gramíneas nativas e significativa redução no tempo de germinação de suas sementes, que aliadas à característica de alta produção de sementes viáveis podem reforçar sua dominância em áreas de queimadas (MUSSO et al., 2015).

Na década de 1970 foi intensificada a substituição de *M. minutiflora*, utilizada para criação animal, por espécies mais produtivas no Brasil, como *Andropogon gayanus*, *U. decumbens* e *U. brizantha* (BODDEY et al., 2004). De acordo com os autores, esse fato aconteceu, principalmente, em virtude de sua baixa produção de biomassa, quando comparada às espécies em introdução, e de sua baixa capacidade de suporte ao pisoteio e pastejo intensivo.

A primeira introdução de *U. decumbens* no Brasil ocorreu em Belém, no Instituto de Pesquisas e Experimentação Agropecuária Norte (IPEAN), em 1952 (SERRÃO; SIMÃO-NETO, 1971). Os autores relataram que, naquela época, a espécie foi erroneamente nomeada de *U. brizantha*. Apenas em 1965, com a reintrodução de exemplares de *U. decumbens* e a introdução do verdadeiro material de *U. brizantha*, foi confirmado que a espécie anteriormente introduzida em Belém se tratava de *U. decumbens*. Posteriormente, a espécie foi largamente difundida no País, devido ao seu bom desempenho em solos de Cerrado e à tolerância à escassez de chuvas (VIEIRA, 1978), e também por suportar bem a pressão de pastejo (BOGDAN, 1977). Além do Brasil, a espécie foi introduzida com sucesso em outras regiões tropicais do mundo (SEIFFERT, 1980). A cultivar Basilisk, originária de Uganda, foi introduzida da Austrália, pelo *Internacional Research Institute* (IRI), em Matão, São Paulo, no início da década de 1960 (FONSECA; MARTUSCELLO, 2010). Os autores relataram que entre 1968 e 1972 houve intensa importação de sementes dessa cultivar, principalmente, devido à sua boa adaptação aos solos ácidos e pobres, à facilidade de multiplicação por sementes e à grande vantagem competitiva, o que a tornou a gramínea mais conhecida e cultivada na região tropical.

Após a primeira introdução do material da espécie *U. brizantha*, em 1965, introduziu-se, por volta de 1967, a cultivar Marandu, que é originária da Estação Experimental de Marandellas, Zimbábue, África (EMBRAPA, 1984). Segundo a mesma publicação da Embrapa, essa foi cultivada por vários anos em Ibirarema, no Estado de São Paulo, e posteriormente distribuída para várias regiões do País: em 1976, foi cedida ao *Internacional Research Institute* (IRI), em Matão, SP; em 1977, ao Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Corte (CNPGC), em Campo Grande, MS; e em 1979, à Embrapa Cerrados/Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados (CPAC), em Planaltina, DF. Em 1984 a cultivar foi lançada pela Embrapa Gado de Corte e Embrapa Cerrados (FONSECA; MARTUSCELLO, 2010), sendo o capim mais cultivado no Brasil.

U. brizantha cv. La Libertad foi introduzida na Colômbia em 1955, no entanto não foi muito distribuída na época, devido à baixa produção de sementes e à falta de promoção do material. Apenas na década de 1990 essa cultivar conquistou moderado sucesso, ao ser multiplicada no Brasil e liberada com o nome de MG-4. Já a cultivar

Xaraés, originária do Burundi, África, foi introduzida pela Embrapa em 1986 e lançada comercialmente em 2003, com o nome cv. Xaraés. Empresas particulares registraram cultivares semelhantes com o nome de MG-5 Vitória e cv. Toledo. Outra cultivar de *U. brizantha* introduzida no Brasil foi a cv. Piatã, originária da região de Welega, Etiópia. A introdução ocorreu na década de 1980, porém essa cultivar foi liberada apenas em 2007 (FONSECA; MARTUSCELLO, 2010).

Atualmente, há registro de *U. brizantha* e *U. decumbens* em todas as regiões geográficas do Brasil, incluindo os domínios fitogeográficos Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal (SHIRASUNA, 2015).

Essas braquiárias possuem características que são utilizadas para classificar espécies invasoras, como diferentes estratégias de reprodução (tanto vegetativa, quanto via seminal), grande produção de sementes, altas taxas de germinação, alta produtividade e altas taxas de crescimento, principalmente, devido ao uso efetivo de nutrientes e aos processos fotossintéticos (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; REJMÁNEK; RICHARDSON, 1996; KOLAR; LODGE, 2001).

Além das características descritas, há trabalhos que relatam a produção de fitotoxinas com potencial alelopático que aumentam a capacidade competitiva dessas braquiárias (BARBOSA et al., 2008; RODRIGUES et al., 2012; KATO-NOGUCHI et al., 2014; GRAAT et al., 2015; FERREIRA et al., 2016). Quando se pensa pelo lado produtivo, essa é uma característica considerada vantajosa, já que pode restringir a colonização das pastagens por espécies que reduziriam a produção. No entanto, a presença dessas fitotoxinas pode aumentar o sucesso invasor dessas gramíneas africanas, ao inibir o estabelecimento e o desenvolvimento das outras espécies, principalmente as nativas.

As gramíneas invasoras são sérias ameaças aos ambientes quentes e abertos (PIVELLO et al., 1999b). Essas espécies formam uma densa camada de biomassa, que funciona como uma barreira física, impedindo a entrada de luz e a germinação das espécies nativas do banco de sementes (HUGHES; VITOUSEK, 1993). A elevada produção de biomassa também pode alterar o regime de fogo em áreas com invasão biológica por gramíneas africanas. As queimadas em áreas invadidas por *U. brizantha* apresentaram chamas mais altas e maior frequência de temperaturas na base das touceiras acima de 600 °C (BARBOSA et al., 2015). Os autores detectaram ainda que a altura das chamas em locais com a presença da espécie chegou a ser duas vezes superior à de locais com vegetação nativa. Essas chamas mais altas podem aumentar a mortalidade de árvores e arbustos, devido à queima das gemas apicais (KAUFFMANN et al., 1994, BARBOSA et al., 2015; 2016).

Já na presença de *M. minutiflora*, o calor liberado por metro quadrado foi cerca de três vezes maior que o valor calculado para queimadas de campo-sujo com presença de espécies nativas (AIRES et al., 2005). Os autores encontram temperaturas máximas registradas a 1 cm de altura entre 490 e 740 °C. Já em áreas de campo-sujo com invasão de *M. minutiflora* e a 60 cm de altura, os valores máximos encontrados foram entre 545 e 752 °C (MIRANDA et al., 1996). Essa espécie ainda possui óleo essencial (PRATES et al., 1993), o que pode aumentar a frequência e a intensidade de incêndios em áreas invadidas.

A associação entre as gramíneas africanas *M. minutiflora* e *Urochloa decumbens* evidenciou indícios de exclusão de graminoides (Poaceae e Cyperaceae) nativas do Cerrado (PIVELLO et al., 1999b). Os efeitos nocivos das gramíneas exóticas não se restringem à competição com as plantas nativas, uma vez que a fauna também pode ser afetada, especialmente pela substituição de espécies que lhes serviam de alimento, ou por modificação de habitat (MATOS; PIVELLO, 2009). Por exemplo, a patativa-verdadeira (*Sporophila plumbea*), ave granívora típica de beira de mata e vegetação ribeirinha e que ocorre nos cerrados paulistas, não se alimenta das gramíneas exóticas e, por isso, está desaparecendo das áreas invadidas, encontrando-se hoje em perigo de extinção local (DEVELEY et al., 2005).

6. MÉTODOS DE CONTROLE DAS PRINCIPAIS GRAMÍNEAS AFRICANAS

A maioria dos trabalhos que envolvem gramíneas africanas, no Brasil, teve o enfoque pecuarista, com o objetivo de aumentar a produtividade e o vigor dessas espécies. Assim, são poucos os estudos específicos e experimentos que apontam soluções para o controle ou manejo dessas gramíneas (PIVELLO, 2005). Para *M. minutiflora*, por exemplo, dos 127 trabalhos realizados entre 1947 e 2012, que retratavam de alguma forma a espécie no Brasil, apenas 16 eram sobre manejo; dos demais, 25 eram de biologia, 36 de ecologia, 48 de invasão biológica, 44 de forragem e um relacionado a plantas medicinais (RODOVALHO; NARDOTO, 2014).

