

UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI

Programa de pós-graduação em ciência florestal

Danilo César de Abreu Costa

**AVALIAÇÃO DE TÉCNICAS DE CONTROLE DE *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.
NA RPPN FARTURA EM CAPELINHA, MG.**

Diamantina

2016

Danilo César de Abreu Costa

**AVALIAÇÃO DE TÉCNICAS DE CONTROLE DE *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.
NA RPPN FARTURA EM CAPELINHA, MG.**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre.

Orientador: José Barbosa dos Santos

Coorientador: Israel Marinho Pereira

Diamantina

2016

Ficha Catalográfica - Sistema de Bibliotecas/UFVJM
Bibliotecária: Jullyele Hubner Costa CRB-6/2972

C837a Costa, Danilo César de Abreu.
2016 Avaliação de técnicas de controle de *Pteridium aquilinum* (L.)
kuhn. na RPPN Fartura em Capelinha, MG / Danilo César de Abreu
Costa. – Diamantina : UFVJM, 2016.
79 p. : il.

Orientador: Prof. Dr. José Barbosa dos Santos
Coorientador: Prof. Dr. Israel Marinho Pereira

Dissertação (mestrado) –Universidade Federal dos Vales do
Jequitinhonha e Mucuri. Programa de Pós-Graduação em Ciência
Florestal, 2016.

1. Controle químico da samambaia. 2. Regeneração natural. 3.
Manejo de plantas daninhas. 4. Restauração florestal. I. Santos, José
Barbosa dos. II. Pereira, Israel Marinho. III. Título.

CDD 632.5

Elaborada com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

AGRADECIMENTOS

À Deus pela vida, família e por sempre me conduzir para o melhor caminho.

Aos meus pais Rosa e Antônio pelo amor incondicional, apoio e incentivo. Sem vocês não teria chegado até aqui.

Ao meu irmão e amigo Lucas, pelo companheirismo e cumplicidade.

Ao professor José Barbosa, pela orientação, amizade, confiança e oportunidade de trabalharmos juntos.

Ao professor Israel, pela coorientação e pelos ensinamentos passados durante todo esse período.

À Thayane pela amizade e por está presente em todos os momentos de dificuldade.

À todos que me ajudaram nos trabalhos de campo, em especial à Thayane, Marcão, Tchê, Gabriela, Samuel, Natielle e Sr. Pedro, que mesmo sabendo de todas as dificuldades, estavam sempre dispostos a ajudar.

À todos meus amigos de Diamantina, pelos momentos de descontração.

À CEMIG pelo financiamento do projeto.

À CAPES pela bolsa concedida.

À Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri e ao Programa de Pós-Graduação pela oportunidade e estrutura.

Aos professores Márcio e Evandro por sempre estarem dispostos a ajudar.

À todos os professores do departamento de Engenharia Florestal que contribuíram para a minha formação.

Ao Instituto Estadual de Florestas (IEF) de Capelinha pelo fornecimento das mudas para montagem do experimento.

Obrigado a todos!

RESUMO GERAL

A Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fartura possui área de 1,5 mil ha, dos quais aproximadamente 40 se encontram dominados por *Pteridium aquilinum* (samambaia). Esta espécie está oferecendo grande risco a biodiversidade do local, visto que a mesma apresenta elevado potencial invasor e capacidade de competição, podendo inibir a regeneração natural e atrasar a sucessão por séculos. Diante disso, objetivou-se com este trabalho definir técnicas de controle populacional de *Pteridium aquilinum* e induzir a regeneração natural, assim como avaliar a resposta de algumas espécies de rápido crescimento submetidas a doses crescentes de calcário, com potencial para serem utilizadas na restauração desta área. O primeiro estudo foi desenvolvido em uma área dominada por samambaia, utilizando delineamento em blocos casualizados arranjado em esquema fatorial 3 x 2, consistindo em três técnicas de controle (roçada mecanizada, glyphosate e paraquat), removendo ou não a serrapilheira das parcelas. Foram alocadas parcelas de 10 x 10 m distribuídas em 3 blocos. Após seis meses, foram avaliados a porcentagem de cobertura de samambaia e de radiação fotossinteticamente ativa (RFA) incidente sobre o solo, assim como o número de indivíduos regenerantes e a diversidade para cada tratamento. Os resultados indicaram que o controle químico, tanto por glyphosate quanto por paraquat, promoveu maior redução de samambaia e que a remoção da serrapilheira favoreceu o ingresso de indivíduos e o aumento da diversidade. O segundo estudo foi realizado em casa de vegetação, na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - UFVJM, em delineamento em blocos casualizados com 3 repetições. Os tratamentos consistiram em elevar a saturação por bases do substrato a 50, 70 e 90%, além do tratamento controle (sem correção). O substrato utilizado foi coletado na área do primeiro estudo com o máximo de raízes de samambaia, corrigido com a quantidade de calcário determinada para cada tratamento e distribuído em vasos de 10 dm³, onde as mudas de quatro espécies arbóreas foram plantadas. As espécies utilizadas foram: *Anadenanthera colubrina* (angico), *Enterolobium contortisiliquum* (orelha de macaco), *Inga sessilis* (ingá) e *platycyamus regnelii* (pau pereira). As variáveis avaliadas foram diâmetro e altura das mudas e a massa seca de samambaia. As espécies angico e orelha de macaco se mostraram sensíveis à acidez do solo, sendo responsivas ao aumento da saturação por bases. Já as espécies ingá e pau pereira são mais tolerantes às condições de acidez do solo, porém, também obtiveram melhor desenvolvimento com a calagem. A samambaia apresentou aumento da massa seca com a elevação da saturação por bases, mostrando que a calagem não é uma prática adequada para o controle dessa espécie.

Palavras – chave: Controle químico da samambaia, regeneração natural, manejo de plantas daninhas, restauração florestal.

GENERAL ABSTRACT

The Private Reserve of Natural Heritage (RPPN) Fartura has 1500 ha area of which approximately 40 are dominated by *Pteridium aquilinum* (bracken). This specie is offering great risk to the biodiversity of the site, since it has a high invasive potential and competitive ability and can inhibit natural regeneration and delay the succession for centuries. Therefore the aim of this study was to define techniques for promoting *Pteridium aquilinum* population control and induce natural regeneration, as well as to evaluate the response of some fast growing species exposed to increasing doses of limestone with potential to be used in the restoration of this area. The first study was conducted in an area dominated by bracken, using a randomized block design arranged in a factorial 3 x 2. It consisted of three control techniques (mechanized mowing, glyphosate and paraquat), removing or not litter from the plots. They were allocated 10 x 10 m plots into 3 blocks. After six months the bracken coverage percentage and photosynthetically active radiation (PAR) incident on the ground were evaluated,, as well as the number of regenerating individuals and diversity for each treatment. The results indicated that the chemical control both glyphosate as paraquat promoted greater reduction of bracken and the removal of litter favored the entry of individuals and increased diversity. The second study was conducted in a greenhouse at Federal University of Vales do Jequitinhonha and Mucuri - UFVJM under a randomized block design with three replications. The treatments consisted of raising the base saturation of the substrate 50, 70 and 90% beyond the control treatment (no correction). The substrate used was collected in the first study area with maximum bracken roots, corrected by the amount of certain limestone for each treatment and distributed in pots of 10 dm³, where the seedlings of four tree species were planted: *Anadenanthera colubrina* (angico), *Enterolobium contortisiliquum* (orelha de macaco), *Inga sessilis* (ingá) *Platycyamus regnelii* (pau pereira). The variables were diameter and seedling height and dry mass of bracken. The angico species and orelha de macaco were sensitive to soil acidity, being responsive to the increase in base saturation. The species ingá and pau pereira are more tolerant to soil acidity conditions, but they also had better development with liming. Bracken showed an increase in dry matter with increasing base saturation, showing that liming is not an appropriate practice for controlling these species.

Key - words: Chemical control of bracken, natural regeneration, weed management, forest restoration

SUMÁRIO

RESUMO GERAL.....	7
GENERAL ABSTRACT.....	9
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	11
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	13
2.1 Sucessão ecológica.....	13
2.2 Invasão Biológica.....	15
2.3 Competição.....	16
2.4 Samambaia (<i>Pteridium aquilinum</i>).....	18
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	21
CAPÍTULO 1: INDUÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL POR MEIO DO CONTROLE POPULACIONAL DE <i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn.....	33
RESUMO.....	33
ABSTRACT.....	34
1 INTRODUÇÃO.....	35
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	37
2.1 Caracterização da área de estudo.....	37
Fonte: O autor.....	38
2.2 Condução do experimento.....	38
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	43
Fonte: O autor.....	49
4 CONCLUSÃO.....	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	53
CAPÍTULO 2: SATURAÇÃO POR BASES NO DESENVOLVIMENTO DE <i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn. E DE ESPÉCIES ARBÓREAS.....	59
RESUMO.....	59
ABSTRACT.....	60
1 INTRODUÇÃO.....	61
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	63
2.1 Caracterização da área de estudo.....	63
2.2 Condução do experimento.....	63
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	67
3.1 Resposta das espécies florestais à acidez do solo.....	67
3.2 Resposta de <i>Pteridium aquilinum</i> a acidez do solo.....	71

4 CONCLUSÃO	73
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	79

1 INTRODUÇÃO GERAL

A invasão biológica representa um dos maiores problemas ambientais enfrentados no mundo, constituindo uma das principais ameaças à biodiversidade (ZILLER, 2001). Dentre as principais espécies que se tornaram invasoras no Brasil, destaca-se algumas gramíneas como *Urochloa* spp. (braquiárias), *Panicum maximum* Jacq. (capim-colonião), *Melinis minutiflora* Beauv. (capim-gordura) e as samambaias do gênero *Pteridium* (MATOS; PIVELLO, 2009).

Pteridium aquilinum, conhecida popularmente como samambaia, tem sido encontrada frequentemente em áreas da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fartura após a ocorrência de um incêndio em 2011, provocando sérios prejuízos ao ecossistema. Segundo Silva e Silva-Matos (2006), além dos seus esporos e rizomas serem resistentes ao fogo, a reprodução dessa espécie é favorecida pelas elevadas temperaturas, o que permite a esta, vantagem competitiva em relação às demais espécies e rápida colonização em ambientes perturbados pós fogo.

A samambaia limita a regeneração e pode atrasar a sucessão natural por décadas a séculos (MARRS et al., 2000; ROOS et al., 2011). Isto se deve a um possível efeito alelopático de lixiviados (SILVA MATOS; BELINATO, 2010, WANG et al., 2011), ao sombreamento provocado pelo dossel de samambaia e a deposição de uma densa camada de serrapilheira atuando como uma barreira física, tanto para germinação do banco de sementes quanto para chegada da chuva de sementes ao solo (GHORBANI et al., 2006, SCHENEIDER, 2006).

Uma vez estabelecida no ambiente, o controle da samambaia é extremamente difícil, visto que, esta espécie possui eficiente mecanismo de dispersão, se reproduzindo tanto por esporos quanto pela brotação de raízes. Sua rápida invasão se dá pela grande quantidade de esporos produzidos e por possuir extenso sistema de rizomas com grandes reservas de carboidrato (LE DUC et al., 2003), além da elevada produção de frondes que forma uma densa camada de serrapilheira no solo (MARRS et al., 2000).

Muitas estratégias de controle foram testadas (PAKEMAN et al., 2002; LE DUC et al., 2003; STEWART et al., 2008; ROOS et al., 2011) porém nenhuma conseguiu eliminar por completo a samambaia. Portanto há necessidade de mais estudos sobre técnicas de restauração capazes de controlar a espécie.

Mesmo que a utilização de técnicas de controle reduzam a abundância do invasor, isto não necessariamente resultará no reestabelecimento da vegetação nativa (ALDAY et al., 2013).

Assim, aliado ao controle de samambaia, faz-se necessário promover a restauração da vegetação por meio de melhorias das condições do solo (DE GRAAF et al., 1998).

Diante deste problema, a utilização de técnicas de controle da samambaia, assim como tratamentos de indução da regeneração natural, são medidas necessárias a serem tomadas para possibilitar o recrutamento de espécies alvo. Entretanto, em ambientes onde há limitação do banco de sementes e pouca chegada de propágulos provenientes de área adjacentes, apenas a regeneração natural pode ser incapaz de promover a revegetação da área. Sendo assim, há necessidade de se realizar o plantio de mudas de rápido crescimento, de modo a acelerar o processo sucessional desse ambiente (GUERIN; DURIGAN, 2015).

O uso do plantio de mudas para a concorrência com a samambaia requer um estabelecimento de sucesso e rápido crescimento (DOUTERLUNGNE et al., 2013). Diante disso, conhecer as exigências nutricionais de espécies indicadas para um possível plano de recuperação de uma área degradada é essencial, de forma a obter o melhor desenvolvimento das mesmas.

Objetivou-se com este trabalho definir técnicas de controle populacional de *Pteridium aquilinum* e induzir a regeneração natural de uma área degradada pela ocorrência de fogo na RRPPN Fartura em Capelinha, MG, assim como avaliar a resposta de algumas espécies de rápido crescimento submetidas a doses crescentes de calcário com potencial para serem utilizadas na restauração desta área.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Sucessão ecológica

O conhecimento referente à sucessão ecológica é fundamental, pois é a base teórica para a compreensão da dinâmica das comunidades (JOHNSON, 1979; TURNER, 1983; FARREL, 1991), além de subsidiar a escolha de estratégias adequadas a serem utilizadas na conservação, manejo e restauração de áreas degradadas (FERRAZ et al., 2004). A restauração nada mais é que a manipulação da sucessão, ou seja, é a utilização de técnicas que visam acelerar a mudança de espécies e substrato de um habitat ou paisagem perturbada para uma condição final desejada (LUKEN, 1990).

A sucessão ecológica é definida por Gandolfi et al. (2007), como sendo uma progressiva mudança da comunidade vegetal ao longo do tempo. Durante esse processo, as florestas sofrem alterações gradativas na composição e estrutura de espécies e no funcionamento do ecossistema (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; CHAZDON, 2008; LETCHER; CHAZDON, 2009).

Em uma área perturbada naturalmente ou por ação antrópica, a comunidade passa por um processo de reconstituição, por meio de mudanças provocadas pela competição de recursos e espaço entre as espécies. A sucessão se inicia primeiramente pela colonização de espécies pioneiras, que apresentam elevado crescimento e alta dispersão. Com o passar do tempo essas espécies vão sendo substituídas gradativamente por outras com menor capacidade de dispersão e crescimento lento, até atingir uma comunidade de maior diversidade e biomassa, chamada de clímax (MARTINS, 2009; MIRANDA, 2009). Segundo Gandolfi (1991), essa alteração da composição de espécies ocorre principalmente em função da luminosidade. Espécies pioneiras são aquelas que se desenvolvem na presença de luz intensa, as secundárias sob condições intermediárias, e as clímax sob condições de sombreamento.

Acreditava-se que as mudanças no ecossistema durante o processo de sucessão ocorriam até atingir um estado de equilíbrio. Estudos realizados por Clements (1916, 1936), mostram que a sucessão era previsível e unidirecional, convergindo sempre para um único clímax. Porém, com intuito de compreender melhor o comportamento da sucessão ecológica em uma comunidade, foram feitos estudos da dinâmica de clareiras. Esses estudos mostraram que a sucessão poderia seguir várias trajetórias, apresentando diferentes comunidades finais em um mesmo ambiente, de acordo com alguns fatores, como as características físicas do local e da área do entorno, das espécies presentes e do histórico de ocupação da área

(GANDOLFI et al., 2007b; GANDOLFI; RODRIGUES, 2007a; RODRIGUES et al., 2009). Portanto, uma comunidade clímax pode estar em constante mudança, apresentando diferentes características florísticas e estruturais em equilíbrio dinâmico (CHOI, 2004; ARONSON; VAN ANDEL, 2005).

De acordo com Connell; Slatyer (1977), o processo de sucessão é influenciado principalmente pela competição por recursos e pelo estresse físico das plantas, podendo seguir três diferentes modelos: a facilitação, a tolerância e a inibição. O modelo da facilitação é caracterizado pela colonização de espécies pioneiras capazes de alterar as condições do meio e fornecer recursos, de maneira que favoreça o estabelecimento e desenvolvimento de espécies subsequentes com características ecológicas diferentes. No modelo de tolerância, as espécies colonizadoras não causam nenhum efeito sobre as espécies seguintes, sendo a sequência de espécies justificada apenas pelo histórico de vida de cada uma. O modelo de inibição consiste na colonização de espécies, geralmente exóticas, que provocam mudanças no ambiente, dificultando ou impedindo o estabelecimento e desenvolvimento de espécies nativas.

Em qualquer modelo, alguns fatores bióticos e abióticos podem limitar a regeneração natural de uma área e conseqüentemente influenciar no processo sucessional. Tais como, condições do clima e propriedades físicas e químicas do substrato, uso anterior da terra, proximidade de remanescentes florestais e presença de agentes dispersores de sementes (CHAZDON, 2012).

