

JEANE DE FÁTIMA CUNHA

**O BANCO DE SEMENTES DO SOLO E A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE
UMA ÁREA DOMINADA POR *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn NO PARQUE
NACIONAL DO CAPARAÓ**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS-BRASIL
2014**

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

C972b
2014
Cunha, Jeane de Fátima, 1975-
O banco de sementes do solo e a restauração ecológica de
uma área dominada por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn no
Parque Nacional do Caparaó / Jeane de Fátima Cunha. – Viçosa,
MG, 2014.
x. 96f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Sebastião Venâncio Martins.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Recuperação ecológica. 2. Banco de sementes.
3. Nucleação. 4. Invasão biológica. 5. Unidade de conservação.
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia
Florestal. Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal.
II. Título.

CDD 22. ed. 634.956

JEANE DE FÁTIMA CUNHA

**O BANCO DE SEMENTES DO SOLO E A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE
UMA ÁREA DOMINADA POR *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn NO PARQUE
NACIONAL DO CAPARAÓ**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 28 de Fevereiro 2014

Prof. Eduardo Euclides de Lima e Borges
(Co-orientador)

Prof. José Marinaldo Gleriani

Prof. Israel Marinho Pereira

Prof. Flávia Maria da Silva Carmo

Prof. Sebastião Venâncio Martins
(Orientador)

*Aos meus pais, João Marcos e
Luzia, aos meus doze irmãos, ao
meu marido Isac e aos meus
professores e amigos.*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pelo dom da vida e pelo seu amor incondicional por mim. Sem Ele eu não teria concluído este estudo.

Aos meus pais, pelo amor, pelos ensinamentos durante toda a minha vida e pelo incentivo para vencer mais uma etapa. Amo muito vocês!

Aos meus irmãos e sobrinhos, pelas palavras de carinho e encorajamento, em especial à minha sobrinha Bárbara, pela ajuda no experimento e orações.

Ao meu marido Isac, pelo apoio, pelas orações, e por não ter medido esforços para que este trabalho fosse realizado.

Ao professor, Sebastião Venâncio Martins, pela amizade, pela oportunidade, pelos ensinamentos e pela paciência. A sua orientação foi fundamental para a realização deste trabalho.

Aos meus co-orientadores, Eduardo Euclides de Lima e Borges e Elias Silva, pelos ensinamentos durante os longos anos em Viçosa.

À todos meus amigos da Igreja em Viçosa e em Manhuaçu, em especial ao casal Sueli e Marcinho, por terem me hospedado em sua casa em Viçosa, pela amizade e carinho, à Camila e Betânia pelo suporte e ao Márcio e Dirlene, pelas orações .

À minha amiga, Maria Lúcia por ter me ajudado na coleta dos dados e pelos momentos tão agradáveis que passamos juntas.

Aos membros da banca por ter aceitado o convite e por contribuir para a melhoria deste trabalho.

Ao ICMbio pela autorização da pesquisa e aos funcionários do Parque Nacional do Caparaó, em especial ao Waldomiro e Valdivino, pelo carinho e apoio.

À FAPEMIG pela concessão da bolsa de doutorado.

À Universidade Federal de Viçosa, que através dos excelentes professores contribuíram para minha formação profissional.

Aos funcionários do DEF e do Viveiro de Pesquisa do DEF, em especial Alexandre, Rita e Sr. Sebastião, pela atenção e profissionalismo.

Aos amigos do LARF, em especial Neto e a Kelly, pela ajuda na coleta dos dados e pela amizade.

Ao Erlon e Denise, pelo apoio e incentivo no início do doutorado.

BIOGRAFIA

JEANE DE FÁTIMA CUNHA, filha de João Marcos da Cunha e Luzia Soares Cunha, nasceu em Montes Claros-MG.

Em maio de 2002, obteve o grau de Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa-MG.

Em março de 2003, iniciou o Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, em nível de Mestrado, na Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se à defesa de tese em 21 de junho de 2005. De 2006 a 2009 trabalhou em instituições de ensino superior como docente.

Em março de 2010, iniciou o Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, em nível de Doutorado, na Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se à defesa de tese em 28 de fevereiro de 2014.