Sem dúvida, o melhor método é o controle preventivo, já que o controle dessas espécies normalmente é difícil e complexo (ZALBA; ZILLER, 2007). No entanto, segundo os autores, quando as espécies atingem o *status* de invasora em determinado local, esse princípio deixa de ser suficiente para controlar a invasão, uma vez que o manejo preventivo não é capaz de controlar a expansão da espécie.

Semelhantemente ao relatado para espécies do gênero *Pteridium*, a escolha do(s) método(s) adequado(s) para controle de gramíneas invasoras dependerá dos recursos disponíveis, das condições do sítio, como clima, solo e declividade do terreno, além

dos objetivos propostos para a área-alvo. Neste capítulo, os métodos de controle serão apresentados em cinco grupos distintos: biológico, cultural ou sucessional, físico, mecânico e químico. Porém, na maioria dos casos, a seleção de apenas um método não será suficiente para o controle das gramíneas invasoras, tornando necessária a utilização de mais de um método no mesmo local, o que é conhecido como controle misto ou combinado.

6.1 Controle biológico

No caso de gramíneas africanas, o controle biológico por meio de parasitas (bactérias e vírus inoculados) ou de insetos predadores não seria possível, uma vez que essas espécies são de grande importância para a pecuária. Assim, o uso dessa técnica poderia causar enormes prejuízos econômicos, caso fossem eliminadas extensas áreas produtivas. Uma maneira de utilizar o controle biológico para reduzir a cobertura de gramíneas africanas seria o uso de animais em pastejo, em situações onde a gramínea invasora se estabelece em grandes manchas monoespecíficas. Nesse caso, os animais deverão ser levados e alimentados somente com ração durante os dias que antecedem sua colocação na área, para não levarem sementes de espécies invasoras em suas fezes, bem como ser confinados em locais específicos de grande infestação da gramínea invasora, para o controle efetivo (PIVELLO, 2005). Pastejos realizados por animais de médio e baixo porte, como ovinos e caprinos, podem ser interessantes em pequenas áreas ou mesmo em áreas urbanas para controle dessas gramíneas em lotes vagos, ou áreas dentro ou no entorno do perímetro urbano.

6.2 Controle cultural ou sucessional

Embora normalmente seja classificado como método de controle físico, neste capítulo o fogo será retratado como controle sucessional, uma vez que é utilizado com o intuito de favorecer o estabelecimento da vegetação nativa, já que muitas espécies nativas, principalmente do Cerrado, têm sua germinação e/ou seu desenvolvimento favorecido pela passagem de fogo.

Em muitas partes do mundo, as queimadas controladas foram utilizadas efetivamente como ferramenta de gerenciamento para controlar gramíneas exóticas invasoras (DITOMASO et al., 2006; CHAUDHARI et al., 2012; RUCKMAN et al., 2012). No entanto, no Brasil, essa prática nem sempre irá surtir resultados efetivos de controle. No caso de *M. minutiflora*, há muita controvérsia nos resultados obtidos. De acordo com Filgueiras (1990) e Martins et al. (2004; 2017) apenas queimadas controladas não são

efetivas para o controle da espécie. Já autores mais antigos como Aronovich e Rocha (1985), Curado e Costa (1980), Bogdan (1977) e Williams e Baruch (2000) defendem que *M. minutiflora* pode ser eliminado por meio dessa técnica.

A utilização de queimada controlada realizada no final do período seco, no Parque Nacional de Brasília, não se mostrou eficaz no controle da espécie (MARTINS et al., 2004). Os autores verificaram que logo após a queimada houve redução na porcentagem de cobertura do solo pela espécie, porém, rapidamente a cobertura do solo aumentou em detrimento das 32 gramíneas nativas do Cerrado.

Em outro trabalho de campo, constatou-se que dois anos foram suficientes para o retorno aos valores de biomassa de *M. minutiflora* registrados antes da intervenção, independentemente da época, seja antes ou após a floração da espécie (MARTINS et al., 2017). Portanto, o que se observa é que a queimada só controla a espécie a curto prazo, ou quando combinada com outros métodos de controle, que no caso desse estudo foram o arranquio (controle mecânico) e a aplicação de glyphosate (controle químico). Além disso, incêndios recorrentes favorecem a espécie invasora em detrimento das mono e dicotiledôneas nativas, que possuem menor resistência à queima e menor capacidade de regeneração (ROSSI et al., 2014).

No caso de *U. decumbens*, tem sido observado que o fogo parece estimular o seu crescimento (PIVELLO, 2005). A espécie rebrota mais rapidamente do que as espécies nativas, tendo sua invasão favorecida pelas queimadas. Em áreas de matas secas com exploração madeireira, na Bolívia, por exemplo, a presença de fogo promoveu o aumento da duração e da extensão da invasão por espécies do gênero *Urochloa*, dentre elas *U. brizantha* (VELDMAN et al., 2009).

Como prática cultural, tem-se também a adubação ou fertilização localizada, que busca fornecer às espécies de interesse o aporte de nutrientes necessário para se obter vantagem competitiva em relação às espécies invasoras. Assim, é imprescindível que o nutriente seja ofertado em local e em quantidade adequada, para que não favoreça o potencial competitivo das espécies que não sejam de interesse na área.

Carpenter et al. (2004), ao estudar *Terminalia amazonia*, concluíram que fertilizar espécies nativas em projetos de restauração seria um investimento desperdiçado, pois o crescimento da espécie se mostrou indiferente à fertilização. Já Campoe et al. (2010) refutam a afirmação de Carpenter et al. (2004). Segundo eles, a fertilização pode sim favorecer o potencial competitivo de espécies nativas em restauração. No entanto, os autores obtiveram esse resultado ao conciliar técnicas de controle de gramíneas com a fertilização das espécies nativas.

O mesmo foi observado para a espécie *Eucalyptus grandis*, que respondeu positivamente a doses crescentes de adubação de cobertura associada a métodos de controle químico e mecânico de *U. decumbens* (TOLEDO et al., 1999). Com isso, o crescimento adicional de *E. grandis*, promovido pela adubação, acarretou vantagem competitiva da espécie em relação à gramínea invasora. Assim, esse resultado evidencia que, provavelmente, apenas a fertilização não seja capaz de controlar gramíneas invasoras, mas poderá aumentar o potencial competitivo de espécies de interesse, quando aliada a outros métodos de controle.

Outra prática muito comum do método cultural é a variação do espaçamento de plantio. Ao realizar o plantio mais adensado, é possível controlar as plantas invasoras que sejam sensíveis ao sombreamento. Essa é uma prática bem promissora para controle de gramíneas africanas, uma vez que essas espécies demandam elevada intensidade luminosa para terem um bom desenvolvimento.

Em uma área de cascalheira em restauração na região de Diamantina, MG, foi constatado que em maiores densidades de plantio de *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeisch, popularmente conhecida como candeia, a sobrevivência dos indivíduos plantados foi maior (SILVA, 2012). Segundo a autora, o adensamento de plantio controlou a matocompetição no local, favorecendo, assim, a sobrevivência da candeia.

O emprego de coberturas verdes e de adubação verde é uma técnica muito comum dentro do método de controle cultural. As espécies empregadas nessa técnica possuem características desejadas, como rápido crescimento, elevada cobertura do solo, entre outras. Assim, elas podem se tornar ótimas competidoras com as gramíneas invasoras, pois, ao recobrirem o solo, limitam a quantidade de luz que estimulará a germinação de sementes das gramíneas.

As espécies mais utilizadas como adubo verde são da família Fabaceae e normalmente possuem associação simbiótica com bactérias diazotróficas. Essa associação é extremamente vantajosa, pois além de adicionar carbono ao solo, no processo de ciclagem de nutrientes adiciona, também, o nitrogênio atmosférico fixado pela simbiose com *Rhizobium*, beneficiando as espécies subsequentes, ou as espécies que a elas estejam consorciadas (FARIA et al., 2004, 2007).