No modelo de inibição sobre o processo de sucessão, espécies, normalmente exóticas, dominam o extrato inferior da floresta (LETCHER; CHAZDON, 2009), inibindo a regeneração e o desenvolvimento de espécies arbóreas (MARTINS et al., 2012), principalmente por meio da competição por luz e recursos do solo (VIEIRA; PESSOA, 2001). Nesses casos, intervenções restauradoras são necessárias, a fim de propiciar melhores condições para o estabelecimento e desenvolvimento de espécies nativas (CHAZDON, 2012).

Em uma área perturbada, a composição do banco de sementes é fundamental para o funcionamento e a resiliência das florestas. A presença de espécies pioneiras promove a regeneração de áreas perturbadas naturalmente ou por ação antrópica, e as espécies secundárias e clímax são responsáveis pela estruturação e estabilização do ecossistema (MARTINEZ-RAMOS, 1985; BAIDER et al., 2001; MARTINS; RODRIGUES, 2002; ALVES et al., 2005).

2.2 Invasão Biológica

Invasão biológica é a introdução intencional ou acidental de espécies que não são naturais de um dado ecossistema. Essas espécies se adaptam as condições do meio causando mudanças no seu funcionamento, afetando os processos ecológicos, como ciclagem de nutrientes, polinização, dispersão de sementes e a sucessão ecológica (ZILLER, 2000). A invasão de espécies exóticas é um dos principais agentes causadores da degradação ambiental (ZALBA; ZILLER, 2007), sendo considerada umas das principais causas da perda da biodiversidade no mundo (HELENO et al., 2010).

Quando uma espécie é introduzida em um ambiente que não é a sua área de origem, ela pode não sobreviver, se estabelecer, mas não dominar a área, ou se tornar invasora (ZILLER; ZALBA, 2007). Segundo Barbieri e Stumpt (2008) menos de 10% das espécies introduzidas conseguem se estabelecer no novo ambiente, e menos de 1% dessas se tornam de fato invasoras. O potencial de invasão de uma espécie está condicionado a diversos fatores que possibilitam o estabelecimento, a dispersão e a persistência no novo ambiente (ZILLER, 2000). Para que esta consiga se estabelecer e dominar um ambiente, é preciso superar algumas adversidades, como ter um eficiente mecanismo de dispersão a fim de propagar para áreas mais amplas (ZILLER; ZALBA, 2007) e apresentar plasticidade fenotípica, ou seja, a capacidade da planta em modificar suas características morfológicas e fisiológicas em resposta às mudanças ambientais (RICHARDS et al., 2006; REJMANEK, 2011).

Além do potencial invasor de determinadas espécies, as condições do local também é fator determinante para o sucesso da invasão. Habitats perturbados oferecem condições ideais para a colonização de espécies exóticas. Segundo Shigesada; Kawasaki (1997), quanto mais perturbado for um ambiente, mais fácil será a colonização e o desenvolvimento de espécies invasoras. Ambientes que possuem vegetação mais baixa e aberta como em formações herbáceo-arbustivas, também são menos resistentes à invasão (ZILLER, 2000), assim como comunidades que apresentam menor diversidade e riqueza, são mais suscetíveis à invasão, devido a maior presença de espaços vazios no meio (MACK et al., 2000).

Diferentemente de outros problemas ambientais, a invasão biológica tende a se espalhar com o tempo, impedindo que os ambientes invadidos se recuperem naturalmente (WESTBROOKS, 1998). Portanto, intervenções imediatas e elaboração de estratégias de controle são prioritárias, a fim de impedir maiores danos (MACK et al., 2000; WITTENBERG; COCK, 2001; BASKIN, 2002).

O controle de espécies invasoras pode ser feito por meio de técnicas químicas, mecânicas ou biológicas. Essas técnicas visam causar injúrias na espécie invasora a fim de prejudicar sua reprodução e estabelecimento. Além de favorecer o desenvolvimento e aumentar a capacidade competitiva das espécies nativas. Porém, existem poucos estudos que apontam soluções eficazes para o controle dessas espécies (PIVELLO, 2011).

Segundo Durigan et al. (2013), ações de prevenções e controle são necessárias, a fim de evitar ou reverter os efeitos deletérios da invasão biológica. Porém, em alguns casos se torna irreversível, sendo possível evitar apenas a expansão da espécie invasora para outros habitats. Durigan et al. (1998), defendem que em algumas situações, o controle por meio da aplicação de herbicidas de baixo efeito residual seja uma das únicas técnicas capazes de controlar algumas espécies.

Em ambientes em processo de recuperação, o uso de herbicidas, tem sido utilizado com frequência no controle de espécies invasoras (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). Em muitos casos esta técnica é preferida, devido a sua maior eficiência e o menor custo quando comparado a outros como capina e roçada (TOLEDO et al., 2003). Apesar disso, ainda existe certa resistência principalmente de movimentos ambientalistas quanto à utilização do controle químico. Contudo esta generalização é equivocada, pois alguns herbicidas como o glyphosate podem causar o mínimo de risco ao ambiente (DURIGAN et al., 1998), visto que este é adsorvido pelos solo, o tornando praticamente imóvel, além de causar pouco dano a microbiota do solo (SPRANKLE et al., 1975).

2.3 Competição

Indivíduos de uma população podem desenvolver interações biológicas. Essas podem ser harmônicas ou desarmônicas (BIANCHI et al., 2006). A competição é uma interação negativa entre indivíduos, que compartilham determinando recurso com oferta limitada, levando a redução do crescimento e da sobrevivência da espécie menos adaptada (WILSON, 1988). Essa competição por recursos pode ocorrer entre indivíduos da mesma espécie (intraespecífica), e entre indivíduos de espécies distintas (interespecífica) (ZANINE; SANTOS, 2004).

A competição entre plantas se dá pela sobreposição dos indivíduos envolvidos de forma que eles utilizem os mesmos recursos (CASTRO; GARCIA, 1996). A competição por esses recursos ocorre basicamente abaixo da superfície do solo, principalmente, quando se

trata de água e nutrientes, e acima da superfície do solo por radiação solar, CO₂, etc (BIANCHI et al., 2006). Estes dois tipos de competição estão estreitamente correlacionados, pois a eficiência na absorção de nutrientes pelas plantas no solo é dependente do sucesso destas na competição por luz. Plantas que ocupam o dossel superior possuem mais eficiência na absorção de recursos do solo. Da mesma forma, algumas plantas podem ser extremamente eficientes na competição abaixo do solo, contudo, podem ser suprimidas por outras espécies de maior biomassa foliar (ZANINE; SANTOS, 2004).

Existe diferença entre espécies, em relação à importância relativa à competição. Algumas exercem maior competição por recursos abaixo da superfície do solo e outras por radiação solar (MORALES-PAYAN et al., 2003). Porém grande parte da competição que ocorre entre plantas se dá por meio da competição abaixo da superfície do solo, devido a maior quantidade de recursos que são competidos em relação à competição acima da superfície do solo, sendo pelo menos 20 minerais essenciais, além da água (CASPER; JACKSON, 1997).

O potencial competitivo de uma determinada planta se deve ao elevado vigor de plântulas, rapidez de expansão foliar, formação de dossel denso, elevada altura de planta, ciclo de desenvolvimento longo, rápido crescimento do sistema radicular e capacidade de perfilhamento ou ramificação (CALLAWAY, 1992; REES; BERGELSON, 1997; HAUGLAND; TAWFUQ, 2001; SANDERSON; ELWINGER, 2002).

A vantagem competitiva de uma planta sobre outras e sua capacidade de ocupação dos espaços do solo se deve principalmente às características do sistema radicular como comprimento total, área superficial, taxa de crescimento, posicionamento da raiz e geometria do sistema radical (MARTIN; SNAYDON, 1982; BOZSA; OLIVER, 1990; SEIBERT; PEARCE, 1993; CASPER; JACKSON, 1997). Estudos mostram que as raízes representam o principal fator de competitividade das plantas daninhas em competição inicial com culturas (DOTRAY; YOUNG, 1993). Segundo Rizzardì et al. (2001), a intensidade da competição abaixo do solo dependerá da disponibilidade de recursos, da espécie e da capacidade dessa em desenvolver extenso sistema radicular com superfície ampla capaz de retirar esses recursos do meio.

Entretanto, em situações onde as condições de estresse de água e nutrientes são mínimas a competição acima da superfície do solo pode ser mais relevante que a competição abaixo da superfície do solo (MARVEL et al., 1992). Espécies que desenvolvem uma arquitetura capaz de interceptar luz como alto crescimento, rápida expansão de área foliar e

domínio da camada superior do dossel, possuem maior habilidade competitiva (LEMAIRE, 2001).

2.4 Samambaia (*Pteridium aquilinum*)

A samambaia [*Pteridium aquilinum* (L) Kuhn] é uma espécie cosmopolita, perene e rizomatosa (LORENZI, 2008), apresentando frondes grandes, geralmente tri-pinadas, mas podendo ter duas a quatro pinas (THOMSON, 1990). Seus rizomas representam a principal forma de reprodução dessa espécie, variando o diâmetro de 0,5 a 3,8 cm, e podendo crescer de 10 a 17 cm por ano (MARRS; WATT, 2006).

A samambaia apresenta vasta distribuição por todo planeta, sendo encontrada em todos continentes, exceto no antártico, devido às condições de temperatura muito extremas (FENWICK, 1989). Essa vasta distribuição se deve a capacidade dessa espécie em se adaptar a diversas condições de temperatura, umidade, luminosidade e solo. Apesar da samambaia ser geralmente encontrada em solos moderadamente ácidos (MARRS; WATT, 2006), pode se desenvolver em solos com pH variando de 8 a 8,6 (WILLIS et al., 1959a, b; RACKHAM, 1980; KOEDAM et al., 1992). Uma vez estabelecida, a samambaia é extremamente tolerante a condições de seca, por causa de sua cutícula espessa, resposta estomatal rápida e a rigidez das pinas. Pode se desenvolver em uma ampla faixa de fluxo de luz, porém, aumenta em densidade e vigor em locais abertos (MARRS; WATT, 2006). Dring (1965) encontrou uma redução de mais de 55% na produção de esporos em sombra densa.

A samambaia possui a capacidade de dominar uma área formando densa população, suprimindo assim as outras espécies, por meio da alta competição por água, luz e nutrientes (GRIME, 1979), pelo acúmulo de serrapilheira no solo (MARRS et al., 2000), ou pelo possível efeito de interferência química causada pela alelopatia (STEWART, 1975; FERGUSON; BOYD, 1988). Além da alta capacidade de adaptação e competitividade, a samambaia possui elevada eficiência em mecanismos de dispersão e reprodução e possui poucos inimigos naturais relacionados a insetos, herbívoros e doenças, podendo se sobressair em ambientes perturbados tais como na ocorrência de fogo (McDonald et al., 2003).

Silva; Silva Matos (2006) avaliaram o banco de sementes de uma área de mata atlântica perturbada pela ocorrência de frequentes queimadas. *Pteridium aquilinum* foi dominante em todos os locais de estudo. Essa dominância se deve ao empobrecimento do banco de sementes do solo causado pelo fogo (WHELAN, 1995), e pela tolerância dos rizomas de samambaia a altas temperaturas. Além disso, o fogo estimula a brotação (ROOS et

al., 2010) e a produção de frondes é reforçada (HARTIG; BECK, 2003) favorecendo o estabelecimento e a invasão dessa espécie.

O controle da samambaia é extremamente difícil, devido a elevada produção de frondes que forma uma densa camada de serrapilheira (MARRS et al., 2000) e um extenso sistema de rizomas com grandes reservas de carboidrato (LE DUC, et al., 2003). Diversas técnicas têm sido utilizadas tais como: o uso de máquinas pesadas, a fim de causar injúrias às frondes e aos rizomas (LE DUC, et al., 2003), a roçada mecânica, a aplicação de herbicidas, geralmente asulam e glyphosate (PAKEMAN et al., 2002; STEWART et al., 2008) e o plantio de espécies pioneiras, que são capazes de crescer rapidamente e a longo prazo concorrer com a samambaia por espaço, luz e nutrientes, acelerando o processo de sucessão florestal (LAMB et al., 2005).

O controle de *P. aquilinum* muitas vezes é variável e dá resultados contraditórios (LE DUC et al., 2000), e o desenvolvimento da vegetação durante o controle de samambaia é muitas vezes lento e imprevisível (MARRS et al., 1998). As diferentes respostas ao controle se deve principalmente a fatores como condições do clima e do solo, presença de fragmentos bem conservados no entorno, banco de sementes, chuva de sementes, dentre outros (COX et al., 2008).

Bom resultado de controle de *P. aquilinum* foi obtido por Pakeman et al. (2002) com uma única aplicação de herbicida asulam quando comparado com o corte anual da samambaia, porém após 6 anos a biomassa das frondes foi menor nos tratamentos em que se realizou o corte. Apesar do tratamento em que se realizou o corte ter tido mais eficiência aos seis anos, segundo Pakeman et al. (2000a, 2002) tanto o corte, quanto a aplicação de herbicida não são capazes de fazer um controle em longo prazo da samambaia, sendo necessário portanto realizar o manejo contínuo dessa espécie.

Mesmo sendo referenciado na literatura, o asulam apresenta maior risco ao meio ambiente, comparado ao glyphosate, sendo o mesmo não avaliado pelo IBAMA (MAPA, 2016). O asulam pertence ao grupo dos carbamatos e seu mecanismo de ação, apesar de pouco conhecido, permite concluir maior intoxicação a organismos não alvo (Silva et al., 2007).

Johnson (2000) observou que o glyphosate foi o herbicida mais eficiente para controlar samambaia na Califórnia. Porém, a aplicação deste precisa de cuidado especial para evitar efeitos deletérios sobre espécies não alvo (PETROV; MARRS, 2000).

Segundo De Graaf et al. (1998), apenas o controle isolado da samambaia é insuficiente para promover o desenvolvimento da vegetação alvo. Portanto, eles sugerem a combinação do controle da samambaia com tratamentos que visem alterar as condições do

sítio, promovendo por exemplo, melhorias do solo e do banco de sementes. Pakeman et al. (2000b) também propõe a remoção da camada densa de serrapilheira ou a incorporação da mesma ao solo após o controle, adicionando propágulos de espécies pretendidas para a restauração da área, sendo possível assim restabelecer a vegetação em longo prazo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALDAY, J. G.; COX, E. S.; PAKEMAN, R. J.; HARRIS, M. P.; LEDUC, M. G.; MARRS, R. H. **Overcoming resistance and resilience of an invaded community is necessary for effective restoration: a multi-site bracken control study.** Journal of Applied Ecology, Oxford, v. 50, n.1, p. 156-167, 2013.

ALVES, S. L.; ZAÚ, A. S.; OLIVEIRA, R. R.; LIMA, D. F.; MOURA, C. J. R. **Sucessão florestal e grupos ecológicos em floresta atlântica de encosta, Ilha Grande, Angra dos Reis/RJ.** Revista Universidade Rural, Seropédica, v. 25, n. 1, p. 26-32, 2005.

ARONSON, J.; VAN ANDEL, J. **Challenges for ecological theory.** In: VAN ANDEL, J.; ARONSON, J. Restoration Ecology: the new frontier. Oxford: Blackwell Publishing, Washington, p. 223-233, 2005.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. **The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in Southeast Brazil.** Revista Brasileira de Biologia, São Carlos, v. 61, n. 1, p. 35-44, 2001.

BARBIERI, R. L.; STUMPT, E. R. T. **Origem e evolução de plantas cultivadas.** Brasília: Embrapa, 909p, 2008.

BASKIN, Y. **Aplague of rats and rubber-vines. The growing threat of species invasions. The Scientific Committee of Problems on the Environment (SCOPE).** Island Press, Washington, 377 p, 2002.

CALLAWAY, M. B. A. **Compendium of crop varietal tolerance to weeds.** American Journal of Alternative Agriculture, Cambridge, v. 7, n. 4, p. 169-180, 1992.

CASPER, B. B.; JACKSON, R. B. **Plant competition underground.** Annual Review Ecology and Systematic, Palo Alto, v. 28, p. 545-570, 1997.

CASTRO, C. R. T.; GARCIA, R. **Competição entre plantas com ênfase no recurso luz.** Ciência Rural, Santa Maria, v. 26, n. 1, p. 167- 174, 1996.

BIANCHI, M. A.; FLECK, N. G.; DILLENBURG, L. R. **Partição da competição por recursos do solo e radiação solar entre cultivares de soja e genótipos concorrentes.** Planta Daninha, Viçosa, v. 24, n. 4, p. 629-639, 2006.

BOZSA, R. C.; OLIVER, L. R. **Competitive mechanisms of common cocklebur (*Xanthium strumarium*) and soybean (*Glycine max*) during seedling growth.** Weed Science, West Lafayette, v. 38, n.4-5, p. 344-350, 1990.