SUMÁRIO

	Pág.
RESUMO.....	vii
ABSTRACT	ix
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.1. OBJETIVO GERAL.....	3
1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
1.3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	4
2. REVISÃO BIBIOGRÁFICA.....	7
2.1. INVASÃO BIOLÓGICA.....	7
2.2. SUCESSÃO ECOLÓGICA.....	9
2.3. <i>Pteridium aquilinum</i> E O MODELO DE INIBIÇÃO.....	13
2.4. EFEITOS DO FOGO E A OCORRÊNCIA DE <i>P. aquilinum</i>	14
2.5. RESTAURAÇÃO FLORESTAL.....	16
2.6. TÉCNICAS DE NUCLEAÇÃO.....	18
2.6.1. Transposição do banco de sementes do solo.....	18
2.6.2. Plantio de mudas.....	20
2.6.3. Transposição de galhadas.....	22
2.6.4. Transposição da chuva de sementes.....	22
2.6.5. Poleiros naturais e artificiais.....	23
2.6.6. Semeadura direta e hidrossemeadura.....	24
2.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	26
3. CAPÍTULO 1- POTENCIAL DE REGENERAÇÃO DE UMA ÁREA INVADIDA POR <i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn NO PARQUE NACIONAL DO CAPARAÓ, COM BASE NO BANCO DE SEMENTES DO SOLO.....	38
3.1. INTRODUÇÃO.....	39
3.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	41
3.2.1. Área de estudo.....	41
3.2.2. Amostragem do banco de sementes do solo e germinação.....	42
3.2.3. Análise de dados.....	44
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45

3.4. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	58
3.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	59
4. CAPÍTULO 2- RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM UMA ÁREA DOMINADA POR <i>P. aquilinum</i> (L.) Kuhn NO PARQUE NACIONAL DO CAPARAÓ.....	68
4.1. INTRODUÇÃO.....	69
4.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	71
4.2.1. Área de estudo.....	71
4.2.2. Experimento de nucleação.....	72
4.2.3. Coleta e análise de dados.....	74
4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	76
4.4. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	89
4.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	90
5. CONCLUSÕES GERAIS.....	96

RESUMO

CUNHA, Jeane de Fátima. D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Fevereiro de 2014. **O banco de sementes do solo e a restauração ecológica de uma área dominada por *Pteridium aquilinum* (L.) kuhn no Parque Nacional do Caparaó.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins. Co-orientadores: Eduardo Euclides de Lima e Borges e Elias Silva.

Algumas áreas florestais do Parque Nacional do Caparaó são de formação secundária, tendo sido alteradas pela ação do fogo e do desmatamento. Os distúrbios provocados nesse ecossistema têm contribuído para sua invasão por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn (samambaia do campo). *P. aquilinum* é uma espécie de samambaia exótica muito agressiva que impede o avanço da regeneração florestal em áreas abertas, como grandes clareiras e pastagens abandonadas, mesmo quando inseridas numa matriz florestal, como no caso do Parque Nacional do Caparaó. No Brasil, há poucas pesquisas sobre o potencial de regeneração destas áreas. Portanto, este estudo teve como objetivo geral conhecer a composição de espécies do banco de sementes de uma área invadida por *P. aquilinum* e de uma floresta no entorno e aplicar técnicas de nucleação para restauração da área dominada por *P. aquilinum*. Para o estudo do banco de sementes, foram coletadas trinta amostras de solo na floresta, trinta amostras de solo na área dominada por *P. aquilinum* e trinta amostras da serapilheira da samambaia, que foram levadas para Viveiro de Pesquisas do Departamento de Engenharia Florestal, na Universidade Federal de Viçosa. As amostras foram mantidas na casa de vegetação e após a emergência das plântulas, realizou-se a quantificação das espécies arbóreas, arbustivas, herbáceas, trepadeiras e gramíneas. Apenas as espécies arbustivas, arbóreas e a herbácea *P. aquilinum* foram identificadas. No estudo da nucleação abriram-se, na área ocupada por *P. aquilinum*, sessenta núcleos ou clareiras de 2 x 2 m, sendo dez núcleos para cada tratamento avaliado. Nestas áreas abertas, toda a cobertura de *P. aquilinum* foi removida até atingir o solo. No centro de cada clareira foi delimitado uma parcela de 1 x 1 m. Os tratamentos foram: T1-calagem, T2-Transposição do banco de sementes e serapilheira, T3-semeadura direta, T4-calagem + transposição do banco de sementes e serapilheira, T5-calagem + semeadura direta, T6-Testemunha. Adotou-se o delineamento inteiramente casualizado com 10 repetições. Para os tratamentos T2 e T4 foram coletadas na floresta no entorno da área do experimento, 20 amostras de 1 x 1 m da camada superficial de solo até 5 cm de profundidade e da camada de serapilheira. Para os tratamentos T3 e T5 foram utilizadas sementes de *Araucaria angustifolia* (Bertol.). Em cada parcela da nucleação, após um ano, registraram-se os indivíduos arbustivo-