A consorciação das espécies florestais nativas com as espécies de cobertura, além de oferecer efeito de controle das plantas daninhas, possibilita melhoria das condições químicas, físicas e biológicas do solo, podendo, ainda, ser uma alternativa de geração de renda em áreas destinadas à restauração florestal, por meio da formação de sistemas agroflorestais (SAFs). A combinação de espécies de ciclo mais curto e elevado aporte de

massa verde com espécies arbóreas tem apresentado resultados positivos na contenção de processos erosivos e no incremento da ciclagem de nutrientes e da diversidade da edafofauna (ROVEDDER; ELTZ, 2008).

Monquero et al. (2009) testaram os efeitos de diferentes quantidades de biomassa verde de *Crotalaria juncea* L. (crotalária), *Canavalia ensiformis* (L.) DC. (feijão-de-porco), *Mucuna aterrima* (Piper e Tracy) Holland (mucuna) e *Pennisetum glaucum* (L.) R.Br. (milheto), dispostas sobre o solo ou incorporadas a este, visando à supressão de plantas daninhas, entre elas a *U. decumbens*. Os autores constataram que 80 t.ha⁻¹ de biomassa de feijão-de-porco incorporadas ou mantidas sobre o solo foram eficazes na redução de plantas emergidas de braquiária. Também, a biomassa de crotalária disposta sobre o solo, tanto nas quantidades de 50 e de 80 t.ha⁻¹, reduziu significativamente a emergência da braquiária.

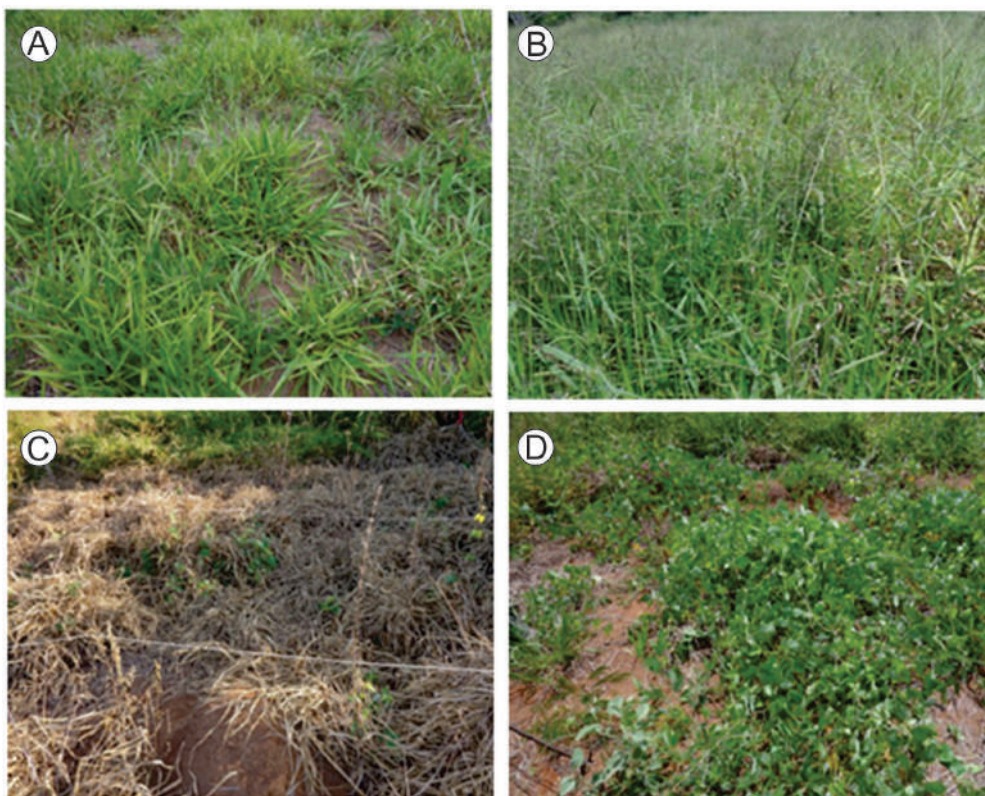
Na região de Couto de Magalhães de Minas, MG, em uma área que serviu como pastagem até 2008, o plantio de feijão-guandu (*Cajanus cajan* (L) Hunth) consorciado com a aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Allemão) reduziu efetivamente a cobertura de *U. decumbens*, durante a introdução de sistema agroflorestral para recomposição de reserva legal (CHAUVET, 2017). Segundo o autor, o fato de *U. decumbens* se desenvolver pouco na presença da espécie de cobertura pode ser atribuído, em parte, à diminuição da luminosidade provocada pelo feijão-guandu.

A instalação de sistemas agroflorestais é apontada como uma estratégia na formação de povoamentos florestais para restauração de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reserva Legal, prevista inclusive na legislação que regulamenta o manejo dessas áreas (BRASIL, 2012). Por meio desse consórcio, os custos para restauração florestal podem ser reduzidos substancialmente, pela geração de renda a partir da produção de espécies agrícolas que funcionam também como coberturas verdes para as espécies florestais na restauração (MARTINS, 2007).

Daronco et al. (2012) testaram um sistema de consórcio de espécies arbóreas nativas com mandioca (*Manihot sculenta* Crantz), cultivada nas entrelinhas do reflorestamento. Os autores concluíram que, em termos de crescimento das espécies florestais, o consórcio não diferiu do plantio convencional, o que indica que a espécie agrícola não prejudicou o crescimento das espécies florestais. Além disso, com a receita gerada em apenas uma safra de mandioca, foi possível reduzir em 19% o custo total do reflorestamento consorciado, quando comparado com o reflorestamento convencional. Chauvet (2017) também verificou que o uso da mandioca em consórcio, feijão-guandu + mandioca + aroeira, não reduziu o incremento em altura da aroeira, quando comparado ao plantio

não consorciado. Além disso, o consórcio reduziu eficientemente a cobertura da espécie invasora *U. decumbens*.

Os trabalhos recentes em área de Mata Atlântica com invasão de gramíneas africanas, na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fartura, em Capelinha, Minas Gerais, têm mostrado que apenas a semeadura a lanço de mix de espécies arbóreas juntamente com espécies de adubação verde (mucuna, feijão-guandu e girassol (*Helianthus annuus* L.)), após roçada, não tem sido eficiente no controle das gramíneas (Figura 5). No entanto, a utilização do controle combinado do mix após a aplicação de métodos de controle químico tem se mostrado uma prática bem promissora, uma vez que, após o controle promovido pelo herbicida, o desenvolvimento das espécies de cobertura foi favorecido em relação à retomada do crescimento das gramíneas.



Fotos: Wander Gladson Amaral

Figura 5

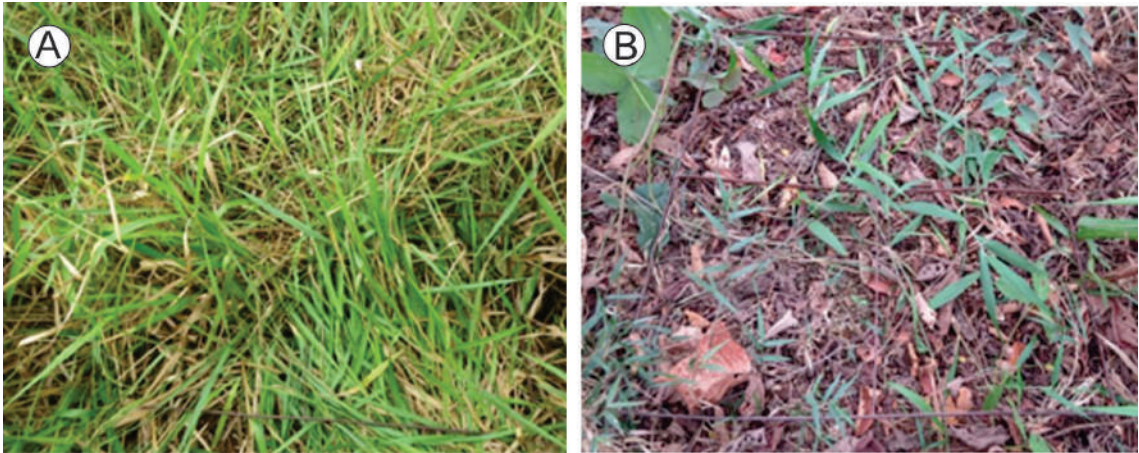
Efeito dos métodos de controle roçada + mix de sementes aos 30 (A) e 120 dias (B) e aplicação de glyphosate (dose $720 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$) + mix de sementes aos 30 (C) e 120 dias (D) após aplicação dos métodos em uma área de Floresta Estacional Semidecidual, na RPPN Fartura, em Capelinha, MG.