CHAZDON, R. L. **Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands.** Science, Washington, v. 320, p. 1458-1460, 2008.

CHAZDON, R. L. **Regeneração de florestas tropicais. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi.** Ciências Naturais, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

CHOI, Y. D. **Theories for ecological restoration in changing environment: toward “futuristic” restoration.** Ecological Research, Tokio, n. 19, p. 75-81, 2004.

CLEMENTS, F. E. **Plant Succession: an analysis of the development of vegetation.** Carnegie Institute, Washington, 1916.

CLEMENTS, F. E. **Nature and the structure of the climax.** Journal of ecology, Oxford, v. 24, p. 252-284, 1936.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. R. O. **Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization.** The American Naturalist, Chicago, v. 111, p. 1119-1144, 1977.

COX, E. S.; MARRS, R. H.; PAKEMAN, R. J.; LE DUC, M. G. **Factors Affecting the Restoration of Heathland and Acid Grassland on *Pteridium aquilinum*-Infested Land across the United Kingdom: A Multisite Study.** Restoration Ecology, Washington, v. 16, n. 4, p. 553-562, 2008.

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, Neerlandica, v. 47, n. 1, p. 89-111, 1998.

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, Oxford, v. 50, n. 5, p. 1257-1265, 2013.

DOTRAY, P. A.; YOUNG, F. L. **Characterization of root and shoot development of jointed goatgrass (*Aegilops cylindrica*).** Weed Science, West Lafayette, v. 41, n. 3, p. 353-361, 1993.

DRING, M. J. **The influence of shaded conditions on the fertility of bracken.** *British Fern Gazette*, Londres, v. 9, p. 222–227, 1965.

DURIGAN, G.; CONTIERI, W. A.; FRANCO, G. A. D. C.; GARRIDO, M. A. O. **Indução do processo de regeneração da vegetação de cerrado em área de pastagem.** Assis, sp. *Acta botânica Brasílica*, São Paulo, v. 12, n. 3, p. 421-429, 1998.

DURIGAN, G.; IVANAUSKAS, N. M.; ZAKIA, M. J. B.; ABREU, R. C. R. **Control of Invasive Plants: Ecological and Socioeconomic Criteria for the Decision Making Process.** *Natureza & Conservação*, Goiânia, v. 11, n. 1, p. 23-30, 2013.

FARREL, T. M. **Models and mechanisms of succession: an example from a rocky intertidal community.** *Ecological Monographs*, Nova Iorque, v. 61, n. 1, p. 95-113, 1991.

FENWICK, G. R. **Bracken (*Pteridium aquilinum*): toxin effects and toxic constituents.** *Journal of the Science of Food and Agriculture*, Nova Iorque, v. 46, n. 2, p. 147-173, 1989.

FERGUSON, D. E.; BOYD, R. J. **Bracken fern inhibition of conifer regeneration in northern Idaho.** USDA Forest Service research paper INT- Intermountain Research Station, Ogden, v. 388, 11 p, 1988.

FERRAZ, I. D. K.; LEAL FILHO, N.; IMAKAMA, A. M.; VARELA, V. P.; PINÃ-RODRIGUES, F. C. N. **Características básicas para um agrupamento ecológico preliminar de espécies madeireiras da floresta de terra firme da Amazônia Central.** *Acta Amazônica*, Manaus, v. 34, n. 4, p. 621-633. 2004.

FOSBERG, F. R. **Succession and condiction of ecosystems.** *The Journal of the Indian Botanical Society*, Meerut, v. 46, n. 4, p. 312-316, 1967.

GANDOLFI, S. **Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do aeroporto internacional de São Paulo.** Município de Guarulhos, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de Campinas, Campinas, 1991.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Metodologias de restauração florestal.** In: Fundação Cargill (coord.). *Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas.* São Paulo: Fundação Cargill, p. 109-143, 2007a.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V. **Theoretical bases of the Forest ecological restoration.** In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (eds.).

High diversity forest restoration in degraded areas: Nova Science Publishers, Nova Iorque, p. 27-60, 2007b.

GHORBANI, J.; DUC, M. G.; MCALLISTER, H. A.; PAKEMAN, R. J.; MARRS, R. H. **Effects of the litter layer of *Pteridium aquilinum* on seed banks under experimental restoration.** Applied Vegetation Science, Lania, v. 9, n. 1, p. 127-136, 2006.

GRIME, J. P. **Plant Strategies and Vegetation Processes.** Journal of Ecology. British Ecological Society, v. 68, n. 2, 1979.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. **Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics.** Forest Ecology and Management, Amsterdam, v. 148, p. 185- 206, 2001.

GUERIN, N.; DURIGAN, G. **Invasion impact by *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae) on a neotropical savanna.** Acta Botanica Brasilica, Belo Horizonte, v. 29, n. 2, p. 213-222, 2015.

HARTIG, K.; BECK, E. **The bracken fern (*Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon) dilemma in the Andes of Southern Ecuador.** Ecotropica, Ulm, v. 9, p. 3-13, 2003.

HAUGLAND, E.; TAWFIQ, M. **Root and shoot competition between established grass species and newly sown seedlings during spring growth.** Grass and Forage Science, Oxford, v. 56, n. 2, p. 193-199, 2001.

HELENO, R.; LACERDA, I.; RAMOS, J. A.; MEMMOTT, J. **Evaluation of restoration effectiveness: community response to the removal of alien plants.** Ecological Applications, Tempe, v. 20, n. 5, p. 1191-1203, 2010.

HORN, H. S. **Nutrient cycling in tropical forest ecosystems.** Chichester, John Wiley. 190p. 1974.

JOHNSON, E. A. **Succession an unfinished revolution.** Ecology, Washington, v. 60, n. 1, p. 238-240, 1979.

JOHNSON, S. **Personal communication.** Sacramento (CA): Wilbur-Ellis Co. Sales Manager, 2000.

KOEDAM, N.; BUSCHER, P.; VANPEYBROECK, D. **Acidiphily in Pteridophytes – Assessment of the role of root cation-exchange properties.** *Journal of Plant Nutrition*, Filadélfia, v. 15, n. 12, p. 2605–2619, 1992.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. **Restoration of degraded tropical forest landscapes.** *Science*, Washington, v. 310, n. 5754, p. 1628–1632, 2005.

LE DUC, M. G.; PAKEMAN, R. J.; PUTWAIN, P. D.; MARRS, R. H. **The variable responses of *Pteridium aquilinum* fronds to control treatments in Great Britain.** *Annals of Botany*, Londres, 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*, Oxford, v. 40, n. 3, p. 508–522, 2003.

LEMAIRE, G. **Ecophysiology of grasslands: dynamic aspects of forage plant populations in grazed swards.** In *International Grassland Congress*, São Paulo, v. 19, p. 29-37, 2001.

LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. **Rapid Recovery of Biomass, Species Richness, and Species Composition in a Forest Chronosequence in Northeastern Costa Rica.** *Biotropica*, Lawrence, v. 41, n. 5, p. 608–617, 2009.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestre, aquáticas, parasitas e tóxicas.** 4. Ed. Nova Odesa: Instituto Plantarum, 640 p, 2008.

LUKEN, J. O. **Directing ecological succession.** Nova Iorque: Chapman and Hall, 251 p, 1990.

MACK, R. N.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W. M.; EVANS, H.; CLOUT, M.; BAZZAZ, F. A. **Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control.** *Ecological applications*, Tempe, v. 10, n. 3, p. 689-710, 2000.

MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br>>. Acesso em 29 fev. 2016.

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*, Oxford, v. 35, n. 4, p. 479–490, 1998.

MARRS, R. H.; LE DUC, M. G.; MITCHELL, R. J.; GODDARD, D.; PATERSON, S.; PAKEMAN, R. J. **The ecology of bracken: its role in succession and implications for control.** Annals of Botany, Londres, 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, Oxford, v. 94, n. 6, p. 1272-1321, 2006.

MARVEL, J. N.; BEYROUTY, C. A.; GBUR, E. E. **Response of soybean growth to root and canopy competition.** Crop Science, Madison, v. 32, n. 3, p. 797-801, 1992.

MARTIN, M. P. L. D.; SNAYDON, R. W. **Root and shoot interactions between barley and field beans when intercropped.** Journal of Applied Ecology, Oxford, v.19, n.1, p.263-272, 1982.

MARTINEZ-RAMOS, M. **Claros, ciclo vitales de los arboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perennifoliadas. Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, Mexico,** v. 2, p. 191-239, 1985.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. **Gap-phase regeneration in semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil.** Plant Ecology, Dordrecht, v. 163, n. 1, p. 51-62, 2002.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração.** Viçosa, MG: Editora Aprenda Fácil, 270p, 2009.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; CALEGARI, L. **Sucessão Ecológica: Fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais.** In: S.V. Martins (ed.). Ecologia de florestas tropicais do Brasil. 2 ed. Editora UFV, Viçosa, p. 21-52, 2012.

MATOS, D. M. S.; PIVELLO, V. R. (2009). **O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros.** Ciência e Cultura. Campinas, 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. Wisconsin, v. 4, n. 1, p. 52-60, 2003.

MIRANDA, J. C. **Sucessão ecológica: conceitos, modelos e perspectivas**. SaBios-Revista de Saúde e Biologia. Campo Mourão, v. 4, n. 1, p. 31-37, 2009.

MORALES-PAYAN, J. P.; STALL, W. M.; SHILLING, D. G.; CHARUDATTAN, R.; DUSKY, J. A.; BEWICK, T. A. **Above-and belowground interference of purple and yellow nutsedge (*Cyperus* spp.) with tomato**. Weed science, West Lafayette, v. 51, n. 2, p. 181-185, 2003.

PAKEMAN, R. J.; THWAITES, R. H., Le DUC, M. G., e MARRS, R. H. **Vegetação reestablishment on land previously subject to controlo of *Pteridium aquilinum* by herbicide**. Applied vegetation science, Lania, v. 3, n. 1, p. 95-104, 2000a.

PAKEMAN, R. J.; Le DUC, M. G.; MARRS, R. H. **Bracken distribution in Great Britain: strategies for its control and the sustainable management of marginal Land**. Annals of Botany, Londres, v. 85, p. 37-46, 2000b.

PAKEMAN, R. J.; THWAITES, R. H.; Le DUC, M. G.; MARRS, R. H. **The effects of cutting and herbicide treatment on *Pteridium aquilinum* encroachment**. Applied vegetation science, Lania, v. 5, n. 2, p. 203-212, 2002.

PETROV, P.; MARRS, R. H. **Follow-up methods for bracken control following an initial glyphosate application: the use of weed wiping, cutting and reseedling**. Annals of Botany, Londres, v. 85, n. 2, p. 31-35, 2000.

PIVELLO, V. R. **Invasões Biológicas no Cerrado Brasileiro: Efeitos da Introdução de Espécies Exóticas sobre a Biodiversidade**. ECOLOGIA.INFO 33. 2011. Disponível em < <http://www.ecologia.info/cerrado.htm>>. Acesso em 19 de dezembro de 2015.

RACKHAM, O. **Ancient Woodland: Its History, Vegetation and Uses in England**. Arnold, Londres, UK, 402p, 1980.

REES, M.; BERGELSON, J. **Asymmetric light and founder control in plant communities**. Journal Theory Biology, Klosterneuburg, v. 184, n. 3, p. 353-358, 1997.

REJMANEK, M. **Invasiveness**. In SIMBERLOFF, D. and REJMÁNEK, M. (Eds.). Encyclopedia of Biological Invasions. Berkeley and Los Angeles: University of California Press, p. 379-385, 2011.

RICHARDS, C. L.; BOSSDORF, O.; MUTH, N. Z.; GUREVITCH, J.; PIGLIUCCI, M. **Jack of all trades, master of some? On the role of phenotypic plasticity in plant invasions.** Ecology Letters, Malden, v. 9, n. 8, p. 981-993, 2006.

RIZZARDI, M. A.; FLECK, N. G.; VIDAL, R. A.; MEROTTO, A.; AGOSTINETTO, D. **Competição por recursos do solo entre ervas daninhas e culturas.** Ciência Rural, Santa Maria, v. 31, n. 4, p. 707-714, 2001.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. **On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest.** Biological Conservation. Neston, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal.** São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto Bio Atlântica, il. col. 256p. 2009.

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

ROOS, K.; RODEL, 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. Malden, v. 51, n. 2, p. 165-176, 2011.

SANDERSON, M. A.; ELWINGER, G. F. **Plant density and environment effects Orchardgrass-White clover mixtures.** Crop science, Madison, v. 42, n. 6, p. 2055-2063, 2002.

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, Austin, v. 5, n. 2, p. 91-107, 2006.

SEIBERT, A. C., PEARCE, R. B. **Growth analysis of weed and crop species with reference to seed weight.** Weed Science, West Lafayette, v.41, n.1, p.52-56, 1993.

SHIGESADA, N.; KAWASAKI, K. **Biological invasions: theory and practice.** Nova Iorque: Oxford University Press, 218p, 1997.

SILVA, A. D.; Ferreira, F. A.; Ferreira, L. R.; SILVA, A.; SILVA, J. **Herbicidas: classificação e mecanismo de ação. Tópicos em manejo de plantas daninhas.** Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, v. 2, p. 58-117, 2007.

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*, Londres, v. 15, n. 9, p. 3035–3043, 2006.

SILVA MATOS, D. M.; BELINATO, T. A. **Interference of *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon.(Dennstaedtiaceae) on the establishment of rainforest trees.** *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 70, n. 2, p. 311-316, 2010.

SPRANKLE, P.; MEGGIT, W. F. e PENNER, D. **Adsorption, mobility and oúcrobial degradation of glyphosate by soils.** *Weed Science*, West Lafayette, v. 23, n. 3, p. 229-234, 1975.

STEWART, R. E. **Allelopathic potential of western bracken.** *Journal of Chemical Ecology*, Nova Iorque, v. 1, n. 2, p. 161-169, 1975.

STEWART, G., Cox, E., Le Duc, M., Pakeman, R., Pullin, A. & Marrs, R. **Control of *Pteridium aquilinum*: meta-analysis of a multi-site study in the UK.** *Annals of Botany*, Londres, v. 101, n. 7, p. 957–970, 2008.

THOMSON, J. A. **Bracken morphology and life cycle: preferred terminology.** *Bracken Biology and Management* (eds J.A. Taylor & R.T. Smith), Australian Institute of Agricultural Science. Occasional Publishers no. 40. AIAS, Sydney, Australia, p. 333-339, 1990.

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

TURNER, T. **Facilitation as a successional mechanism in a rocky intertidal community.** *The American Naturalist*, Chicago, v. 121, n. 5, p. 729-738, 1983.

VIEIRA, C. M.; PESSOA, S. V. A. **Estrutura e composição florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ.** *Rodriguésia*, Rio de Janeiro, v. 52, n. 80, p. 17-30, 2001.

WANG, H. H.; CHEN, B. J.; HSU, L. M.; CHENG, Y. M.; LIOU, Y. J.; WANG, C. Y. **Allelopathic effects of bracken fern (*Pteridium aquilinum* L. Kuhn) in Taiwan.** *Allelopathy Journal, Haryana*, v. 27, n. 1, p. 97–110, 2011.

WHELAN, R. **The Ecology of Fire.** Cambridge University Press, Cambridge, 1995.

WESTBROOKS, R. **Invasive plants: changing the landscape of America: fact book.** Washington, DC: Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotic Weeds. 107 p, 1998.

WILLIS, A. J.; FOLKES, B. F.; HOPE-SIMPSON, J. F.; YEMM, E. W. **Braunton Burrows: the dune system and its vegetation. Part I.** *Journal of Ecology, Oxford*, v. 47, p. 1–24, 1959a.

WILLIS, A. J.; FOLKES, B. F.; HOPE-SIMPSON, J. F.; YEMM, E. W. **Braunton Burrows: the dune system and its vegetation. Part II.** *Journal of Ecology, Oxford*, v. 47, p. 244–288, 1959b.

WILSON, J. B. **Shoot competition and root competition.** *Journal Applied Ecology, Oxford*, v. 25, n. 1, p. 279–296, 1988.

WITTENBERG, R.; COCK, M. J. W. **Invasive Alien Species: A Toolkit for Best Prevention and Management Practices.** CAB International, Wallingford, Oxon, UK, 228 p, 2001.

ZALBA, S. M.; ZILLER, S. R. **Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática.** *Natureza & Conservação, Goiânia*, v. 5, p. 16-22, 2007.

ZANINE, A. de M.; SANTOS, E. D. **Competição entre espécies de plantas – uma revisão.** *Revista da Faculdade de Zootecnia, Veterinária e Agronomia, Uruguaiana*, v. 11, n. 1, p. 10-30, 2004.

ZILLER, S. R. **A Estepe gramíneo-lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica.** Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 268 p, 2000.

ZILLER, S. R. **Plantas exóticas: a ameaça da contaminação biológica.** *Ciência Hoje, São Paulo*, v. 178, p. 77-79, 2001.