arbóreos, medidos em altura e diâmetro ao nível do solo. Nos dois experimentos, as plantas foram classificadas quanto a classe sucessional e a síndrome de dispersão. No geral, as formas de vida mais representativas no banco de sementes dos três locais foram herbáceas e trepadeiras. Considerando os indivíduos arbustivo-arbóreos, verificou-se a presença de 1.406 no banco de sementes da floresta, 79 no banco de sementes da área dominada pela samambaia e 34 no banco de sementes da serapilheira da samambaia, sendo registrada diferença estatística significativa entre os dados. O grupo ecológico de maior destaque, nos três bancos de sementes, foi o das pioneiras tanto em nível de espécies como de indivíduos. Destacou-se a síndrome de dispersão zoocórica no banco de sementes da floresta, em nível de espécies e de indivíduos e para os demais bancos, a anemocoria foi reconhecida em maior número. As famílias de maior destaque no banco da floresta foram Salicaceae, Urticaceae, Dennstaedtiaceae e Melastomataceae. No banco de sementes da área dominada por *P. aquilinum* e no banco da serapilheira predominou a família Dennstaedtiaceae, representada por *P. aquilinum*. Após um ano da implantação do experimento de nucleação, foram registrados 331 indivíduos pertencentes a 19 espécies, 12 gêneros e dez famílias botânicas. Na nucleação, predominou o grupo ecológico das pioneiras e a síndrome de dispersão zoocórica. As famílias com maior riqueza foram Solanaceae e Euphorbiaceae. Solanaceae também se destacou com maior número de indivíduos (56,2%), seguida de Fabaceae (10%). O gênero *Solanum* apresentou maior riqueza e abundância. *Solanum mauritianum* foi a espécie mais abundante com 49,5% dos indivíduos e também destacou-se por apresentar maior valor de importância (45,50%). Os resultados sugerem que a presença de *P. aquilinum* afetou a resiliência dessa área, pois houve redução significativa tanto em nível de indivíduos como de espécies arbustivo-arbóreas comparando-se com o banco da floresta, além de elevada densidade de herbáceas e formação de densa camada de serapilheira da samambaia. O banco de sementes da floresta também está comprometido, pois foi detectada a presença de *P. aquilinum* no mesmo, mostrando que frente um distúrbio, essa espécie poderá dominar a área. As técnicas de nucleação adotadas desencadearam o processo de sucessão na área invadida por *P. aquilinum*. Os tratamentos com banco de sementes foram os mais indicados para facilitar o processo de regeneração florestal na área.

ABSTRACT

CUNHA, Jeane de Fátima. D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February 2014. **The Soil seed bank and ecological restoration of an area dominated by *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn in National Park of Caparaó.** Adviser: Sebastião Venâncio Martins. Co-advisers: Eduardo Euclides de Lima e Borges and Elias Silva.

Some forest areas of the National Park of Caparaó (Parque Nacional do Caparaó) are secondary forest formations and they have been changed by fire and deforestation. The disturbances caused in this ecosystem have contributed to the invasion of *P. aquilinum* (L.) Kuhn (Bracken Fern). *P. aquilinum* is a very aggressive exotic fern species that prevents the advance of forest regeneration in open areas, such as large glades and abandoned pastures, even when they are inserted in a forest matrix, as in the case of the National Park of Caparaó. In Brazil, there is little research on the knowledge of the regeneration potential of these areas. Thus the current study aimed to know the composition of the species seed bank of an area invaded by *P. aquilinum* and of a forest in its surroundings and to apply nucleation techniques for the restoration of the area dominated by *P. aquilinum*. For the study involving the seed bank, 30 soil samples, 30 soil samples in the area dominated by *P. aquilinum* and 30 samples of fern litter were collected in the forest and taken to the Research Nursery of the Department of Forest Engineering of the Federal University of Viçosa. Samples were kept in the greenhouse and after seedling emergence there was the quantification of arboreous, arbustive, herbaceous, climbing and grass species. Only arbustive, arboreous and herbaceous *P. aquilinum* species were identified. In the study of nucleation, sixty cores or glades of 2 x 2 m and 10 cores per treatment were assessed. In these open areas, all *P. aquilinum* cover was removed down to the soil. In the center of each glade, a plot of 1 x 1 m was delimited. The treatments were: T1-liming, T2- seed bank and litter transposition, T3-direct-seeding, T4-liming + seed bank and litter transposition, T5-liming + direct-seeding, T6- Witness. The completely randomized design with 10 replications was adopted. For T2 and T4, 20 samples of 1 x 1 m of the forest surrounding the area of the experiment were collected from the surface layer of the soil (up to 5 cm depth) and from the litter layer. For T3 and T5, seeds of *Araucaria angustifolia* (Bertol.) were used. In each plot of nucleation, after a year, arbustive-arboreous species were registered, measured in height and diameter at ground level. In both experiments, plants were classified according to succession class and dispersion syndrome. Overall, the most representative forms of life in the seed bank of the three locations were herbaceous and