Outra técnica que se mostrou muito eficiente no controle de gramíneas invasoras foi a transposição de *topsoil*. Embora não seja considerada um método de controle de plantas, a camada de solo orgânico que é depositada sobre as espécies invasoras funciona como uma barreira física, impedindo seu desenvolvimento, pois elas precisam de elevada intensidade luminosa para a fotossíntese. Porém, esse controle físico ocorre apenas a curto prazo, principalmente quando a área a ser recuperada encontra-se circundada por áreas com invasão biológica. Como essas gramíneas possuem dispersão anemocórica, rapidamente a área poderia ser reinvasada, devido à dispersão de sementes.

No entanto, quando esse *topsoil* possuir um rico banco de propágulos, além do controle físico, tem-se o controle sucessional de gramíneas invasoras via transposição de *topsoil*. O controle ocorrerá efetivamente quando as espécies do banco de propágulos germinarem e prosseguirem com os processos de sucessão ecológica, semelhantemente ao que aconteceu em áreas de Mata Atlântica, no município de Conceição do Mato Dentro, MG. No estudo, para restaurar as áreas de pastagens destinadas à recomposição de reserva legal da mineradora Anglo-American Minério de Ferro Brasil, foi realizada a transposição de *topsoil*. O material foi oriundo do decapeamento do solo de fragmentos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual, em estágio médio de regeneração, de áreas destinadas à supressão da vegetação para o implante das áreas de lavra da empresa (PINHEIRO, 2017).

Nesse experimento, o efeito do controle físico foi observado seis meses após sua instalação, quando o número de indivíduos das gramíneas invasoras foi muito inferior nos tratamentos que receberam aplicação de *topsoil* (OLIVEIRA et al., 2014). Já o controle sucessional foi observado ao longo dos anos. Pinheiro (2017) constatou que três anos após a instalação do experimento os tratamentos com *topsoil* propiciaram maior cobertura do dossel por espécies nativas, assim como maior riqueza e densidade, o que diminuiu e/ou dificultou o estabelecimento de espécies invasoras (Figura 6).

Quando se trata do uso de *topsoil*, alguns cuidados devem ser tomados. Primeiramente, o material não deve ser retirado sem que se tenha a devida liberação dos órgãos ambientais. Não é recomendado retirá-lo de um local que não vai passar por supressão da vegetação. Outro cuidado importante é com o local de origem do material. O *topsoil* deverá ser prioritariamente retirado de locais conservados, sem a presença de espécies invasoras, caso contrário poderá proporcionar ou intensificar a invasão biológica no local a ser recuperado, como ocorrido em área de Cascalheira em Diamantina, MG (SILVA, 2012).



Fotos: Mariana Miranda Andrade

Figura 6

Cobertura do solo por gramíneas africanas em tratamentos sem (A) e com (B) a aplicação *topsoil* na restauração de pastagem em área de Mata Atlântica, Conceição do Mato Dentro, MG.

6.3 Controle físico

Estudos recentes têm mostrado o potencial do papelão como opção de cobertura do solo para o controle físico de gramíneas invasoras. O papelão pode manter sua eficiência de coroamento por até um ano, sem qualquer tratamento, ou por período superior a esse quando tratado com solução à base de sulfato de cobre (SILVA, 2015). O coroamento físico, por meio de papelão, tem sido proposto como alternativa ao coroamento tradicional com enxada em projetos de reflorestamento (PALHARES, 2011; SILVA, 2015; GONÇALVES, 2016). O papelão forma uma barreira que pode restringir a germinação de sementes e também levar à senescência e morte da gramínea invasora.

De acordo com Gonçalves (2016), a taxa de sobrevivência de espécies arbóreas nativas em áreas com invasão de gramíneas foi maior no tratamento de coroamento com papelão (80,7%) do que no tratamento de coroamento com enxada (73,1%). No aspecto econômico, o coroamento com papelão obteve custo de material e mão de obra até 50% inferior. Ao mesmo tempo, o papelão se mostrou eficiente na supressão de *Andropogon bicornis*, *Urochloa decumbens*, *U. humidicola* e *Panicum maximum*, pois após o período de avaliação (100 a 170 dias), praticamente, não havia material vegetal vivo dessas espécies na área das coroas. O coroamento com papelão ainda diminuiu a velocidade de ressecamento do solo, mantendo maior teor de água na área da coroa, em comparação com

outros tratamentos. Os tratamentos de coroamento com papelão apresentaram temperatura do solo na região da coroa até 8,5 °C menor do que no tratamento de coroamento com enxada.

Outra forma de controle físico dessas braquiárias é por meio do alagamento, que pode ser uma opção em ambientes ciliares, por exemplo. Essas espécies, com destaque para *U. brizantha*, não toleram a saturação do solo. Nessas condições, ocorre a chamada síndrome da morte do capim-marandu (DIAS-FILHO, 2006). Em situação de alagamento ocorre a podridão das raízes, o que pode favorecer a proliferação de fungos, entre outros, e consequentemente a morte de plantas da espécie.

6.4 Controle mecânico

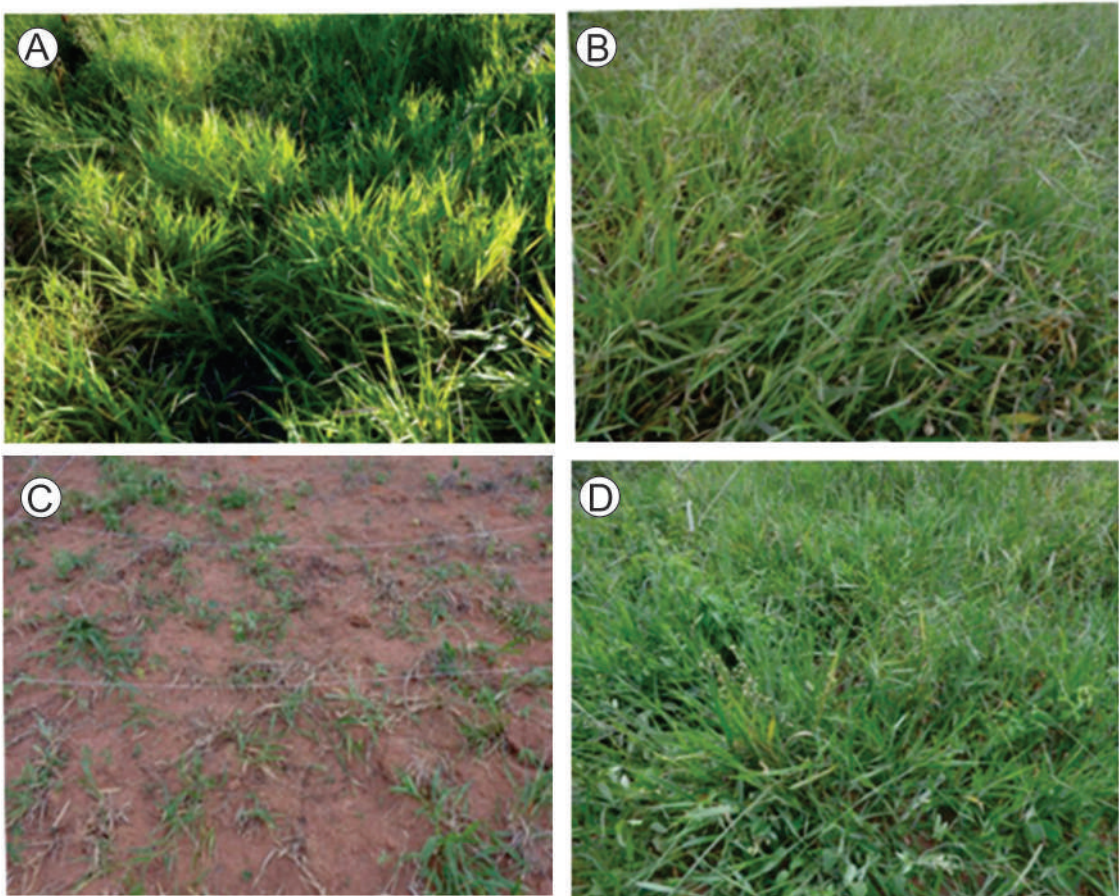
O método mecânico, considerado o mais antigo método de controle de plantas, engloba as práticas do arranquio, capina e roçada, que podem ser executadas de maneira manual ou mecanizada (SILVA et al., 2009; CONSTANTIN, 2011), com ou sem remoção do material. Além dessas práticas, no controle mecânico estão incluídas a gradagem e a raspagem do solo. Esse método é largamente utilizado para controle de plantas daninhas em plantios de restauração florestal, destacando-se a prática da roçada semimecanizada. Silva et al. (2009) apontam limitações dessa prática, entre elas a baixa eficiência de controle no entorno da planta ou linha de plantio e a dificuldade de controle de espécies daninhas com alta taxa de reprodução vegetativa.