ZILLER, S. R.; ZALBA, S. M. **Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras.** *Natureza & Conservação*, Goiânia, v. 5, n. 2, p. 8-15, 2007.

CAPÍTULO 1: INDUÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL POR MEIO DO CONTROLE POPULACIONAL DE *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.

RESUMO

A invasão biológica de *Pteridium aquilinum* (samambaia) é um dos grandes problemas ambientais enfrentados no mundo, devido sua grande capacidade de adaptação e dificuldade de controle. A invasão dessa espécie compromete o processo de regeneração natural, podendo levar até a extinção de espécies nativas. Portanto, a utilização de técnicas de controle eficientes é fundamental para acelerar a sucessão secundária de uma área degradada pela invasão de samambaia. Dessa forma, objetivou-se com este trabalho definir técnicas que promovam maior controle de samambaia, capazes de diminuir sua densidade e induzir a regeneração natural da área. O experimento foi realizado na Reserva Particular do Patrimônio Natural Fartura, situada no município de Capelinha, MG, em uma área invadida por samambaia. Foram alocadas parcelas de 10 x 10 m, distribuídas em 3 blocos. O delineamento utilizado foi em blocos casualizados, arranjado num esquema fatorial 3 x 2, sendo três técnicas de controle (roçada mecanizada, glyphosate e paraquat), retirando ou não a serrapilheira das parcelas. Após seis meses da realização dos tratamentos, foi avaliada a porcentagem de cobertura de samambaia, utilizando a escala Braun-blauquet, a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) incidente sobre o dossel inferior de samambaia, o número de indivíduos e a comparação da diversidade entre os tratamentos, por meio da série de Hényi. A remoção da serrapilheira proporcionou melhores condições para o ingresso de indivíduos e aumento da diversidade, além de reduzir a cobertura de samambaia, sendo portando uma técnica indicada para indução da regeneração natural. O controle químico tanto por glyphosate quanto por paraquat foi mais eficaz no controle populacional de samambaia promovendo maior recrutamento de indivíduos, quando comparado à roçada.

Palavras – chave: Restauração florestal, glyphosate, paraquat, roçada, serrapilheira

ABSTRACT

Biological invasion of *Pteridium aquilinum* (bracken) is one of the great facing environmental problems in the world, due to its great adaptability and control difficulties. The invasion of this kind undermines the natural healing process and may lead to the extinction of native species. Therefore, the use of efficient control techniques is essential to accelerate the secondary succession of an area degraded by bracken invasion. Thus, the aim of this study was to define techniques that promote greater control of bracken, able to decrease its density and induce natural regeneration of the area. The experiment was conducted in the Private Reserve of Natural Heritage Fartura, in Capelinha city, in an area where bracken has overrun. Plots were allocated 10 x 10 m, in 3 blocks. The design was a randomized block in a factorial 3 x 2, with three control techniques (mechanized mowing, glyphosate and paraquat), withdrawing or not to litter from the plots. Six months after completion of treatment, The bracken coverage percentage (using the Braun-blanquet scale), the photosynthetically active radiation (PAR) incident on the lower canopy of bracken, the number of individuals and the comparison of diversity among treatments (by means of the series of Hényi) were evaluated. The removal of litter provided better conditions for individuals' entry and increased diversity besides reducing the bracken cover, being this way a technique indicated to induce natural regeneration. Chemical control even with glyphosate or paraquat was more effective at population control bracken promoting greater recruitment of individuals when compared to mowing.

Key - words: Forest restoration, glyphosate, paraquat, mowing, litter

1 INTRODUÇÃO

A invasão biológica por espécies exóticas é um dos maiores causadores da perda de biodiversidade do planeta (HELENO et al., 2010). Estas possuem a capacidade de dominar uma área, podendo causar danos ao funcionamento do ecossistema e a extinção de espécies nativas (PIVELLO, 2011). Dentre as espécies invasoras de maior importância destaca-se o gênero *Pteridium* sp, conhecida como samambaia. Essa espécie tem grande distribuição no planeta, encontrada em todos continentes, exceto no Antártico, sendo considerada a maior praga dentre os vegetais (TAYLOR, 1989). A infestação de samambaia é um dos maiores problemas de plantas daninhas enfrentados no mundo, devido à falta de medidas de controle eficientes (OLDENKAMP et al., 1971.; CODY; CROMPTON, 1975; TAYLOR, 1986; KARJALAINEN, 1989).

A samambaia exerce uma sucessão por inibição, por comprometer o processo de regeneração natural de um ecossistema, devido a alguns fatores como, uma possível liberação de substâncias químicas que promovem um efeito alelopático sobre o banco de sementes (SILVA-MATOS; BELINATO, 2010), a obstrução física provocada pela densa camada de serrapilheira, impedindo que sementes vindas de áreas adjacentes atinjam o solo e que sementes presentes no solo germinem (GHORBANI et al., 2006, SCHENEIDER, 2006) e também a forte competição exercida por água, nutrientes e luz com espécies já estabelecidas, prejudicando o desenvolvimento das mesmas, podendo atrasar a sucessão natural por décadas e séculos (MARRS et al., 2000; ROOS et al., 2011).

Ambientes que sofreram perturbações naturais ou antrópica, mas que estão inseridos numa matriz bem conservada, capaz de ser fonte de propágulos para a área a ser restaurada, possuem a capacidade de se restabelecer. Porém muitas vezes a utilização de técnicas de indução e condução da regeneração natural é necessário para acelerar esse processo. Além disso, essa técnica possui a vantagem de ter baixo custo e permitir o surgimento de outras formas de vida além das arbóreas, aumentando assim a representatividade florística e genética da vegetação (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004; MARTINS, 2013).

A capacidade da comunidade em competir com espécies invasoras de forma que o ecossistema consiga de restabelecer, retornando às condições originais, é dependente do nível a que essas espécies são reduzidas (SCHRODER et al., 2005). Portanto, a utilização de técnicas de controle da samambaia é necessária, a fim de induzir a regeneração natural da área invadida e restabelecer a vegetação que foi suprimida. Dentre as técnicas utilizadas, destaca-

se o controle químico e mecânico (PAKEMAN; MARRS, 1992), capaz de causar injúrias na ecologia e/ou fisiologia da planta prejudicando a reprodução, estabelecimento, crescimento ou metabolismo.

Para o controle químico de plantas daninhas, é essencial a escolha criteriosa de herbicidas que causam o mínimo impacto ao ambiente. Dentre estes estão o glyphosate e paraquat, que segundo Dias et al. (1982) são herbicidas com efeitos residuais curtos, sendo fortemente adsorvidos pelos colóides do solo. Além disso, são produtos baratos, viabilizando o uso dos mesmos no controle de áreas extensas.

Para De Graaf et al. (1998), apenas o controle da samambaia é insuficiente para promover o estabelecimento e o desenvolvimento de espécies alvo, sendo necessária a combinação de mecanismos de controle e tratamentos de restauração que levam em consideração aspectos do site, tais como as condições do solo e do banco de semente presente. Lowday; Marrs (1992) sugerem a remoção da densa camada de serrapilheira, propiciando melhorias nas condições do solo de modo a favorecer a germinação do banco de sementes e chegada da chuva de sementes.

Muitas tentativas de controle foram feitas, porém nenhuma foi eficaz o suficiente para eliminar por completo a samambaia (MARRS, 1998; PAKEMAN et al., 2002; LE DUC, 2003; STEWART et al., 2008; ROOS, 2011). Assim, mais estudos são necessários a fim de definir as melhores técnicas de controle de samambaia, promovendo assim o estabelecimento e desenvolvimento de espécies desejáveis, restabelecendo ambientes invadidos pela samambaia (MCDONALD et al., 2003).

Nesse sentido, o objetivo com este trabalho foi definir técnicas de controle de *Pteridium aquilinum*, capazes de diminuir sua densidade e promover melhores condições para indução da regeneração natural em uma área degradada pela ocorrência de fogo na RRPPN Fartura em Capelinha, MG.

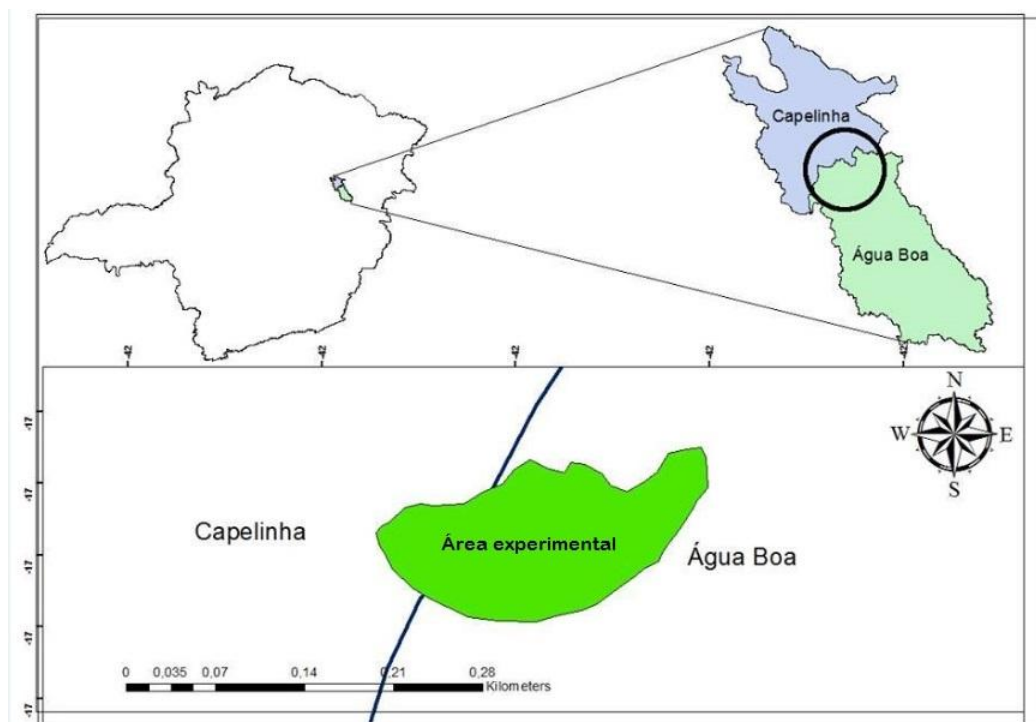
2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo localiza-se situada na Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN Fartura, no município de Capelinha - MG, sendo de propriedade da Companhia Elétrica de Minas Gerais – Cemig. A reserva abrange uma área de aproximadamente 1,5 mil hectares situada entre os paralelos 15° 30' e 18° 30' S e os meridianos 39° 50' e 43° 50' W, na região nordeste de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2009).

O estudo foi realizado em uma área de aproximadamente 3 hectares, entre os municípios de Capelinha e Água Boa (Mapa 1). Esta área foi degradada pela ocorrência de um incêndio em 2011 e atualmente encontra-se dominada por *Pteridium aquilinum* (samambaia). O fogo proporcionou condições ideais para a invasão de samambaia, dificultando o estabelecimento de espécies arbustivo-arbóreas, atrasando a sucessão secundária da área (Figura 1).

Mapa 1 - Área experimental situada na RPPN Fartura em Capelinha, MG



Fonte: O autor

A região possui clima tropical, com período seco entre abril a setembro e úmido de outubro a março e temperatura média anual de aproximadamente 21,5 °C (BAARS et al.,

1997). As médias pluviométricas variam entre 200 mm na estação seca e 900 mm na estação chuvosa (FERREIRA, 2012).

O relevo local possui formas variadas indo desde as partes mais baixas, como fundos de vale com pequenas declividades, até os mais íngremes que em certos pontos chegam a caracterizar relevos escarpados. A altitude média é de 800 metros. Quanto à classificação dos solos ocorrentes, estes são das Ordens dos Argissolos, Subordem dos Argissolos Vermelho-Amarelos e da Ordem dos Latossolos, Subordens dos Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos (CEMIG, 2009).

Figura 1 - Área invadida por *Pteridium aquilinum* na RPPN Fartura em Capelinha, MG



Fonte: O autor

2.2 Condução do experimento

O experimento foi implantado em uma área de aproximadamente três hectares, na RPPN Fartura, em Capelinha, MG, degradada pela ocorrência de fogo em 2011 que atualmente encontra-se sob dominância de samambaia.

Devido à elevada densidade de samambaia e a impossibilidade de transitar na área, foi realizado o corte raso da mesma em toda área experimental, possibilitando assim, a alocação das parcelas e aplicação dos tratamentos propostos.

O experimento foi delineado em blocos casualizados em esquema fatorial 3x2, com três repetições. Os tratamentos consistiram na aplicação de três técnicas de controle, utilizando os herbicidas glyphosate e paraquat e roçada mecanizada. Após a aplicação dos tratamentos, foram realizadas a remoção ou não da serrapilheira de samambaia das parcelas. Os blocos foram estabelecidos em função da declividade (baixa encosta, meia encosta e topo), separados por, pelo menos, 10 metros cada. Em cada bloco foram alocadas seis parcelas contínuas de 100 m² (10x10 m), onde os tratamentos foram aplicados conforme descritos abaixo (Quadro 1).

Quadro 1 - Descrição dos tratamentos aplicados no experimento, utilizando diferentes técnicas de controle de samambaia com remoção ou não da serrapilheira

Tratamentos	Controle	Remoção de serrapilheira
T1	Roçada	não
T2	Roçada	sim
T3	Glyphosate	não
T4	Glyphosate	sim
T5	Paraquat	não
T6	Paraquat	sim

Fonte: O autor

A aplicação dos herbicidas glyphosate e paraquat foi realizada com auxílio de um pulverizador costal pressurizado a CO₂, na dose recomendada de 5L e 2L/ha respectivamente. No momento da aplicação, as condições climáticas eram favoráveis com temperatura abaixo de 25 °C, umidade relativa média superior a 60% e velocidade do vento inferior a 3 m.s⁻¹. A barra de pulverização era munida de um bico tipo leque 11003. Após a morte da samambaia, a mesma foi retirada da parcela, juntamente com a camada de serrapilheira acumulada para os tratamentos com remoção da palhada (Figura 2).

Após seis meses da realização dos tratamentos foi avaliada a porcentagem de cobertura de samambaia, a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) incidente sobre o dossel inferior de samambaia e o número de indivíduos arbóreos regenerantes em cada tratamento.

A cobertura de samambaia foi determinada por meio da escala braun-blanquet (1979). A aplicação deste método consistiu na utilização de um gabarito de 1,0 x 1,0 (1m²) de lado sobrepondo e estimando visualmente a porcentagem de samambaia que ocupa o espaço do gabarito. Foram coletados os dados de cobertura nas quatro extremidades de cada parcela, sendo realizado pela mesma pessoa, diminuindo assim erros na estimativa.

Figura 2 - Realização dos tratamentos de controle de samambaia. A: Aplicação de herbicida. B: remoção da serrapilheira de samambaia



Fonte: O autor

Com intuito de avaliar a interceptação da radiação fotossinteticamente ativa (RFA) exercida pelo dossel de samambaia, utilizou-se o ceptômetro AccuPAR. A coleta dos dados consistiu em mensurar a RFA em nove pontos da parcela, abaixo (30 cm do solo) e acima do dossel (pleno sol), obtendo assim, a porcentagem da RFA incidente sobre o solo. Os dados foram então submetidos à análise de variância e as médias quando significativas, comparadas pelo teste de Tukey, a 95% de probabilidade.

Todos os indivíduos arbóreos regenerantes entre 10 e 50 cm foram identificados e classificados em família e espécie de acordo com o sistema do Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009) e a grafia dos nomes foi confirmada no banco de dados eletrônicos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro. As exsicatas foram depositadas no Herbário Dendrológico Jeanine Felfili da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM) e farão parte do herbário desta instituição.

Para comparação da diferença de diversidade entre os seis tratamentos foi utilizado perfis de diversidade por meio da série de Rényi (RÉNYI, 1961). Este método auxilia na solução do problema da falta de critério na escolha dos índices de diversidade (MELO, 2008), visto que os índices mais utilizados dão pesos diferentes às espécies raras, não representando de forma consistente a real diversidade da comunidade. Segundo Wilsey et al. (2005), uma maior compreensão de diversidade só é alcançada se além da riqueza, for considerado aspectos como raridade e dominância de espécies. Portanto, com intuito de “unificar” os índices de diversidade, criou-se a série de Rényi, dada pela fórmula $H_\alpha = (\ln (p_1^\alpha + p_2^\alpha + p_3^\alpha \dots + p_s^\alpha)) / (1 - \alpha)$, sendo p_1, p_2, p_s , a abundância de S espécies da amostra e α o parâmetro considerado. O $\alpha = 0$ corresponde ao número de espécies (S). Para $\alpha = 1$, o valor de diversidade é equivalente ao índice de Shannon (base neperiana), sendo obtido através da fórmula (e^H), em que $e = 2,718282$, e $\alpha = 2$, corresponde ao valor obtido pelo inverso do índice de Simpson (1/D). Os perfis de diversidade foram calculados como o auxílio do programa PAST 2.17 (HAMMER et al. 2001).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com base nos resultados obtidos na análise de variância, a técnica de controle e a intensidade de remoção de samambaia, apresentaram diferença entre os tratamentos, não sendo significativa a interação entre estes fatores.