climbing species. With regard to arbustive-arboreous species, it was observed the presence of 1.406 seed banks, 79 in the seed bank of the area dominated by the fern and 34 in the fern litter seed bank, showing statistically significant difference among data. The most prominent environmental group in the three seed banks was the one of the pioneers at both species and individual levels. It was highlighted the zoochory dispersion syndrome in the forest seed bank and, species and individual levels and for the other banks, the anemochory was seen in high numbers. The families of greatest prominence in the forest bank were Salicaceae, Urticaceae, Dennstaedtiaceae and Melastomataceae. In the seed bank of the area dominated by *P. aquilinum* and in the litter seed bank the family Dennstaedtiaceae predominated and was represented by *P. aquilinum*. After one year of implementation of the nucleation experiment, 331 individuals belonging to 19 species, 12 genera and 10 plant families were recorded. In nucleation, the ecological group of pioneers and zoochoric dispersion syndrome were predominant. The most prominent families were Solanaceae and Euphorbiaceae. Solanaceae also excelled in a larger number of individuals (56.2%), followed by Fabaceae (10%). The genus *Solanum* showed greater prominence and abundance. *Solanum mauritianum* was the most abundant species with 49.5% of individuals and it also stood out due to its higher importance value (45.50%). The results suggest that the area dominated by *P. aquilinum* affected the resilience of the area, because there was a significant reduction at both individual and arbustive-arboreous species level compared with the forest bank, besides the high density of herbaceous plants and the formation of a dense layer of fern litter. The forest seed bank is also compromised because of the presence of *P. aquilinum* in it, showing that in face of a disturbance, this species may dominate the area. The adopted nucleation techniques triggered a succession process in the area invaded by *P. aquilinum*. The treatments with seed bank were the most suitable to facilitate the process of forest regeneration in the area.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica é considerada um *hotspot* de diversidade por possuir alta riqueza de espécies, alto grau de endemismo e grande pressão antrópica (MYERS et al., 2000), sendo muito importante a sua proteção. Cerca de 93% de sua formação original já foi devastada, restando apenas remanescentes isolados e dispersos numa paisagem onde predomina a atividade agropecuária (SOS MATA ATLÂNTICA, 2011).

Dependendo da intensidade do distúrbio, fatores essenciais para manutenção da resiliência, como banco de plântulas e de sementes no solo, capacidade de rebrota das espécies, chuva de sementes, dentre outros, podem ser perdidos dificultando o processo de regeneração natural, ou tornando-o extremamente lento (MARTINS, 2009a).

Iniciativas para minimizar o problema da degradação da Mata Atlântica tem sido tomadas em diferentes esferas, principalmente a governamental, objetivando conservar a biodiversidade e outros atributos naturais nela contida, com o mínimo de impacto humano (BENSUSAN, 2006). A criação de unidades de conservação (UC's) é um exemplo disso, sendo uma das formas de garantir a proteção do ecossistema garantindo o acesso, das gerações atuais e futuras, aos bens naturais.

A invasão biológica é um problema que pode afetar a biodiversidade nas unidades de conservação. Ela é considerada a segunda maior ameaça a biodiversidade dos ecossistemas, superada apenas pela destruição de habitat causada pela exploração humana direta (ZILLER, 2001). Espécies invasoras modificam as características naturais e o funcionamento dos ecossistemas, afetando diretamente a sua resiliência (TOWNSEND et al., 2006), além de provocar perdas econômicas. As perturbações dos habitats criam oportunidades para invasões biológicas (PETENON; PIVELLO, 2008; SILVA-MATOS; PIVELLO, 2009), sendo que quanto maior o grau de perturbação mais fácil será a colonização, desenvolvimento e expansão das espécies invasoras (SHIGESADA; KAWASAKI, 1997). Além disso, outros fatores como menor diversidade e riqueza naturais de espécies de um ecossistema e a falta de competidores, predadores e parasitas de sua área de origem contribuem para a invasão e o sucesso das espécies invasoras (ZILLER, 2001).