O controle mecânico por capina apresenta efeito mais duradouro que a roçada, pois, além do corte, reúne outros mecanismos de controle, como a exposição do sistema radicular à radiação solar e, às vezes, o enterrio. A capina, por sua vez, apresenta rendimento operacional muito inferior ao da roçada, não sendo sua aplicação recomendada em área total, mas direcionada apenas à linha de plantio, na forma de faixas ou de coroas, local em que a competição entre as plantas daninhas e a cultura de interesse é mais acentuada (FONTES, 2007). Além disso, pode favorecer processos erosivos, principalmente nos locais de relevo mais inclinados. Seja realizada de forma localizada, seja em área total, a capina apresenta como principal desvantagem o alto custo operacional, quando comparada com o método químico (SANTOS, 2016).

Pinheiro (2017) testou os métodos de controle mecânico raspagem e gradagem do solo na restauração de pastagem em área de Mata Atlântica. Segundo o autor, nenhum dos métodos diferiu estatisticamente do tratamento-controle, que teve apenas uma roçada semimecanizada antes da instalação do experimento. Na recuperação de um lixão, no município de Diamantina, MG, embora a roçada semimecanizada tenha permitido a

maior incidência de luz no solo, a técnica não foi suficiente para controlar as gramíneas invasoras (MACHADO et al., 2012).

Os trabalhos recentes em área de Mata Atlântica com invasão de gramíneas africanas, na RPPN Fartura, em Capelinha, MG, têm demonstrado que os métodos de controle mecânico roçada (Figura 5b) e gradagem, mesmo somados à semeadura de espécies de cobertura, não diferiram do tratamento-testemunha, 120 dias após a aplicação dos métodos (Figura 7). No método de controle gradagem, foi observado o controle da gramínea no primeiro mês após a aplicação do tratamento. No entanto, rapidamente a cobertura de braquiária equiparou-se aos valores do tratamento-testemunha.



Fotos: Wander Gladson Amaral

Figura 7

Efeito dos tratamentos-testemunha aos 30 (A) e 120 dias (B) e gradagem + mix de sementes aos 30 (C) e 120 dias (D) após aplicação dos métodos em uma área de Floresta Estacional Semidecidual, na RPPN Fartura, em Capelinha, MG.

6.5 Controle químico

Em comparação com os demais métodos de controle de plantas daninhas, o método químico apresenta como vantagens a menor dependência de mão de obra (em quantidade); a menor dependência das variações climáticas, podendo ser aplicado mesmo em períodos chuvosos (dependendo do herbicida); e o eficiente controle na linha de plantio ou em áreas sem espaçamento definido (SILVA et al., 2009).

No entanto, a utilização de herbicidas para controle de espécies exóticas para o uso não agrícola, e principalmente em Unidades de Conservação (UCs), tem recebido muita resistência (MARTINS et al., 2017). Os autores reforçam que, devido à falta de clareza jurídica na legislação brasileira para o uso de herbicidas nas áreas protegidas, seus gerentes são relutantes em permitir até mesmo as pesquisas que envolvam herbicidas em UC. Ainda segundo os autores, seria extremamente importante repensar o uso de glyphosate em condições controladas, para o controle de *M. minutiflora*, mesmo em áreas protegidas.

O controle químico pode apresentar rendimento e economia de custos muito superiores ao controle mecânico. Além da economia nos custos de sua aplicação, os produtos formulados à base de glyphosate são os que apresentam menor valor no mercado, podendo acarretar uma economia ainda maior quando se opta por herbicidas dessas formulações (SANTOS, 2016).

Trabalhos recentes demonstram a alta eficiência do método químico para controle de plantas daninhas em áreas com restauração florestal. Em áreas de Floresta Estacional Semidecidual, no município de Itu, SP, os tratamentos que se basearam na integração dos métodos químicos (aplicação de glyphosate) e utilização de coberturas verdes (feijão-deporco e feijão-guandu em apenas um ciclo) foram capazes de reduzir a porcentagem de cobertura do solo por braquiária, enquanto essas plantas de cobertura estavam presentes na área (MARTINS, 2011). O autor observou também que o tratamento apenas com a aplicação de herbicida resultou em menor cobertura do solo pela braquiária, ao longo de todo o experimento; este tratamento também resultou em plantas com maior área de copa.

Na condução da regeneração natural de *Eremanthus erythropappus* (DC.) Mac Leisch em um lixão em recuperação na cidade de Diamantina, MG, a aplicação do herbicida glyphosate em área total, com posterior retirada da palhada das gramíneas, foi a técnica que se mostrou mais eficiente (COSTA, 2013).

César et al. (2013) testaram cinco estratégias de controle de capim braquiária: apenas a aplicação de glyphosate na implantação e no pós-plantio; aplicação de glyphosate na

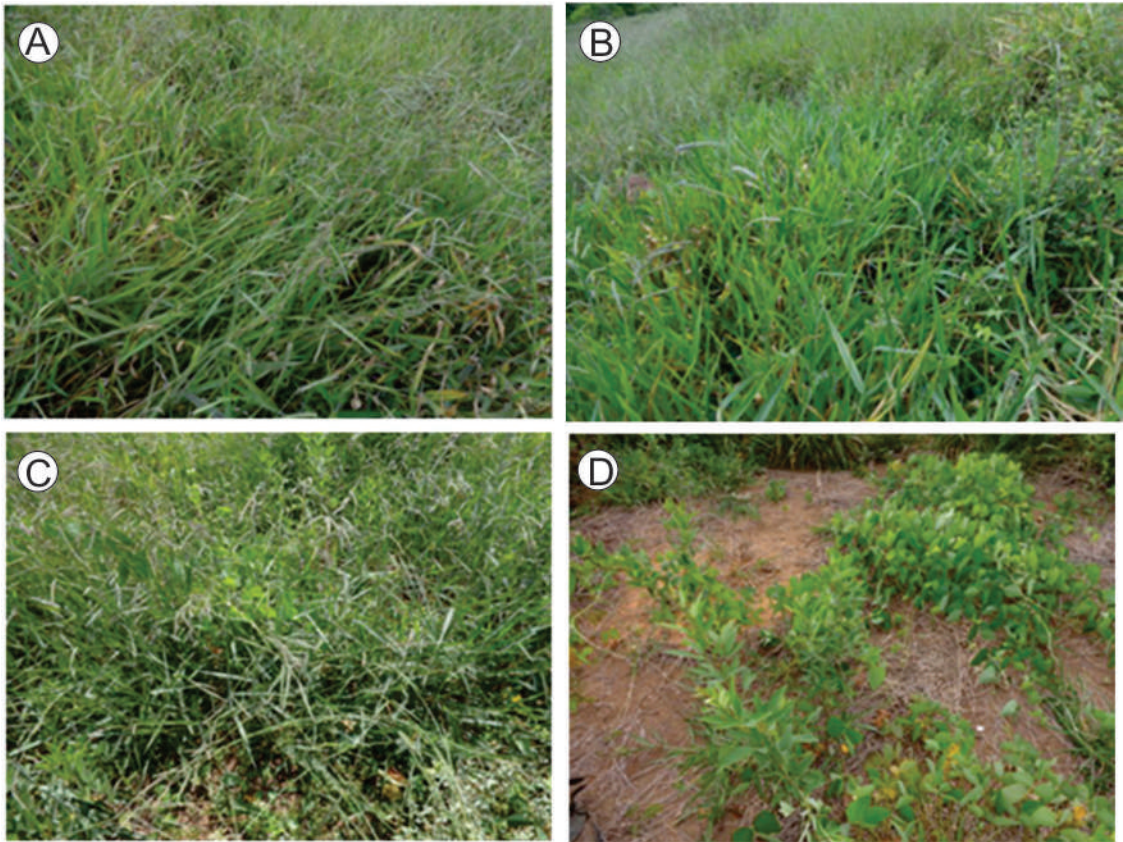
implantação e semeadura de crotalária na entrelinha de plantio; aplicação de glyphosate na implantação e semeadura de abóbora na entrelinha de plantio; roçada da braquiária e semeadura de crotalária na entrelinha de plantio; e roçada da braquiária e semeadura de abóbora na entrelinha de plantio. Quatro meses após a caracterização dos tratamentos, as unidades experimentais que receberam a roçada apresentavam maior cobertura por gramíneas do que aquelas que receberam a aplicação de glyphosate. Após esse período as unidades receberam a primeira manutenção, com aplicação de herbicida no primeiro tratamento, e nos demais, apenas a roçada. A partir dos nove meses, as plantas apresentaram crescimento em diâmetro de copa significativamente superior nas unidades que receberam o controle químico na implantação e manutenção, o que demonstra que esse método é mais eficiente do que a roçada.