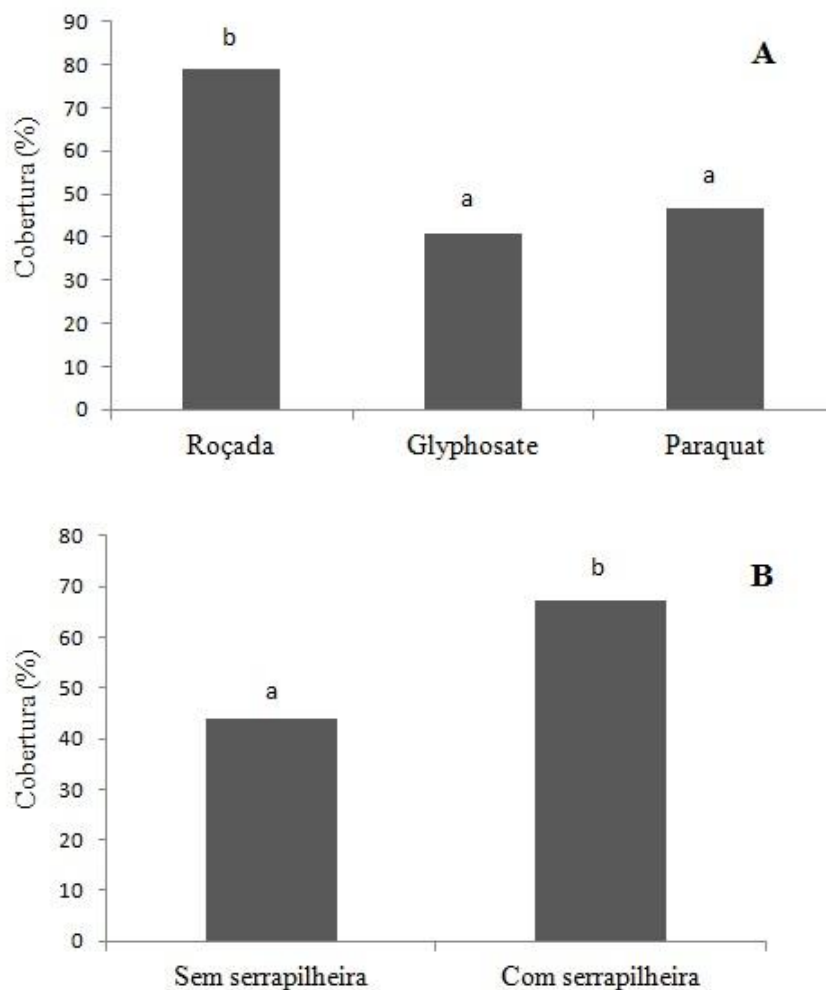
Os tratamentos cuja técnica de controle utilizada foi a roçada permitiu a reinfestação mais rápida de samambaia, obtendo maior porcentagem de cobertura (Gráfico 1A). Da mesma forma, foi observada nas parcelas roçadas, maior interceptação da radiação fotossinteticamente ativa (RFA) em relação aos tratamentos baseados no controle químico (Gráfico 2A). Presume-se que há restabelecimento mais rápido da samambaia quando se utiliza a roçada como controle e que a utilização de herbicidas promove maior controle da samambaia em curto prazo. Porém em estudo realizado por Pretrov; Marrs (2000), apesar do tratamento com glyphosate reduzir a infestação de samambaia em curto prazo e facilitar a regeneração de espécies nativas, houve rápido restabelecimento da samambaia após cinco anos.

Por ser um herbicida sistêmico, ou seja, capaz de translocar pela planta, esperava-se que o glyphosate fosse capaz de causar maiores danos ao sistema radicular da samambaia, porém o percentual de cobertura e de RFA incidente no dossel inferior de samambaia após a aplicação de glyphosate não diferiu estatisticamente do paraquat que é um herbicida de contato. Possivelmente, esse herbicida não obteve maior eficácia devido à extensa rede de rizomas capaz de acumular grandes quantidades de carboidratos, sendo uma única aplicação insuficiente para promover maior controle. Mais estudos são necessários, a fim de avaliar o efeito da aplicação de doses sequenciais desse herbicidas sobre a diminuição da densidade de samambaia. Outra hipótese, é que não houve translocação adequada do glyphosate em todas as partes da planta, uma vez que, a aplicação foi realizada na fase inicial de desenvolvimento da samambaia, sendo a translocação de fotoassimilados mais acrópeta devido à necessidade de produção de parte aérea. Segundo Beltrão et al. (1983), o glyphosate é translocado das folhas aos rizomas da planta via floema, e quando o movimento de fotoassimilados é mais acrópeta do que basípeta o herbicida pode não chegar nas mesmas quantidade às estruturas subterrâneas da planta.

A retirada da camada de serrapilheira também propiciou redução das frondes de samambaia (Gráfico 1B), obtendo menor porcentagem de cobertura de samambaia e maior incidência de RFA (Gráfico 2B) em relação aos tratamentos com manutenção da matéria morta. Esta diminuição da densidade de samambaia se deve à possível remoção de esporos

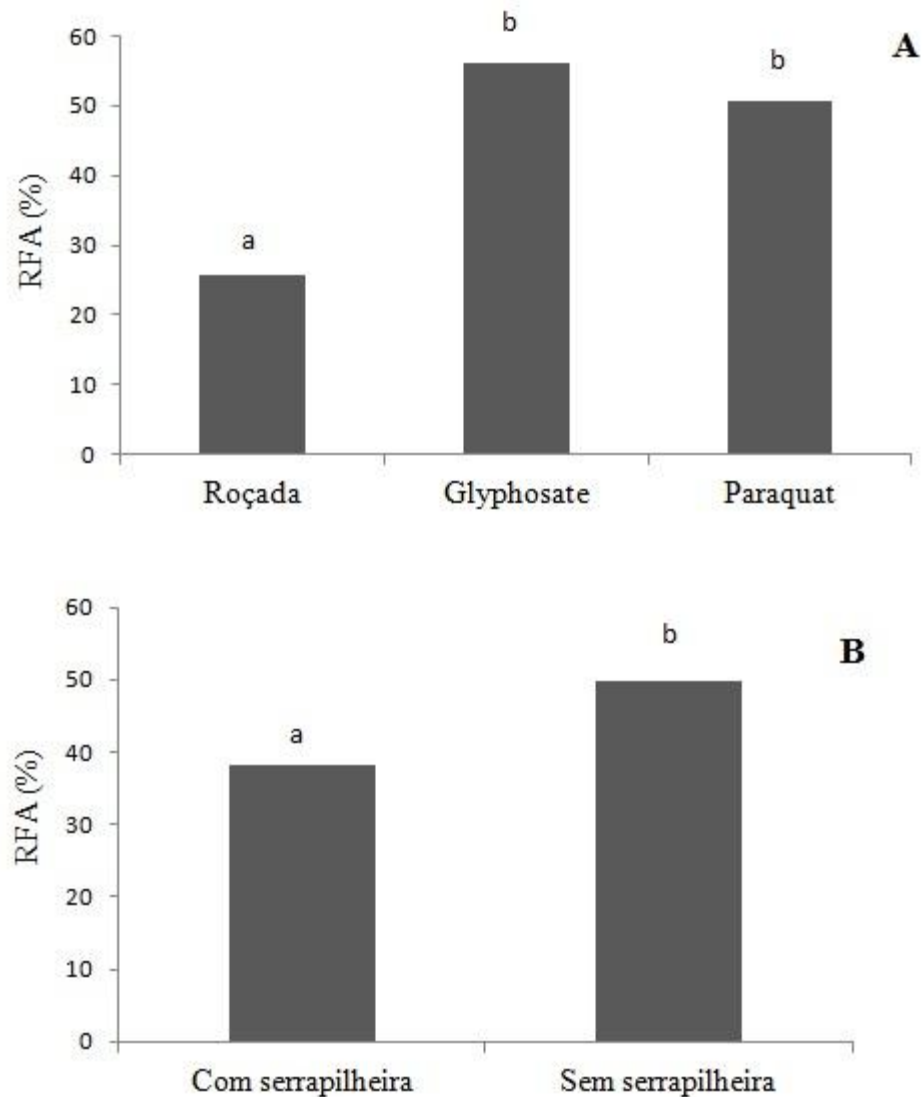
juntamente com a serrapilheira, visto que, estes se encontram em maior quantidade na camada superficial do solo e diminui significativamente a viabilidade com a profundidade (RAMÍREZ-TREJO et al., 2004), além disso, é provável que a retirada de serrapilheira alterou as condições de temperatura e umidade do solo, devido a exposição do mesmo à radiação solar, podendo ser este fator desfavorável para a germinação do banco de esporos. Segundo Mehlreter (2008), condições ambientais como umidade, temperatura e fotoperíodo ou a combinações destes elementos são os fatores mais importantes que determinam a viabilidade de esporos de samambaia.

Gráfico 1 - Porcentagem média de cobertura de samambaia após seis meses da aplicação dos tratamentos: roçada mecânica e aplicação dos herbicidas glyphosate e paraquat (A), removendo ou não a serrapilheira das parcelas (B). Médias acompanhadas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 95% de probabilidade



Fonte: O autor

Gráfico 2 - Porcentagem média de radiação fotossinteticamente ativa (RFA) incidente sobre o dossel inferior de samambaia, após seis meses da aplicação dos tratamentos: roçada mecânica e a aplicação dos herbicidas glyphosate e paraquat (A), retirando ou não a serrapilheira das parcelas (B). Médias acompanhadas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 95% de probabilidade



Fonte: O autor

A menor interceptação de RFA, pelas frondes de samambaia, encontradas nos tratamentos com controle químico e remoção da serrapilheira podem ser observados na figura 3. A maior entrada de luz no dossel inferior da samambaia pode ser fator essencial para a indução da germinação e o desenvolvimento da maioria das espécies pioneiras presentes no banco de sementes. Segundo Souza e Valio (2001), geralmente, espécies pioneiras necessitam de luz para germinar, sendo consideradas fotoblásticas positivas.

Figura 3 - Cobertura de samambaia após seis meses do controle com roçada mecânica sem remoção da serrapilheira (A) e aplicação de glyphosate com remoção da serrapilheira (B)



Fonte: O autor

Devido ao curto período de avaliação, contabilizou-se poucos indivíduos regenerantes nesse estudo, porém é notório a influência da remoção da serrapilheira de samambaia na indução da regeneração natural, visto que, todos tratamentos em que se

realizou essa técnica, favoreceu o recrutamento de indivíduos, totalizando 73% do total amostrado (Tabela 1).

Tabela 1 - Número de indivíduos por hectare (NI/ha) das espécies arbóreas regenerantes, após seis meses da aplicação dos tratamentos: roçada mecanizada, glyphosate e paraquat, removendo (CR) ou não removendo (SR) a serrapilheira das parcelas

Familia/Espécie	Roçada		Glyphosate		Paraquat	
	SR	CR	SR	CR	SR	CR
Araliaceae						
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	0	0	0	33,33	0	0
Asteraceae						
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	100	33,33	200	200	33,33	500
Bignoniaceae						
<i>Jacaranda jasminoides</i> (Thunb.) Sandwith	33,33	33,33	0	0	33,33	33,33
Erythroxylaceae						
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.	0	33,33	0	0	0	0
Fabaceae						
<i>Inga marginata</i> Willd.	0	0	0	33,33	0	33,33
<i>Machaerium amplum</i> Vogel	0	33,33	0	200	0	100
<i>Machaerium nyctans</i> (Vell.) Benth.	33,33	200	33,33	66,67	200	66,67
<i>Senna macanthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	0	0	33,33	0	0	0
Lamiaceae						
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	0	0	0	0	0	33,33
Myrsinaceae						
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez.	0	0	0	0	66,67	0
Myrtaceae						
<i>Myrcia amazônica</i> DC.	33,33	200	133,33	33,33	33,33	133,33
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	0	0	0	366,67	33,33	133,33
Salicaceae						
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	0	0	0	33,33	0	0
Morfoespécie 1	0	133,33	0	0	0	33,33
Total de NI/ha	200	666,67	400	966,67	400	1066,67

Fonte: O autor

Provavelmente, isto se deve à menor cobertura de samambaia encontrada nesses tratamentos, aumentando assim a incidência de luz sobre o solo, favorecendo a germinação de sementes pioneiras presentes no banco de sementes, além do rompimento da barreira física formada pela densa camada de serrapilheira, fornecendo melhores condições para que os propágulos oriundos da chuva de sementes entrasse em contato com o solo e que o banco de sementes germinasse. Segundo Pakeman et al. (2000), a remoção da camada de serrapilheira

de samambaia é essencial de modo a fornecer condições adequadas do solo para a germinação e estabelecimento de espécies alvo. Além disso, há a hipótese que a serrapilheira de samambaia produz compostos aleloquímicos, podendo causar efeito inibitório sobre a germinação de sementes de algumas espécies (DOLLING et al., 1994).

Ghorbani et al. (2006), avaliando o banco de sementes de uma área invadida por samambaia encontrou grande proporção de sementes na camada de serrapilheira, evidenciando o impedimento causado pela matéria morta de samambaia na chegada de sementes ao solo, destacando a forte influência da densidade de serrapilheira de samambaia sobre o banco de sementes do solo.

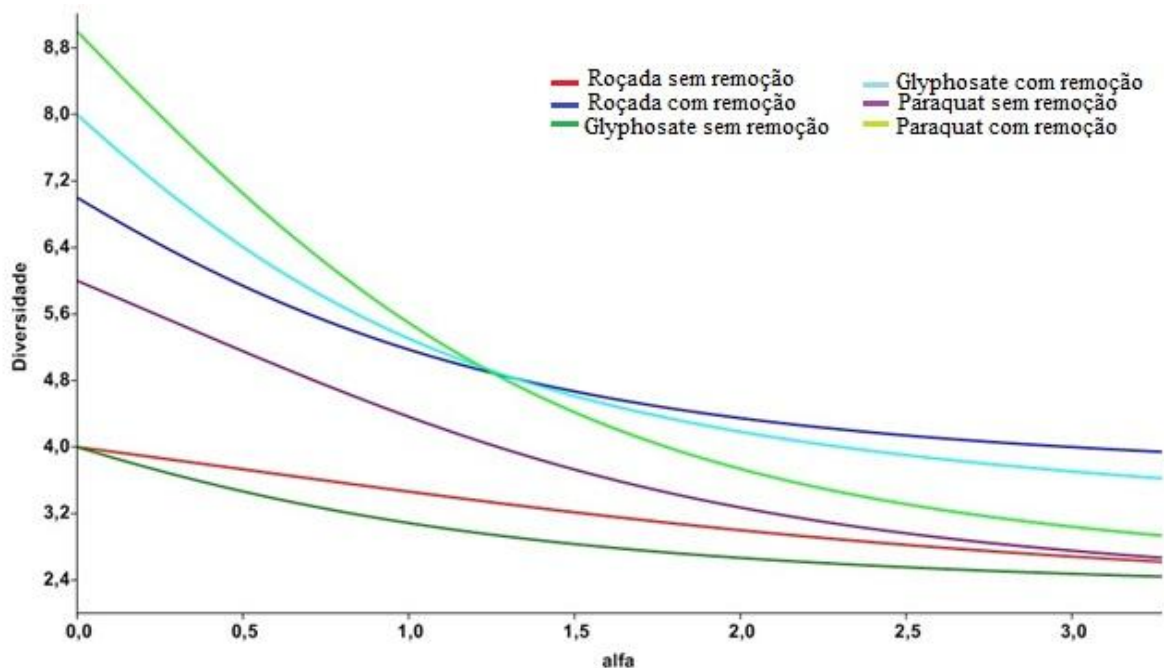
O controle químico de samambaia pelo glyphosate e paraquat propiciou o recrutamento de 37 e 40% do total de indivíduos respectivamente. Valores estes superiores aos 23% de indivíduos ingressantes obtidos pelos tratamentos cuja técnica de controle utilizada foi a roçada. Isto se deve ao maior controle populacional de samambaia promovido pelo controle químico, criando uma "janela de oportunidade" para espécies nativas preencher o espaço deixado pelo invasor (PICKETT et al., 2009). Diante disso, a utilização destes herbicidas é indicado, visto que, além de ter mostrado ser mais eficiente, capaz de promover maior controle populacional de samambaia e recrutamento de indivíduos, consiste em uma técnica mais barata comparado à roçada.