Em área de Mata Atlântica com invasão de gramíneas africanas em restauração na RPPN Fartura, em Capelinha, MG, estão sendo desenvolvidos trabalhos para verificar o efeito dos herbicidas haloxyfop, glyphosate e trifluralin no controle químico de gramíneas invasoras, nas doses apresentadas na Tabela 1. Nesses trabalhos está sendo avaliada a redução da cobertura de gramíneas invasoras com base na aplicação de quatro diferentes doses dos herbicidas, sendo essas a ausência de aplicação (dose 0), a metade da dose comercial (dose 1), a dose comercial (dose 2) e o dobro da dose comercial (dose 3). O controle químico foi aliado à semeadura direta de mix de sementes. Este mix continha espécies arbóreas nativas da região e espécies de cobertura.

Tabela 1 – Doses de diferentes herbicidas utilizadas no controle de gramíneas invasoras na restauração florestal em área de pastagem desativada na RPPN Fartura, em Capelinha, Minas Gerais

Herbicida	Doses (g ha ⁻¹)		
Haloxyfop	30	60	90
Glyphosate	720	1.440	2.880
Trifluralin	445	890	1.335

Os resultados aos 120 após a aplicação dos herbicidas demonstraram que: o herbicida haloxyfop foi ineficiente no controle da cobertura das gramíneas, quando comparado ao tratamento-testemunha, porém houve a tendência da cobertura de braquiária reduzir à medida que as doses do herbicida foram aumentadas; o herbicida trifluralin reduziu a cobertura da espécie invasora, quando comparado ao tratamento-testemunha, no entanto não foi tão eficiente quanto ao herbicida glyphosate, mesmo na menor dose (Figura 8). Esses dois últimos herbicidas aumentaram também a taxa de germinação e sobrevivência das espécies do mix de sementes. Todavia, vale ressaltar que a aplicação da maior dose



Fotos: Wander Gladson Amaral

Figura 8

Efeito dos tratamentos-testemunha (A); haloxifop na dose comercial $60 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ + mix de sementes (B); trifluralin na dose comercial $890 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ + mix de sementes (C); e glyphosate na dose comercial $1.440 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ + mix de sementes (D), 120 após a aplicação dos métodos, em uma área de Floresta Estacional Semidecidual, na RPPN Fartura, em Capelinha, MG.

de glyphosate reduziu a germinação do mix de sementes. Já o crescimento em altura e diâmetro das plantas germinadas foi superior após a aplicação de glyphosate, o que evidencia que esse herbicida controlou mais eficientemente as gramíneas invasoras e aumentou o potencial competitivo das espécies de interesse.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Melinis minutiflora e as gramíneas do gênero *Urochloa* foram introduzidas no Brasil para fins forrageiros, e hoje estão amplamente distribuídas no país, causando sérios problemas de invasão biológica em ecossistemas naturais, principalmente em áreas abertas do Cerrado ou em áreas de mata que apresente algum distúrbio.

As gramíneas africanas, por se tratarem de plantas com ampla ocorrência, agressividade e utilização com fins econômicos na pecuária, são de difícil controle, sendo sua erradicação praticamente impossível. No entanto, a adoção de medidas que minimizem o efeito dessas espécies nos ecossistemas naturais e nas áreas destinadas à restauração ecológica é extremamente importante.

A utilização de um único método de controle tem se mostrado ineficiente na maioria das regiões, sendo os melhores resultados observados quando se intercalam diferentes métodos. Mas, dentre as técnicas já utilizadas, o controle químico por meio da aplicação de glyphosate é a de mais baixo custo e maior eficácia.

Estratégia interessante é a implantação de sistemas agroflorestais com uso de espécies agrícolas durante os primeiros anos e/ou, nos anos subsequentes, de espécies arbóreas de rápido crescimento que promovam o sombreamento e o consequente controle das gramíneas invasoras. Além de ser um método de controle eficiente, a adoção dessa técnica poderá servir como fonte de renda extra, o que minimizará os custos de erradicação das espécies invasoras.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIRES, F. S.; BARROS, T. G. B.; SILVA, S. B. et al. **Queimada em área de cerrado invadido por capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.) no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF.** In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 7., 2005, Caxambu, MG. **Anais...** Caxambu, MG, 2005.
- ARONOVICH, S.; ROCHA, G. L. Gramíneas e leguminosas forrageiras de importância no Brasil Central Pecuário. **Informe Agropecuário**, v. 11, n. 132, p. 3-13, 1985.
- BARBOSA, E. G.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian Cerrados. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 4, p. 625-631, 2008.
- BARBOSA, E. G.; PIVELLO, V. R.; BAUTISTA, S. et al. How can an invasive grass affect fire behavior in a tropical savanna? A community and individual plant level approach. **Biological Invasions**, v. 17, n. 1, p. 423-431, 2015.
- BARBOSA, E. G.; PIVELLO, V. R.; RISSI, M. N. et al. A importância da consideração de espécies invasoras no manejo integrado do fogo. **Biodiversidade Brasileira**, v. 6, n. 2, p. 27-40, 2016.
- BARGER, N. N.; D'ANTONIO, C. M.; GHNEIM, T. et al. Constraints to colonization and growth of the African grass, *Melinis minutiflora*, in a Venezuelan savanna. **Plant Ecology**, v. 167, n. 1, p. 31-43, 2003.
- BODDEY, R. M.; MACEDO, R.; TARRÉ, R. M. et al. Nitrogen cycling in *Brachiaria* pastures: the key to understanding the process of pasture decline. **Agriculture, Ecosystems e Environment**, v. 103, n. 2, p. 389-403, 2004.
- BOGDAN, A. V. **Tropical pasture and folder plants**. New York: Longman, 1977. 475 p.
- BRASIL. Lei 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 28 fev. 2018.
- CAMPOS, O. C.; STAPE, J. L.; MENDES, J. C. T. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic forests? **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 9, p. 1808-1814, 2010.
- CARPENTER, F. L.; NICHOLS, J. D.; PRATT, R. T. et al. Methods of facilitating reforestation of tropical degraded land with the native timber tree, *Terminalia amazonia*. **Forest Ecology and Management**, v. 202, n. 1-3, p. 281-291, 2004.
- CARVALHO, M. M.; FILHO, A. B. C.; BOTREL, M. A. Efeito da calagem e da fertilização com fósforo sobre o crescimento do capim-gordura em um solo da zona Campo das Vertentes, MG. **Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, v. 22, n. 4, p. 614-623, 1993.

CÉSAR, R. G.; BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R. et al. Does crotalaria (*Crotalaria breviflora*) or pumpkin (*Cucurbita moschata*) inter-row cultivation in restoration plantings control invasive grasses? **Scientia Agricola**, v. 70, n. 4, p. 268-273, 2013.

CHAUDHARI, S.; SELLERS, B. A.; ROCKWOOD, S. V. et al. Nonchemical methods for paragrass (*Urochloa mutica*) control. **Invasive Plant Science and Management**, v. 5, n. 1, p. 20-26, 2012.

CHAUVET, X. D. M. **Uso de sistema agroflorestal na implantação de reserva legal**. 2017. 78 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2017.

CONSTANTIN, J. Métodos de manejo. In OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; INOURE, M. H. (Ed.). **Biologia e manejo de plantas daninhas**. Curitiba: Umnipax, 2011. p. 67-79.

COSTA, D. C. A. **Avaliação da recuperação de uma área de lixão desativado por meio da condução e indução da regeneração natural de candeia (*Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeisch), em Diamantina, MG**. 2013. 21 f. Monografia (Graduação Engenharia Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2013.

CURADO, T. F. C.; COSTA, N. M. de S. Gramineas para pastagens cultivadas em Minas Gerais. **Informe Agropecuario**, v. 6, n. 71, p. 6-13, nov. 1980.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, n. 1, p. 63-87, 1992.

DARONCO, C.; MELO, A. C. G.; MACHADO, J. A. R. Consórcio de espécies nativas da floresta estacional semidecidual com mandioca (*Manihot sculenta* Crantz) para restauração de mata ciliar. **Revista Árvore**, v. 36, n. 2, p. 291-299, 2012.

DEVELEY, P. F.; CAVANA, D. D.; PIVELLO, V. R. As aves da gleba Cerrado Pé-de-Gigante. In: PIVELLO, V. R.; VARANDA, E. M. (Ed.). **Cerrado Pé-de-Gigante, Parque Estadual de Vassununga – Ecologia e conservação**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2005. p. 122-134.

DIAS-FILHO, M. B. **Respostas morfofisiológicas de *Brachiaria* spp. ao alagamento do solo e à síndrome da morte do capim-marandu**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2006. 27 p.

DISCOVER LIFE. **Encyclopedia about the taxonomy, natural history, distribution, abundance & ecology of species**. Disponível em: <<http://www.discoverlife.org/>>. Acesso em: 20 fev. 2018.

DITOMASO, J. M.; BROOKS, M. L.; ALLEN, E. B. et al. Control of invasive weeds with prescribed burning. **Weed Technology**, v. 20, n. 2, p. 535-548, 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). ***Brachiaria brizantha* cv. Marandu**. Campo Grande: Embrapa-CNPQC, 1984. 31 p.

- FARIA, C. M. B.; COSTA, N. D.; LEÃO, P. C. S. Adubação verde com leguminosas em videira no Submédio São Francisco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 4, p. 641-648, 2004.
- FARIA, C. M. B.; SOARES, J. M. N. D.; FARIA, A. F. Atributos químicos de um argissolo e rendimento de melão mediante o uso de adubos verdes, calagem e adubação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 2, p. 299-307, 2007.
- FERREIRA, L. V.; PAROLIN, P.; MATOS, D. C. L. et al. The effect of exotic grass *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster (Poaceae) in the reduction of species richness and change of floristic composition of natural regeneration in the Floresta Nacional de Carajás, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 88, Suppl. 1, p. 589-597, 2016.
- FILGUEIRAS, T. S. Africanas no Brasil. Gramíneas introduzidas da África. **Cadernos de Geociências** v. 5, p. 57-63, 1990.
- FONSECA, D. M.; MARTUSCELLO, J. A. **Plantas forrageiras**. Viçosa: UFV, 2010. 537 p.
- FONTES, J. R. A. **Manejo de plantas daninhas em seringais de cultivo na Amazônia**. Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental, 2007. 8 p.
- GONÇALVES, F.L.A. **Efeito do coroamento com papelão na supressão de gramíneas e no crescimento de espécies arbóreas**. 2016. 70 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2016.
- GRAAT, Y.; ROSA, J. O.; NEPOMUCENO, M. P. et al. Grass weeds interfering with eucalypt: effects of the distance of coexistence on the initial plant growth. **Planta Daninha**, v. 33, n. 2, p. 203–211, 2015.
- HUGHES, F.; VITOUSEK, P. M. Barriers to shrub establishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawaii. **Oecologia**, v. 93, p. 557–563, 1993.
- IKEDA, F. S.; VICTORIA FILHO, R.; VILELA, L. et al. Emergência e crescimento inicial de cultivares de *Urochloa* em diferentes profundidades de semeadura. **Planta Daninha**, v. 31, n. 1, p. 71-78, 2013.
- INSTITUTO HÓRUS. **Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras**. I3N Brasil, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Florianópolis, SC. Disponível em: <<http://i3n.institutohorus.org.br>>. Acesso em: 20 fev. 2018.
- KATO-NOGUCHI, H.; KOBAYASHI, A.; OHNO, O. et al. Phytotoxic substances with allelopathic activity may be central to the strong invasive potential of *Brachiaria brizantha*. **Journal of Plant Physiology**, v. 171, n. 7, p. 525-530, 2014.
- KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. E. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. **Journal of Ecology**, v. 82, n. 3, p. 519-531, Sept. 1994.

- KELLER-GREIN, G.; MAASS, B. L.; HANSON, J. Natural variation in *Brachiaria* and existing germoplasma collections. In: MILES, J. W.; MASS, B. L.; VALLE, C. B. (Ed.). ***Brachiaria: biology, agronomy and improvement***. Cali: CIAT/Brasília: Embrapa-CNPQC, 1996.
- KISSMANN, K.G. **Plantas infestantes e nocivas**. Tomo I. 2. ed., São Paulo: BASF, 1997.
- KOLAR, C. S.; LODGE, D. M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology e Evolution**, v. 16, n. 4, p. 199-204, 2001.
- LANNES, L. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; EDWARDS, P. J. et al. Alien and endangered plants in the Brazilian Cerrado exhibit contrasting relationships with vegetation biomass and N:P stoichiometry. **New Phytologist**, v. 196, n. 3, p. 816-823, 2012.
- LIMA, M. E. A. T. **As caminhadas de Auguste de Saint-Hilaire pelo Brasil e Paraguai**. Belo Horizonte: Autêntica, 2002. 166 p.
- MACHADO, V. M.; SANTOS, J. B.; PEREIRA, I. M. et al. Controle químico e mecânico de plantas daninhas em áreas em recuperação. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 11, n. 2, p. 139-147, 2012.
- MARTINS, C. R.; LEITE, L. L.; HARIDASAN, M. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, v. 28, n. 5, p. 739-747, 2004.
- MARTINS, C. R. **Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura): uma espécie invasora do Cerrado**. 2006. 145 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2006.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. 2. ed. rev. e ampl. Viçosa: Aprenda Fácil, 2007.
- MARTINS, A. F. **Controle de gramíneas exóticas invasoras em área de restauração ecológica com plantio total, Floresta Estacional Semidecidual, Itu-SP**. 2011. 112 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luis de Queiroz”, Piracicaba, 2011.
- MARTINS, C. R.; HAY, J. D. V.; SCALÉA, M. et al. Management techniques for the control of *Melinis minutiflora* P. Beauv. (Molasses grass): ten years of research on an invasive grass species in the Brazilian Cerrado. **Acta Botanica Brasilica**, v. 31, n. 4, p. 546-554, 2017.
- MATOS, D. M. S; PIVELLO, V. R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres – alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura**, v. 61 n.1, p. 2730, 2009.
- MATTHEWS, S. **Programa global de espécies invasoras: América do sul invadida. Cresce a ameaça das espécies exóticas**. GISP – Programa Global de Espécies Invasoras. [s.l.], 2005. 80 p.