Eremanthus erythropappus (candeia) foi a espécie mais abundante, representando 28,83 % do total de indivíduos amostrados, sendo encontrada em todos os tratamentos. Esse destaque deve-se ao eficiente mecanismo de dispersão, à grande quantidade e o pequeno tamanho das sementes produzidas e a capacidade das mesmas se manterem viáveis no banco de sementes por um longo período, sendo estas características típicas da maioria das espécies arbóreas pioneiras (DALLING, 1998). Além disso, notou-se a existência de elevada abundância de candeia no entorno da área experimental, sendo importante fonte de propágulos. Deste modo, é provável que grande quantidade de propágulos estejam chegando na área e que o pequeno tamanho das sementes possibilita que as mesmas ultrapassem a barreira de serrapilheira e atinjam o solo, compondo o banco de sementes, o que torna essa espécie importante agente no processo de restauração deste ecossistema.

Analisando o gráfico de perfil de diversidade calculado pela série de Rényi (1961) para os seis tratamentos (Gráfico 3), observa-se que os tratamentos com remoção de serrapilheira apresentaram maior diversidade, visto que, em todo perfil, os valores de diversidade são superiores, ou seja, no valor mínimo de α ($\alpha = 0$), onde o índice corresponde à riqueza de espécies e nos valores mais altos de α (tendendo ao infinito positivo), em que

apenas equabilidade é considerada, estes tratamentos foram superiores ao demais, sendo chamado por Liu et al. (2007) de comunidades “separáveis”. Esse resultado corrobora com o encontrado por Marrs et al. (2007), em que os tratamentos que foram capazes de reduzir a camada de serrapilheira de samambaia proporcionaram maior diversidade de espécies. Em contrapartida, quando as curvas se interceptam, as mesmas são ditas “não separáveis”, não podendo uma comunidade ser considerada mais diversa que outra. Portanto, os tratamentos em que se realizou a roçada e a aplicação dos herbicidas, não diferiram entre si quanto à diversidade.

Gráfico 3 - Perfis de diversidade dos tratamentos de controle de samambaia utilizando roçada e os herbicidas glyphosate e paraquat removendo ou não a serrapilheira das parcelas, por meio da série de Hényi



Fonte: O autor

4 CONCLUSÃO

A remoção da serrapilheira de samambaia propiciou melhores condições para o recrutamento de indivíduos, visto que, os tratamentos em que se realizou esta técnica, apresentaram maior densidade de indivíduos e diversidade. Além disso, em curto prazo, foi capaz de promover diminuição da cobertura de samambaia.

O controle químico, apesar de não diferir da roçada quanto à diversidade, foi mais eficaz no controle populacional da samambaia em curto prazo e no recrutamento de maior número de indivíduos. Apesar da pressão ambiental para a diminuição do uso de agrotóxicos, a utilização destes herbicidas é recomendado, visto que, os mesmos oferecem o mínimo de risco ao meio ambiente, quando utilizados de forma correta.

Apesar da nítida influência da retirada de serrapilheira na indução da regeneração natural e do maior controle proporcionado pela aplicação dos herbicidas, houve baixo recrutamento de indivíduos, sendo necessário portando maior período de avaliação e a utilização de outras técnicas de restauração, para definir se apenas a indução e condução regeneração natural é suficiente para promover o reestabelecimento da vegetação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP - APG III. **An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III.** Botanical Journal of the Linnean Society, v. 161, 2009.

BAARS, F. J.; GROSSI-SAD, J. H.; FONSECA, E. **Geologia da Folha Capelinha.** Em: GROSSI-SAD, J. H.; LOBATO, L. M.; PEDROSA-SOARES, A. C.; SOARES-FILHO, B. S. (coordenadores e editores). Projeto Espinhaço em CD-ROM (textos, mapas e anexos). Belo Horizonte, COMIG - Companhia Mineradora de Minas Gerais. p. 1373-1503, 1997.

BELTRÃO, N.; PAULA, P.; ALVES, J.; TAVORA, F. **Efeitos de doses de glyphosate no controle da tiririca (*Cyperus rotundus* L.).** Planta Daninha, Viçosa, v. 6, n. 1, p. 51-57, 1983.

BRAUN-BLANQUET, J.; JO, J. L.; DE BOLÒS, O. **Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales,** 1979.

CEMIG – Companhia Elétrica de Minas Gerais, **Plano de manejo da Reserva Particular no Patrimônio Natural Fazenda Fartura,** Maio, 2009, 225p.

CODY, W. J.; CROMPTON, C. W. **The biology of canadian weeds.: 15. *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.** Canadian Journal of Plant Science, Ottawa, v. 55, n. 4, p. 1059-1072, 1975.

DALLING, J. W.; HUBBELL, S. P.; SILVERA, K. **Seed dispersal, seedling establishment and gap partitioning among tropical pioneer trees.** Journal of Ecology, Oxford, v. 86, n. 4, p. 674-689, 1998.

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 Neerlandica, v. 47, n. 1, p. 89-111, 1998.

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, Viçosa, v. 5, n. 1, p. 23-34, 1982.

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

FERREIRA, O. V.; SILVA, M. M. **O clima da bacia do rio Jequitinhonha, em Minas Gerais: subsídios para a gestão de recursos hídricos.** *Revista Brasileira de Geografia Física*, Recife, n. 2, 2012.

GHORBANI, J.; LE DUC, M. G.; McAllister, H. A.; PAKEMAN, R. J.; MARRS, R. H. **Effects of the litter layer of *Pteridium aquilinum* on seed banks under experimental restoration.** *Applied Vegetation Science*, Lania, v. 9, n.1, p. 127–136, 2006.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. **PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis.** *Palaeontologia Electronica*, Saskatchewan, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.

HELENO, R.; LACERDA, I.; RAMOS, J. A.; MEMMOTT, J. **Evaluation of restoration effectiveness: community response to the removal of alien plants.** *Ecological Applications*. Tempe, v. 20, n. 5, p. 1191-1203, 2010.

KARJALAINEN, U. **Austral bracken (*Pteridium esculentum*) - its biology, control and competitiveness in South Australia.** *Australian Forestry*, Bruce, v. 52, n. 1, p. 30-36, 1989.

LE DUC, M. G.; PAKEMAN, R. J.; MARRS, R. H. **Changes in the rhizome system of bracken subjected to long-term experimental treatment.** *Journal of Applied Ecology*, Oxford, v. 40, n. 3, p. 508–522, 2003.

LIU, C.; WHITTAKER, R. J.; MA, K.; MALCOLM, J. R. **Unifying and distinguishing diversity ordering methods for comparing communities.** *Population Ecology*. Cambridge, v. 49, n. 2, p. 89-100, 2007.

LOWDAY, J. E.; MARRS, R. H. **Control of bracken and the restoration of heathland. III. Bracken litter disturbance and heathland restoration.** *Journal of Applied Ecology*, Oxford, v. 29, n.1, p. 212-217, 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*, Oxford, v. 35, n. 5, p. 748–757, 1998.

MARRS, R. H.; LE DUC, M. G.; MITCHELL, R. J.; GODDARD, D.; PATERSON, S.; PAKEMAN, R. J. **The ecology of bracken: its role in succession and implications for control.** *Annals of Botany*, Londres, v. 85, n. 2, p. 3–15, 2000.

MARRS, R. H.; GALTRESS, K.; TONG, C.; COX, E. S.; BLACKBIRD, S. J.; HEYES, T. J.; PAKEMAN, R. J.; LE DUC, M. G. **Competing conservation goals, biodiversity or ecosystem services: element losses and species recruitment in a managed moorland-bracken model system.** *Journal of Environmental Management*, Laguna, v. 85, n. 4, p. 1034–1047, 2007.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração.** Viçosa: Editora Aprenda Fácil, 207p. 2ª. Edição, 2013.

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*. Wisconsin, n. 4, p. 52-60, 2003.

MEHLTRETER, K. **Phenology and habitat specificity of tropical ferns. Biology and evolution of ferns and lycophytes.** Cambridge University Press. Nova Iorque, p. 201-221, 2008.

MELO, A. S. **O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade.** *Biota Neotropica*, São Paulo, v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008.

MINAS GERAIS (Estado). INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS. **Deliberação nº 1.434, de 1º de setembro de 2009.** Institui como Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN a área denominada "Fartura", no município de Capelinha/MG. Belo Horizonte, 2009.

OLDENKAMP, L.; TROMP, P. H. M.; ZONDERWIJK, P. **Bestrijding van de adelaarsvaren (*Pteridium aquilinum*).** *Nederlands bosbouw tijdschrift*. Wageningen, v. 43, n. 2, p. 34-38, 1971.

PIVELLO, V. R. **Invasões Biológicas no Cerrado Brasileiro: Efeitos da Introdução de Espécies Exóticas sobre a Biodiversidade.** *ECOLOGIA.INFO* 33. 2011. Disponível em < <http://www.ecologia.info/cerrado.htm>>. Acesso em 20 de janeiro de 2016.

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*. Neston, v. 62, n. 2, p. 101-114, 1992.

PAKEMAN, R. J.; THWAITES, R. H.; DUC, M. G.; MARRS, R. H. **Vegetation re-establishment on land previously subject to control of *Pteridium aquilinum* by herbicide.** *Applied Vegetation Science*, Lania, v.3, n. 1, p. 95-104, 2000.

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

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*, Londres, v. 85, n. 2, p. 31-35, 2000.

PICKETT, S., CADENASSO, M.; MEINERS, S. **Ever since Clements: from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention.** *Applied Vegetation Science*, Lania, v. 12, p. 9–21, 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*, Saint Louis, v. 91, n. 91, p. 682-688, 2004.

RÉNYI, A. **On measures of information and entropy.** In *Proceedings of the 4th Berkeley Symposium on Mathematics, Statistics and Probability*, v. 1, p. 547–561, 1961.

RODRIGUES R. R.; GANDOLFI, S. **Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares.** In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.) *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora da USP: Fapesp. p. 235-247, 2004.

ROOS, K.; RÖDEL, 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*, Malden, v. 51, n. 2, p. 165-176, 2011.

SCHNEIDER, L.; GOEGHEGAN, J. **Land abandonment in an agricultural frontier after a plant invasion: the case of bracken fern in Southern Yucatan, Mexico.** *Agricultural and Resource Economics Review*, Cambridge, v. 35, n. 1, p. 167–177, 2006.

SCHRÖDER, A.; PERSSON, L.; DE ROOS, A. M. **Direct experimental evidence for alternative stable states: a review**, *Oikos*, v. 110, n. 1, p. 3-19, 2005.

SCOTT, A. J.; KNOTT, M. **A cluster analysis method for grouping means in the analysis of variance**. *Biometrics*, Arlington, v. 30, n. 3, p. 507-512, 1974.

SILVA MATOS, D. M.; BELINATO, T. A. **Interference of *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon.(Dennstaedtiaceae) on the establishment of rainforest trees**. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 70, n. 2, p. 311-316, 2010.

SOUZA, R. P.; VALIO, I. F. M. **Seed size, seed germination and seedling survival of Brazilian tropical tree species differing in successional status**. *Biotropica*, Lawrence, v. 33, n. 3, p. 447-457, 2001

STEWART, G.; COX, E.; LE DUC, M.; PAKEMAN, R.; PULLIN, A.; MARRS, R. **Control of *Pteridium aquilinum*: meta-analysis of a Multi-site Study in the UK**. *Annals of Botany*, Londres, v. 101, n. 7, p. 957–970, 2008.

TAYLOR, J.A. **The bracken problem: a local hazard and global issue**. In: *Bracken. Ecology, land use and control technology*. Edited by R.T. Smith & J.A. Taylor, Parthenon, Carnforth, UK, p 21-42, 1986.

TAYLOR, J. A. **The Bracken problem: a global perspective**. In: TAYLOR, J. A.; SMITH, R. T. (Eds). *Bracken control and management*. Australian Institute of Agricultural Science. Sydney, v. 40, p. 3-19, 1989.

WILSEY, B. J.; CHALCRAFT, D. R.; BOWLES, C. M.; WILLIG, M. R. **Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity**. *Ecology*, Washington, v. 86, n. 5, p. 1178-1184, 2005.

CAPÍTULO 2: SATURAÇÃO POR BASES NO DESENVOLVIMENTO DE *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. E DE ESPÉCIES ARBÓREAS.

RESUMO

A ocorrência de incêndios em uma determinada área provoca alterações nas condições do solo, como o empobrecimento do banco de sementes e aumento da acidez potencial. Essas condições favorecem o estabelecimento e a invasão de *Pteridium aquilinum* (samambaia), podendo retardar por séculos a sucessão secundária da área. A elevada competição causada pela invasão dessa espécie pode levar a uma estagnação do ecossistema, sendo necessário o plantio de mudas de rápido crescimento e a utilização de técnicas que propiciam melhorias nas condições do solo para maior crescimento das mesmas. Dessa forma, objetivou-se com este trabalho avaliar a resposta de *Anadenanthera colubrina* (angico), *Enterolobium contortisiliquum* (orelha de macaco), *Inga sessilis* (ingá), *Platygyamus regnelii* (pau pereira) e de samambaia, submetidos à saturação por bases original do solo (4%) e elevando a mesma a 50, 70 e 90%. O experimento foi realizado em casa de vegetação, na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - UFVJM, delineado em blocos casualizados com três repetições. O substrato foi coletado em uma área dominada por samambaia na Reserva Particular no Patrimônio Natural Fartura em Capelinha, MG, contendo o máximo de rizomas possível. O mesmo foi corrigido com a quantidade de calcário determinada para cada tratamento e distribuído em vasos de 10 dm³, onde as mudas foram plantadas. As variáveis analisadas foram: diâmetro do coleto e altura das mudas, além da massa seca da samambaia dez meses após a montagem do experimento. As espécies angico e orelha de macaco se mostraram sensíveis à acidez do solo, sendo responsivas ao aumento da saturação por bases. Já as espécies ingá e pau pereira são mais tolerantes às condições de acidez do solo, porém, também obtiveram maior crescimento com a calagem. A samambaia apresentou aumento da massa seca com a elevação da saturação por bases, mostrando que a calagem isoladamente não é técnica adequada para o controle dessa espécie.

Palavras – chave: Samambaia, calagem, solo ácido, crescimento de mudas.

ABSTRACT

The occurrence of fires in a specific area causes changes in soil conditions, such as depletion of the seed bank and increased potential acidity. These conditions favor the establishment and the invasion of *Pteridium aquilinum* (bracken), and it may later for centuries the secondary succession area. The high competition caused by the invasion of this specie can lead to a stagnation of the ecosystem, being necessary to the rapid growth of seedlings for planting and the use of techniques that provide improvement in soil conditions for their growth. Thus, the objective of this study was to evaluate the response *Anadenanthera colubrina* (angico), *Enterolobium contortisiliquum* (orelha de macaco), *Inga sessilis* (ingá), *Platycyamus regnelii* (pau pereira) and bracken submitted to original saturation soil (4%) and bringing the same 50, 70 and 90%. The experiment was conducted in a greenhouse at the Federal University of Vales do Jequitinhonha and Mucuri - UFVJM, in a randomized block design with three replications. The substrate was collected in an area dominated by bracken in the Private Reserve of Natural Heritage Fartura in Capelinha, MG, containing the maximum possible rhizomes. It has been corrected with the amount of limestone determined for each treatment and distributed in pots of 10 dm³, where the seedlings were planted. The variables analyzed were: stem diameter and seedling height, plus the dry mass of bracken ten months after installation of the experiment. The species angico and orelha de macaco were sensitive to soil acidity, being responsive to the increase in base saturation. The species ingá and pau pereira are more tolerant to soil acidity conditions, but it also had higher growth with liming. Bracken showed an increase in dry matter with increasing base saturation, showing that liming alone is not a suitable technique for the control of this species.

Key - words: Bracken, liming, acid soil, seedling growth.

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica abriga grande parte da diversidade biológica do Brasil, sendo também um dos biomas mais ameaçados do mundo. Isto a torna área prioritária para realização de medidas de conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000). Essa ameaça à biodiversidade se deve principalmente à invasão biológica de espécies altamente agressivas capazes de dominar uma área, podendo causar até a extinção de espécies nativas (PIVELLO, 2011).

Em queimadas, onde houve grande perda da vegetação arbórea, espécies heliófitas como *Pteridium aquilinum* (samambaia) apresentam grande vantagem competitiva em relação às demais espécies de plantas. O fogo além de eliminar plântulas e espécies jovens de árvores (ADIE et al., 2011), estimula a brotação (ROOS et al., 2010) favorece a produção de frondes da samambaia e não provoca nenhum dano aos rizomas que são altamente resistentes à altas temperaturas (GLIESSMAN, 1978; HARTIG; BECK, 2003). A alta disponibilidade de luz provocada pelo surgimento de clareiras na floresta proporciona aumento no vigor e na densidade da samambaia (MARRS; WATT, 2006). Além disso, a queima provoca empobrecimento do banco de sementes do solo, dificultando a contribuição do mesmo para a restauração de uma área perturbada (SILVA; SILVA-MATOS, 2006).