- MIRANDA, H. S.; ROCHA e SILVA, E. P.; MIRANDA, A.C. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 1-10.
- MITIDIERI, J. **Manual de gramíneas e leguminosas para pastos tropicais**. São Paulo: Nobel. Universidade de São Paulo, 1983.
- MONQUERO, P. A.; AMARAL, L. R.; INÁCIO, E. M. et al. Efeito de adubos verdes na supressão de espécies de plantas daninhas. **Planta Daninha**, v. 27, n. 1, p. 85-95, 2009.
- MORRONE, O.; ZULOAGA, F. O. Revision de las especies sudamericanas nativas e introducidas de los generos *Brachiaria* y *Urochloa* (Poaceae: Panicoideae: Paniceae). **Darwiniana**, v. 31, n. 1-4, p. 43-109, 1992.
- MUSSO, C.; MIRANDA, H. S.; AIRES, S. S. et al. Simulated post-fire temperature affects germination of native and invasive grasses in cerrado (Brazilian savanna). **Plant Ecology e Diversity**, v. 8, n. 2, p. 219-227, 2015.
- OLIVEIRA, E. M. P. **Distribuição geográfica e taxonomia do capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.)**. 1974. 52 p. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” da Universidade de São Paulo, 1974.
- OLIVEIRA, J.L.A; OLIVEIRA, P.A. REIS-NETO, R.F.; SANTOS, G.C.; ESPERANÇA, A.A.F.; PINHEIRO, A.C.; PEREIRA, I.M. **Estrutura e riqueza do estrato herbáceo subarbustivo de uma área de pastagem em restauração**. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 10., 2014. Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu, 2014.
- PALHARES, A. O. **Contribuição para recuperação de matas ciliares: o uso de papelão em substituição a capina de coroamento, no plantio e condução de mudas florestais**. 2011. 113 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Instituto de Pesquisa Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo. 2011.
- PARSONS, J. J. Spread of African pasture grasses to the American tropics. **Journal of Range Management**, v. 25, n. 1, p. 12, 1972.
- PINHEIRO, A. C. **Restauração florestal mediante preparo do solo e aplicação de topsoil, em área degradada por pastagem**. 2017. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) -Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2017.
- PIVELLO, V. R.; CARVALHO, V. M. C.; LOPES, P. et al. Abundance and distribution of native and alien grasses in a “Cerrado” (Brazilian Savanna) biological reserve. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 71-82, 1999a.
- PIVELLO, V. R.; SHIDA, C. N.; MEIRELLES, S. T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity e Conservation**, v. 8, n. 9, p. 1281-1294, 1999b.

- PIVELLO, V. R. Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Org.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005, p. 401-413.
- PRATES, H. T.; OLIVEIRA, A. B.; LEITE, R. C. et al. Atividade carrapaticida e composição química do óleo essencial do capim-gordura. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 28, n. 5, p. 621-625, 1993.
- REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. M. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**, v. 77, n. 6, p. 1655-1661, 1996.
- RODOVALHO, N. L.; NARDOTO, G. B. Distribuição dos trabalhos sobre capim-gordura no território brasileiro: uma análise histórico-espacial. **Revista Espaço e Geografia**, v. 17, n. 1, p. 97-113, 2014.
- RODRIGUES, A. P. C.; LAURA, V. A.; PEREIRA, S. R. et al. Alelopatia de duas espécies de braquiária em sementes de três espécies de estilosantes. **Ciência Rural**, v. 42, n. 10, 2012.
- ROSSI, R. D.; MARTINS, C. R.; VIANA, P. L. et al. Impact of invasion by molasses grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) on native species and on fires in areas of campo-cerrado in Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 4, p. 631-637, 2014.
- ROVEDDER, A. P. M.; ELTZ, F. L. F. Desenvolvimento do *Pinus elliottii* e do *Eucalyptus tereticornis* consorciado com plantas de cobertura, em solos degradados por arenização. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 1, p. 84-89, 2008.
- RUCKMAN, E. M.; SCHWINNING, S.; LYONS, K. G. Effects of Phenology at Burn Time on Post-Fire Recovery in an Invasive C4 Grass. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 6, p. 756-763, 2012.
- SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 32-49, 2013.
- SANTOS, F.A.M. **Formação de povoamento para restauração florestal sob estratégias de controle de *Urochloa* spp.** 82 f. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) –Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2016.
- SARAIVA, O. F.; CARVALHO, M. M.; OLIVEIRA, F. T. T. Nutrientes limitantes ao crescimento de capim-gordura em um latossolo vermelho-amarelo álico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 28, n. 8, p. 963-968, 1993.
- SEIFFERT, N. F. **Gramíneas forrageiras do gênero brachiaria**. Campo Grande: Embrapa, 1980. 83 p.
- SENDULSKY, T. Chave para identificação de Brachiaria. **Agrocere**s, v. 5, n. 56, p. 4-5, 1977.

- SERRÃO, E. A. D.; SIMÃO-NETO, M. **Informações sobre duas espécies de gramíneas forrageiras do gênero *Brachiaria* na Amazônia: *B. decumbens* Stapf e *B. ruziziensis* Germain et Evrard.** Belém: Instituto de Pesquisa e Experimentação Agropecuária do Norte Belém, v. 2, n. 1, 1971. 31 p. (Série: Estudos sobre forrageiras na Amazônia),
- SHIRASUNA, R. T. ***Urochloa megastachya* (Nees ex Trin.) Morrone & Zuloaga in Lista de Espécies da Flora do Brasil.** Rio de Janeiro: Jardim Botânico, 2015. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB105491>>. Acesso em: 9 nov. 2017.
- SILVA, A. A.; FERREIRA, F. A.; FERREIRA, L. R. et al. Métodos de controle de plantas daninhas. In: SILVA, A. A.; SILVA, J. F. (Ed.). **Tópicos em manejo de plantas daninhas.** Viçosa: UFV, 2009. p. 63-81.
- SILVA, N. F. **Avaliação de diferentes técnicas na recuperação de uma cascalheira em Diamantina, MG.** 2012. 91 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2012.
- SILVA, R. R.; COELHO, T. F. A; ANDRADE, M. et al. Controle do capim-gordura nas áreas de recuperação ambiental da mineração corumbaense reunida (MCR), Corumbá, MS. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 237-242, 2013.
- SILVA, F. F. **Avaliação de tratamentos químicos para aumentar a durabilidade de discos de papelão para uso no coroamento de mudas em reflorestamentos.** 2015. 18 f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2015.
- SKERMAN, P. J.; RIVERS, F. R. **Gramineas tropicales.** Colección FAO: Producción y Protección Vegetal, 23. Roma: FAO, 1992. 849 p.
- SORENG, R. J.; PETERSON, P. M.; ROMASCHENKO, K. et al. A worldwide phylogenetic classification of the Poaceae (Gramineae). **Journal of Systematics and Evolution**, v. 53, n. 2, p. 117-137, 2015.
- SORENG, R. J.; PETERSON, P. M.; ROMASCHENKO, K. et al. A worldwide phylogenetic classification of the Poaceae (Gramineae) II: An update and a comparison of two 2015 classifications. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 55, n. 4, p. 259-290, 2017.
- TOLEDO, R. E. B.; ALVES, P. L. C. A.; VALLE, C. F. et al. Manejo de *Brachiaria decumbens* e seu reflexo no desenvolvimento inicial de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Forestalis**, n. 55, p. 129-141, 1999.
- TRINIUS, C. B. **De graminibus paniceis:** dissertatio botanica altera. St. Petersburg: Impensis Academiae Imperialis Scientiarum, 1826. 291 p.
- van KLEUNEN, M.; DAWSON, W.; ESSL, F. et al. Global exchange and accumulation of non-native plants. **Nature**, v. 525, n. 7567, p. 100-103, 2015.

VELDMAN, J. W.; MOSTACEDO, B.; PENA-CLAROS, M. et al. Selective logging and fire as drivers of alien grass invasion in a Bolivian tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 7, p. 1643-1649, 2009.

VIEIRA, J. M.; PEDREIRA, J. V. S. Espaçamentos e densidades de semeadura de *Brachiaria decumbens* Stapf. para formação de pastagens. **Boletim de Industria Animal**, v. 35, p. 93, 1978.

VILELA, H. **Formação de pastagens**. Belo Horizonte: Emater, 1977. 29 p.

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

ZALBA, S.; ZILLER, S. R. Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática. **Natureza e Conservação**, v. 5, n.2, p. 16-22, 2007.

ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 3, p. 431-446, 2011.

ZENNI, R. D.; DECHOUM, M. D. S.; ZILLER, S. R. Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. **Biotemas**, v. 29, n. 1, p. 133, 2016.