A queima frequente e contínua promove a redução nos teores de magnésio e aumenta a saturação de alumínio (JACQUES, 2003; HERINGER, 2002). Essa mudança nas características químicas do solo favorece o surgimento da samambaia, que se desenvolve especialmente em clareiras com solos de baixa fertilidade e com altos teores de alumínio (HOPKINS, 1990). Portanto a liberação a curto prazo de nutrientes e o aumento de pH pode ser uma estratégia eficiente para diminuir a densidade e o vigor da samambaia em áreas recentemente queimadas (CONWAY, 1949; EVANS; CONWAY, 1980).

Em ambientes onde as fontes de propágulos são ineficazes, a invasão de samambaia pode levar à estagnação do ecossistema, sendo necessário o plantio de mudas de rápido crescimento para suprir a ausência de espécies (GUERIN; DURIGAN, 2015). Esse mecanismo de controle tem sido sugerido (KAMMESHEIDT, 2000; VAN BREUGEL et al., 2007), a fim de reduzir o espaço físico, nutrientes e luz disponível para a samambaia (DOUTERLUNGNE et al., 2013). Para que as mudas se estabeleçam e obtenha um bom desenvolvimento, capaz de suprimir a samambaia em longo prazo, é necessário inicialmente promover a redução das frondes de samambaia, a fim de aumentar a radiação fotossintética disponível às mudas, permitindo a diminuição da competição e o aumento da área foliar das

mesmas (MARRS et al., 2000), assim como, propiciar melhorias do sítio, fornecendo condições para o bom desenvolvimento das plantas, tais como adubação e correção da acidez do solo.

Um dos principais fatores limitantes do estabelecimento e desenvolvimento de mudas em campo são a acidez e a baixa fertilidade do solo (FURTINI NETO et al., 1999). Porém cada espécie responde de forma diferente à correção da acidez (VALE et al., 1996). Em função disso existem poucos estudos que avaliam as exigências nutricionais de espécies indicadas para a restauração de áreas degradadas (BERNARDINO, 2007).

Portanto, o objetivo com este trabalho foi avaliar o efeito de doses crescentes de calcário no crescimento de espécies potenciais na recuperação de áreas degradadas, assim como avaliar a influência do pH do solo no desenvolvimento de samambaia.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo encontra-se situada na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) da Fazenda Fartura, no município de Capelinha - MG, sendo de propriedade da Companhia Elétrica de Minas Gerais – Cemig. Com uma área de aproximadamente 1,5 mil hectares encontra-se entre os paralelos 15° 30' e 18° 30' S e os meridianos 39° 50' e 43° 50' W, na região nordeste de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2009).

Em 2011, um incêndio provocou grandes danos ao ecossistema local, destruindo parte da vegetação. A área atingida pelo fogo proporcionou condições ideais para a invasão de *Pteridium aquilinum*, dificultando o estabelecimento de espécies arbustivo-arbóreas, atrasando assim a sucessão secundária da área.

A região possui clima tropical, com período seco entre abril a setembro e úmido de outubro a março e temperatura média anual de aproximadamente 21,5 °C (BAARS et al., 1997). As médias pluviométricas variam entre 200 mm na estação seca e 900 mm na estação chuvosa (FERREIRA, 2012).

O relevo local possui formas variadas indo desde as partes mais baixas como fundos de vale com pequenas declividades, até os mais íngremes que em certos pontos chegam a caracterizar relevos escarpados. A altitude média é de 800 metros. Quanto à classificação dos solos ocorrentes, estes são das Ordens dos Argissolos, Subordem dos Argissolos Vermelho-Amarelos e da Ordem dos Latossolos, Subordens dos Latossolos Vermelhos e Vermelho- Amarelos (CEMIG, 2009).

2.2 Condução do experimento

O estudo foi conduzido em casa de vegetação pertencente ao Laboratório de Plantas Daninhas do Departamento de Agronomia, da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM.

O experimento foi planejado em delineamento em blocos casualizados contendo quatro espécies, sendo cada uma submetida a quatro tratamentos com três repetições. As espécies utilizadas foram: *Enterolobium contorticiquum* (orelha de macaco), *Platycomus regnelii* (pau pereira), *Inga sessilis* (ingá) e *Anadenanthera colubrina* (angico), sendo estas

submetidas a quatro níveis de correção do substrato: 4% (saturação por bases em condições naturais) e elevando a saturação por bases à 50, 70 e 90%.

As mudas foram fornecidas pelo Instituto Estadual de Florestas (IEF) de Capelinha, MG. As mesmas foram criteriosamente selecionadas, observando seu vigor e estado fitossanitário.

O substrato utilizado no experimento foi coletado na área de estudo (RPPN Fartura), contendo a maior quantidade de brotações de samambaia possível e posteriormente homogeneizado (Figura 1). Este substrato foi corrigido com as respectivas doses de calcário, distribuído em vasos de 10 dm³ e incubado por 30 dias até haver a incorporação do corretivo. Após este período, as mudas foram plantadas e mantidas em condições controladas de umidade e temperatura. A serrapilheira da área foi também coletada e adicionada acima do substrato em cada vaso, em densidade equivalente à originalmente medida no campo.

Figura 1 - Coleta de solo com raízes de samambaia na RPPN Fartura, em Capelinha, MG



Fonte: O autor

Com base nos valores referentes à análise química do solo da área de estudo (Tabela 1), foi determinado a quantidade de calcário a ser aplicada ao substrato. Para isso, foi utilizado o método de saturação de bases do solo, por meio da fórmula

$$NC(t. ha^{-1}) = \frac{(V_2 - V_1) \times T \times f}{100}, \text{ em que:}$$

NC: Necessidade de calcário a ser aplicado para elevar a saturação por bases a um valor V_2 (toneladas/ha)

V_2 : Saturação por bases desejada (%)

V_1 : Saturação por bases original do solo (%)

T: CTC (Capacidade de Troca de Cátions) a pH 7

f: 100/PRNT (Poder Relativo de Neutralização Total)

Tabela 1 - Características químicas do solo utilizado para o plantio das mudas e brotação de raízes samambaia, antes da aplicação dos tratamentos

Características	Valor
pH ¹	4,89
P (mg/dm ³) ²	1,6
K (mg/dm ³) ²	49,61
Al ³⁺ (cmol _c /dm ³) ³	2,46
Ca ²⁺ (cmol _c /dm ³) ³	0,48
Mg ²⁺ (cmol _c /dm ³) ³	0,18
H+Al (cmol _c /dm ³) ⁴	19,06
SB (cmol _c /dm ³) ⁵	0,79
CTC (t) (cmol _c /dm ³) ⁶	3,25
CTC (T) (cmol _c /dm ³) ⁷	19,85
V (%) ⁸	4
MO(dag/kg) ⁹	3,12

¹pH em H₂O 1:2,5.

²Extrator Mehlich-1.

³Extrator KCl 1,0 mol/L.

⁴Extrator CaOAc 0,5 mol/L, pH 7,0.

⁵SB= K⁺ + Ca²⁺ + Mg²⁺.

⁶Capacidade de troca catiônica efetiva.

⁷Capacidade de troca catiônica a pH 7,0.

⁸Índice de saturação por bases.

⁹Matéria orgânica (MO= C. org. x 1,724).

Após o plantio das mudas foi avaliada a altura (cm), mensurada com o auxílio de uma trena, desde o colo da planta até a inserção da última folha e o diâmetro do coleto (mm) mensurado com paquímetro digital. Dez meses após a primeira medição, as mudas foram mensuradas novamente para o cálculo do incremento das variáveis citadas.

Quatro meses após a montagem do experimento, a samambaia foi cortada e levada para secagem em estufa de circulação forçada a 65° C. O material foi pesado até atingir peso constante sendo possível determinar a massa seca da parte aérea.

Para estimar os efeitos da acidez do solo sobre as espécies arbóreas e a samambaia, foram ajustadas curvas de regressão relacionando o aumento da saturação de bases sobre as variáveis mencionadas, sendo os coeficientes testados por “t” a 95% de probabilidade e os coeficientes de determinação próximos de 1 sempre que possível, precedido pela adequação do modelo ao comportamento biológico. As análises estatísticas foram realizadas no programa R 3.1.1.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Resposta das espécies florestais à acidez do solo

A calagem favoreceu o desenvolvimento de todas as espécies do estudo em questão, visto que, todos os tratamentos com calagem apresentaram média superior ao tratamento sem correção da acidez. Contudo, as mesmas apresentaram melhor resposta em valores distintos de saturação de bases do substrato para as variáveis analisadas (Tabela 2).

Tabela 2 - Médias do incremento em altura (H) e diâmetro do coleto (DC) de *Anadenanthera colubrina* (angico), *Enterolobium contorticiquum* (orelha de macaco), *Inga sessilis* (ingá) e *Platycyamus regnelii* (pau pereira), em resposta à elevação da saturação por bases do substrato, aos 10 meses após o plantio

Saturação (%)	Angico		Orelha de macaco		Ingá		Pau pereira	
	H (cm)	DC (mm)	H (cm)	DC (mm)	H (cm)	DC (mm)	H (cm)	DC (mm)
4	13,67	2,28	7,83	6,71	63,33	9,85	27,33	1,82
50	25,50	3,40	8,00	16,17	74,5	12,19	36,00	2,74
70	27,67	3,77	18,30	17,26	86,17	12,41	44,17	3,17
90	37,00	4,07	14,16	17,19	79,17	12,94	58,83	2,33

Fonte: O autor

Com base nos resultados obtidos na análise de variância, nota-se que apenas angico e orelha de macaco foram influenciados pela elevação da saturação por bases. Já ingá e pau pereira não apresentaram diferença estatística a 95% de probabilidade para qualquer das variáveis avaliadas (Tabela 3).

Apesar de alguns estudos indicarem que espécies pertencentes a grupos sucessionais mais avançados são pouco responsivas ao fornecimento de nutrientes (SILVA et al., 1996), *Platycyamus regnelii*, que é classificada como espécie clímax, mesmo não tendo diferido estatisticamente entre os tratamentos, respondeu positivamente à calagem, obtendo maior média de incremento em altura e diâmetro elevando a saturação por bases de 70 a 90%. Esse resultado é explicado pelo estudo realizado por Furtini neto et al. (1999a) que indicou que independente do grupo sucessional, geralmente espécies que apresentam rápido crescimento são mais responsivas ao aumento do pH do solo.

Assim como pau pereira, os tratamentos não diferiram entre si para o ingá, entretanto esta espécie demonstrou melhor desenvolvimento com o aumento do pH do substrato, obtendo maior média de incremento em altura elevando a saturação por bases de 70 a 90%. Já o incremento em diâmetro foi máximo na maior saturação por base testada (90%).

Mesmo respondendo positivamente à calagem, ingá e pau pereira se mostraram altamente tolerantes às condições extremamente ácidas do substrato utilizado, obtendo bom desenvolvimento no tratamento controle. Furtini Neto (1999b), avaliando o efeito da calagem no crescimento de espécies florestais, destacou o bom crescimento obtido por *Platycyamus regnelli* em solos ácidos.

Tabela 3 - Resumo da análise de variância das variáveis incremento em altura e diâmetro do coleto das mudas de *Anadenanthera colubrina* (angico), *Enterolobium contorticaliquum* (orelha de macaco), *Inga sessilis* (ingá) e *Platycyamus regnelli* (pau pereira) em resposta à elevação da saturação por bases do substrato aos 10 meses após o plantio

Espécie	FV	GL	Quadrado médio	
			Altura	Diâmetro do coleto
Angico	Saturação por bases	3	276,13*	1,88*
	Bloco	2	14,40 ^{ns}	0,09 ^{ns}
	Resíduo	6	53,01	0,19
	CV(%)		28,05	12,83
Orelha de macaco	Saturação por bases	3	80,24 ^{ns}	78,19*
	Bloco	2	16,75 ^{ns}	1,64 ^{ns}
	Resíduo	6	31,06	6,18
	CV(%)		45,96	17,34
Ingá	Saturação por bases	3	275,91 ^{ns}	5,63 ^{ns}
	Bloco	2	138,40 ^{ns}	5,42 ^{ns}
	Resíduo	6	231,78	5,42
	CV(%)		20,09	20,24
Pau pereira	Saturação por bases	3	884,06 ^{ns}	1,00 ^{ns}
	Bloco	2	886,08 ^{ns}	4,08 ^{ns}
	Resíduo	6	147,06	0,27
	CV(%)		30,96	20,53

*Significativo a 95% de probabilidade, pelo teste F.

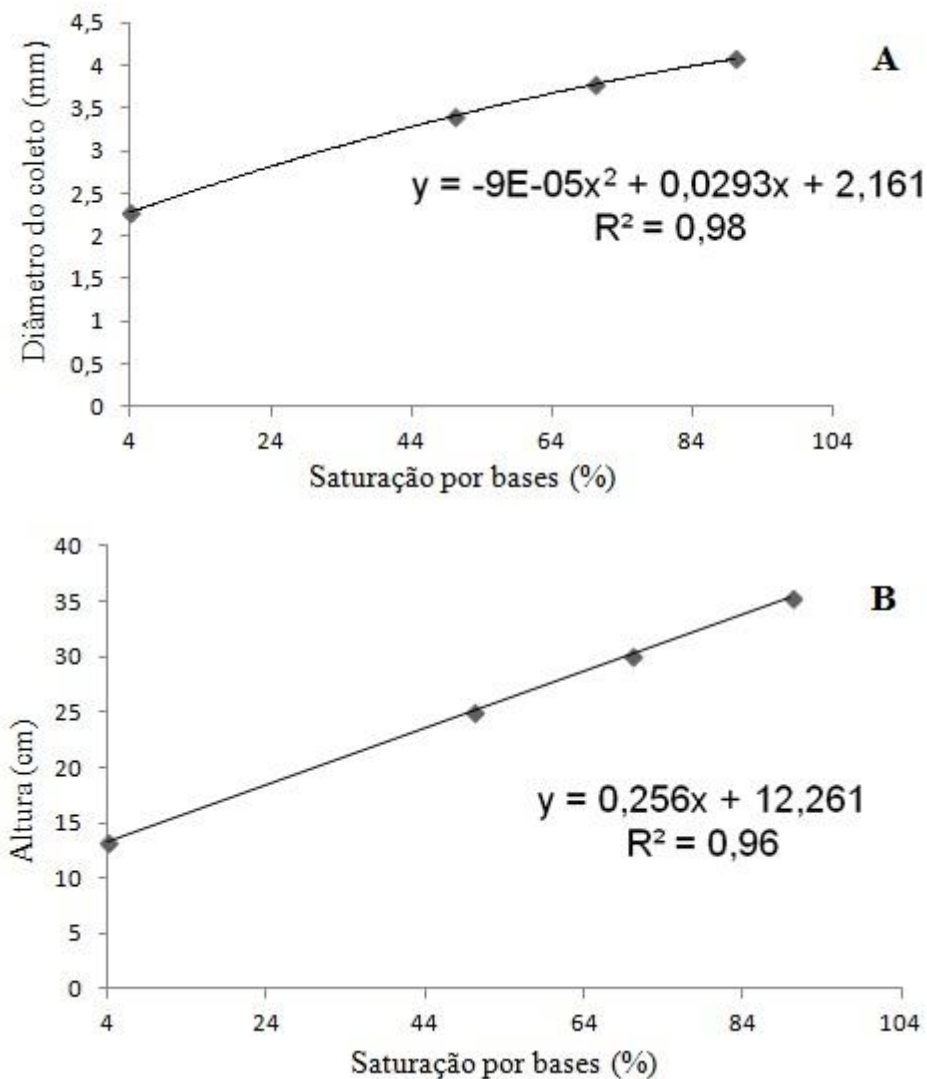
^{ns} Não significativo a 95% de probabilidade, pelo teste F.

Fonte: O autor

Com base na curva de regressão ajustada, o angico apresentou comportamento quadrático para diâmetro do coleto, e crescimento linear para altura, atingindo o ponto de máximo em ambas as variáveis na maior saturação por bases testada (90%) (Gráfico 1). Esse

resultado corrobora com aqueles encontrados por Bernadino et al. (2005), em que, avaliando o crescimento de *Anadenanthera macrocarpa* em resposta a saturação por bases do substrato, observaram influência significativa para todas variáveis testadas em latossolo álico.

Gráfico 1 - Incremento em diâmetro do coleto (A) e altura da parte aérea (B) de mudas de *Anadenanthera colubrina*, em função da elevação da saturação por bases do substrato, aos 10 meses após o plantio

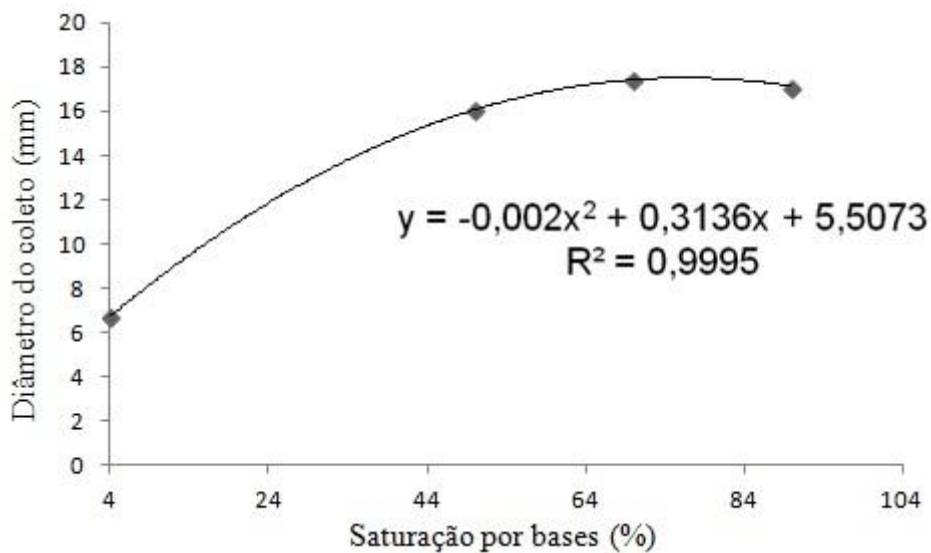


Fonte: O autor

A espécie orelha de macaco foi responsiva ao aumento da saturação por bases para a variável diâmetro do coleto, seguindo uma distribuição quadrática (Gráfico 2). De acordo com a equação de regressão ajustada, o maior valor de incremento em diâmetro (17,50 mm), foi obtido na saturação por bases de 77%. Já para a variável altura, apesar dos

tratamentos com calagem apresentarem maior média em relação ao tratamento sem correção da acidez, a elevação da saturação por bases, não teve influência significativa sobre a altura dessa espécie a 95% de probabilidade. Em estudo realizado por Do Vale (1996) com algumas espécies florestais, *Enterolobium contortisiliquum* foi uma das que teve o crescimento radicular mais afetado em condições de solos ácidos, comprovando assim a necessidade de se realizar a calagem no plantio dessas espécies em ambientes degradados, visando um recobrimento mais rápido da área.

Gráfico 2: Incremento do diâmetro do coleto de mudas de *Enterolobium contortisiliquum*, em função da elevação da saturação por bases do substrato, aos 10 meses após o plantio



Fonte: O autor

A limitação de crescimento de mudas em solos ácidos se deve principalmente aos altos níveis de alumínio trocável presentes nestes solos, ocasionando a toxidez das plantas. Esta toxidez do alumínio limita o desenvolvimento principalmente das raízes, diminuindo sua eficiência na absorção de cálcio e magnésio e conseqüentemente o crescimento das plantas (GAMA; KIEHL, 1999). Segundo Naidu et al. (1990), além da toxidez, elevados níveis de alumínio também limita a absorção e a translocação de fósforo pelas plantas, sendo a principal causa para o menor crescimento de algumas espécies em solos ácidos. Furtini Neto (1999a), avaliando a resposta de algumas espécies florestais submetidas a tratamentos relacionados com acidez do solo, observou que de maneira geral, a calagem favoreceu o crescimento em altura, diâmetro e biomassa das espécies estudadas.

A resposta positiva das espécies analisadas em relação ao aumento da saturação por base aponta a necessidade de se realizar a correção da acidez do solo, para o melhor desenvolvimento de mudas no campo em programas de recuperação de áreas degradadas.

Estes resultados mostram a grande variação existente entre as espécies florestais em relação à tolerância a condições de acidez do solo e resposta à calagem. Isto mostra a importância da realização de estudos que visam conhecer as exigências nutricionais e as condições adequadas para o crescimento de espécies com potencial para a recuperação de áreas degradadas.

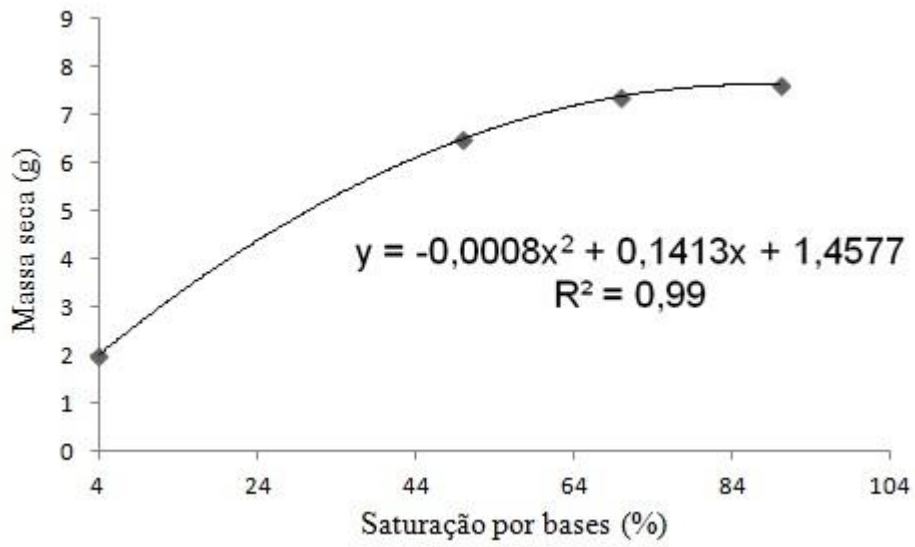
3.2 Resposta de *Pteridium aquilinum* a acidez do solo

Conforme Conway (1949) e Evans e Conway (1980), a samambaia se estabelece e domina principalmente áreas recentemente queimadas, onde o solo se encontra com elevados teores de saturação de alumínio e maior acidez potencial, além de baixos teores de magnésio. Dessa forma, por esse tipo de ambiente ser favorável ao seu desenvolvimento, espera-se que o fornecimento de nutrientes e o aumento do pH do solo restrinja o desenvolvimento dessa espécie.

Entretanto, o resultado obtido nesse estudo, contradiz essa hipótese, uma vez que a elevação da saturação por bases do substrato propiciou aumento da massa seca de samambaia. A equação de regressão ajustada mostrou comportamento quadrático, tendo ponto de máximo próximo à saturação por bases de 87% (Gráfico 3).

Apesar de a samambaia adaptar-se bem a condições de baixa fertilidade e solos ácidos não necessariamente ela não responderá ao aumento da disponibilidade de nutrientes. É provável que a invasão de samambaia em ambientes pós fogo, não esteja relacionada com a preferência pelas condições limitadas, mas sim pela grande capacidade de adaptação e pela vantagem competitiva em relação as outras espécies. Segundo Mack et al. (2000), espécies exóticas não se estabelecem e sobrevivem por possuir características extraordinárias e sim, por estarem inseridas num ambiente onde possuem vantagens competitivas.

Gráfico 3 - Massa seca da parte aérea de *Pteridium aquilinum* (samambaia), em função da elevação da saturação por bases do substrato



Fonte: O autor

4 CONCLUSÃO

As espécies *Anadenanthera colubrina* e *Enterolobium contortisiliquum* se mostraram mais sensíveis às condições de solo ácido, apresentando menor crescimento no substrato sem correção da acidez. Portanto, há a necessidade da realização da calagem, de modo a favorecer a disponibilidade de nutrientes e promover maior desenvolvimento das mudas. Já as espécies *Inga sessilis* e *Platycyamus regnelii* são mais tolerantes as condições de acidez do solo da área de estudo, entretanto a calagem promoveu maior crescimento das mesmas.

Em relação à samambaia, o estudo mostrou que a aplicação de calcário favorece o seu desenvolvimento, não sendo uma técnica capaz de promover o controle dessa espécie, quando adotada isoladamente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADIE, H.; RICHERT, S.; KIRKMAN, K. P.; LAWES, M. J. **The heat is on: frequent high intensity fire in bracken (*Pteridium aquilinum*) drives mortality of the sprouting tree *Protea caffra* in temperate grasslands.** *Plant Ecology*, Dordrecht, v. 212, n. 12, p. 2013-2022, 2011.

BAARS, F. J.; GROSSI-SAD, J. H.; FONSECA, E. **Geologia da Folha Capelinha.** Em: GROSSI-SAD, J. H.; LOBATO, L. M.; PEDROSA-SOARES, A. C.; SOARES-FILHO, B. S. (coordenadores e editores). Projeto Espinhaço em CD-ROM (textos, mapas e anexos). Belo Horizonte, COMIG - Companhia Mineradora de Minas Gerais. p. 1373-1503, 1997.

BERNARDINO, D. C. S.; PAIVA, H. N.; NEVES, J. C. D. L.; GOMES, J. M.; MARQUES, V. B. **Crescimento e qualidade de mudas de *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan em resposta à saturação por bases do substrato.** *Revista Árvore*, Viçosa, v. 29, n. 6, p. 863-870, 2005.

BERNARDINO, D. C. S.; PAIVA, H. N.; NEVES, J. C. L.; GOMES, J. M.; MARQUES, V. B. **Influência da saturação por bases e da relação Ca:Mg do substrato sobre o crescimento inicial de Jacarandá da Bahia (*Dalbergia nigra* (Vell.) Fr. All. ex Benth).** *Revista Árvore*, Viçosa, v. 31, n. 4, p. 567-573, 2007.

CEMIG – Companhia Elétrica de Minas Gerais, **Plano de manejo da Reserva Particular no Patrimônio Natural Fazenda Fartura**, Maio, 2009, 225p.

CONWAY, E. XXII.—**The Autecology of Bracken (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn): The Germination of the Spore, and the Development of the Prothallus and the Young Sporophyte.** *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh. Section B. Biology*. Cambridge, v. 63, n. 3, p. 325-343, 1949.

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*, Oxford, v. 50, n. 5, p. 1257-1265, 2013.

DO VALE, F. R.; NETO, A. E. F.; RENÓ, N. B.; FERNANDES, L. A.; RESENDE, Á. V. **Crescimento radicular de espécies florestais em solo ácido.** *Pesquisa agropecuária brasileira*. Brasília, v. 31, n. 9, p. 609-616, 1996.

EVANS, L. S.; CONWAY, A. C. **Effects of acid solutions on sexual reproduction of *Pteridium aquilinum***. American Journal of Botany. Saint Louis, v. 67, p. 866-875, 1980.

FERREIRA, O. V.; SILVA, M. M. **O clima da bacia do rio Jequitinhonha, em Minas Gerais: subsídios para a gestão de recursos hídricos**. Revista Brasileira de Geografia Física. Recife, n. 2, 2012.

FURTINI NETO, A. E.; RESENDE, A. V.; VALE, F. R.; FAQUIN, V.; FERNANDES, L. A. **Acidez do solo, crescimento e nutrição mineral de algumas espécies arbóreas, na fase de muda**. Cerne, Lavras, v.5, p.1-12, 1999a.

FURTINI NETO, A. E.; RESENDE, A. V. D.; VALE, F. R. D.; SILVA, I. R. **Liming effects on growth of native woody species from Brazilian savannah**. Pesquisa Agropecuária Brasileira. Brasília, v. 34, n. 5, p. 829-837, 1999b.

GAMA, J. R. N. F.; KIEHL, J. C. **Influência do alumínio de um podzólico vermelho-amarelo do Acre sobre o crescimento das plantas**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 475-482, 1999.

GLIESSMAN, S. R.; MULLER, C. H. **The allelopathic mechanisms of dominance in bracken in southern California**. Journal of Chemical Ecology, Nova Iorque, v. 4, n. 3, p. 337-362, 1978.

GUERIN, N.; DURIGAN, G. **Invasion impact by *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae) on a neotropical savanna**. Acta Botanica Brasilica, Belo Horizonte, v. 29, n. 2, p. 213-222, 2015.

HARTIG, K.; BECK, E. **The bracken (*Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon) dilemma in the andes of southern Ecuador**. Ecotropica. Ulm v. 9, p. 3-13, 2003.

HERINGER, I.; JACQUES, A. V. A. **Características de um Latossolo Vermelho sob pastagem natural sujeita à ação prolongada do fogo e de práticas alternativas de manejo**. Ciência Rural. Santa Maria, v. 32, n. 2, p. 309-314, 2002.

HOPKINS, N. C. G. **Bracken (*Pteridium aquilinum*): its distribution and animal health implications**. British Veterinary Journal, Londres, v. 146, n. 4, p. 316-326, Apr. 1990.

JACQUES, A. V. A. **A queima das pastagens naturais—efeitos sobre o solo e a vegetação**. Ciência Rural. Santa Maria, v. 33, n. 1, p. 177-181, 2003.

KAMMESHEIDT, L. **Some autecological characteristics of early to late successional tree species in Venezuela.** Acta Oecologica. Paris, v. 21, p. 37–48, 2000.

MACK, R.N.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W.M.; EVANS, H.; CLOUT, M.; BAZZAZ, F. A. **Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control.** Ecological applications, Tempe, v. 10, n. 3, p. 689-710, 2000.

MARRS, R. H.; LE DUC, M. G.; MITCHELL, R. J.; GODDARD, D.; PATERSON, S.; PAKEMAN, R. J. **The ecology of bracken: its role in succession and implications for control.** Annals of Botany, Londres, v. 85, p. 3-15, 2000.

MARRS, R.; WATT, A. **Biological flora of *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.** Journal of Ecology, Oxford, v. 94, n. 6, p. 1272–1321, 2006.

MINAS GERAIS (Estado). INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS. **Deliberação nº 1.434, de 1º de setembro de 2009.** Institui como Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN a área denominada "Fartura", no município de Capelinha/MG. Belo Horizonte, 2009.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B.; KENT, J. **Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities.** Nature, Londres, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NAIDU, R.; TILLMAN, R. W.; SYERS, J. K.; KIRKMAN, J. H. **Lime-aluminium phosphorus interactions and the growth of *Leucaena leucocephala* I. Plant growth studies.** Plant and Soil, The Hague, v. 126, n. 1, p. 1-8, Aug. 1990a.

PIVELLO, V.R. **Invasões Biológicas no Cerrado Brasileiro: Efeitos da Introdução de Espécies Exóticas sobre a Biodiversidade.** ECOLOGIA.INFO 33. 2011. Disponível em < <http://www.ecologia.info/cerrado.htm>>. Acesso em 11 de fevereiro de 2016.

ROOS, K., ROLLENBECK, R., PETERS, T., BENDIX, J., BECK, E. **Growth of Tropical Bracken (*Pteridium arachnoideum*): Response to Weather Variations and Burning.** Invasive Plant Science and Management. Lawrence, v. 3, n. 4, p. 402-411, 2010.

SILVA, I. R.; FURTINI NETO, A. E.; VALE, F. R.; CURI, N. **Eficiência nutricional para potássio em espécies florestais nativas.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, v. 20, n. 2, p. 257-264, 1996.

SILVA-MATOS, D. M.; BELINATO, T. A. **Interference of *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon. (Dennstaedtiaceae) on the establishment of rainforest trees.** Brazilian Journal of Biology, São Carlos, v. 70, n. 2, p. 311-316, 2010.

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*, Londres, v. 15, n. 9, p. 3035–3043, 2006.

VALE, F. R.; FURTINI NETO, A. E.; RENÓ, N. B.; FERNANDES, L. A.; RESENDE, A. V. **Crescimento radicular de espécies florestais em solo ácido.** *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.31, n.9, p.609-616, set. 1996.

VAN BREUGEL, M.; BONGERS, F.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. **Species dynamics during early secondary forest succession: recruitment, mortality and species turnover.** *Biotropica*, Lawrence, v. 39, n. 5, p. 610-619, 2007.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio do controle químico, tanto com uso do paraquat quanto do glyphosate, foi possível diminuir consideravelmente a densidade de samambaia em curto prazo. Este tratamento combinado com a remoção da serrapilheira, que propiciou maior recrutamento de indivíduos e maior diversidade, constitui importante estratégia para a restauração da área do estudo. Em contrapartida, o controle mecânico e a aplicação de calcário não foram técnicas eficazes no controle populacional de samambaia.

Mesmo admitindo-se a pressão ambiental para diminuição no uso de agrotóxicos, os produtos estudados, em função de suas características interessantes ao ambiente (baixa capacidade de deslocamento aéreo e no solo e sem efeito residual para plantas em sucessão) além do baixo custo, são interessantes no propósito da restauração.

No período de avaliação realizado, observou-se baixo recrutamento de indivíduos, mesmo nos melhores tratamentos. É possível que o banco de sementes esteja comprometido devido à ocorrência do fogo. Diante disso, outras técnicas de restauração, como o plantio de mudas de espécies de rápido crescimento podem ser utilizadas, de modo a acelerar o processo de sucessão da área.

A samambaia e as espécies arbóreas responderam positivamente à calagem, portanto, quando se optar pelo plantio de mudas como estratégia de restauração de áreas invadidas por samambaia, a calagem deve ser realizada na linha de plantio ou em covas, a fim de, favorecer apenas o crescimento das espécies alvo.