Dentre as diversas plantas catalogadas como potencialmente invasoras no Brasil, merecem destaque as samambaias do gênero *Pteridium* (PETENON; PIVELLO, 2008).

A espécie *P. aquilinum* (L.) Kuhn, popularmente chamada de samambaia do campo ou samambaia branca, tem sido comumente observada em diversas áreas do

Parque Nacional do Caparaó, principalmente em locais perturbados devido à ocorrência de fogo, nos quais formam grandes populações.

A camada densa de serapilheira formada sob as samambais pode impedir a chegada de sementes na superfície do solo (MARRS; WATT, 2006) e mesmo quando as sementes conseguem atingir o solo os rizomas das samambaias impedem a penetração das raízes das espécies nativas (DEN OUDEN, 2000). Outras características a fazem competidoras eficientes como sistema vascular desenvolvido (MARRS; WATT, 2006), podendo chegar a 3 m de altura, grande variação morfológica (GLIESSMAN, 1978) e reprodução sexuada (esporos) e vegetativa (expansão da rede de rizomas).

É comum a ocorrência de fogo no Parque Nacional do Caparaó o que tem contribuído para aumentar a disseminação de *P. aquilinum* para diversas áreas do mesmo. Em locais onde há ocorrência de incêndios com frequência, *P. aquilinum* afeta profundamente o ecossistema local (ALONSO-AMELOT, 1999). Os trabalhos de Silva-Matos et al. (2005) e Silva e Silva-Matos (2006) mostraram que a ocorrência de incêndios florestais e conseqüente expansão das gramíneas e samambaias dentro de áreas da Mata Atlântica tem dificultado a sucessão secundária.

Parte dessa pesquisa foi realizada em uma área do Parque Nacional do Caparaó onde houve ocorrência de fogo. O processo de regeneração nesse local encontrava-se estagnado há 50 anos, mostrando o grande potencial inibidor provocado por *Pteridium aquilinum*. Essa espécie também tem invadido as áreas produtivas da região, sendo um problema difícil de ser contornado.

Diante dos problemas expostos, torna-se importante o desenvolvimento de medidas que contribuam para a proteção das Unidades de Conservação. Nesse sentido, o incentivo a realização de trabalhos que envolvam a restauração desses ecossistemas é de grande utilidade. Foram encontrados estudos que avaliaram o impacto de *P. aquilinum* no ecossistema (MARTINI, 2002; SILVA-MATOS et al., 2005; RIBEIRO et al., 2013), na saúde humana (POTTER; BAIRD, 2000) e de bovinos (EVANS; MASON, 1965; SILVA et al., 2009; RISSI et al., 2007), mas nenhum trabalho foi encontrado sobre modelos e técnicas de restauração que podem ser empregados para controle dessa espécie e foram encontrados poucos estudos, no Brasil, sobre o banco de sementes de áreas invadidas por *Pteridium*.

Dessa forma, o trabalho contribuirá para fornecer dados que possam ser utilizados para otimizar a restauração das áreas invadidas por *P. aquilinum* no Parque Nacional do Caparaó, bem como de outras áreas infestadas por esta espécie.

1.1. OBJETIVO GERAL

Conhecer a composição do banco de sementes de uma área invadida por *Pteridium aquilinum* e de uma floresta no entorno e aplicar técnicas de nucleação para restauração da área dominada por esta espécie.

1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar se a presença de *P. aquilinum* compromete o banco de sementes de uma área invadida e de uma floresta no entorno;
- Comparar a composição do banco de sementes da área invadida por *P. aquilinum* com a do banco de sementes da floresta do entorno;
- Testar diferentes técnicas de restauração para restabelecer o processo de sucessão na área invadida por *P. aquilinum* e indicar a (s) melhor (es) técnica (s);
- Realizar análise fitossociológica do experimento com o banco de sementes e da restauração florestal;
- Determinar as síndromes de dispersão de sementes amostrada no banco de sementes e na restauração florestal;
- Determinar as categorias sucessionais das espécies do banco de sementes e da restauração florestal;
- Identificar as espécies arbustivo-arbóreas do banco de sementes e da restauração;
- Quantificar a cobertura por herbáceas e gramíneas na restauração florestal.

1.3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALONSO-AMELOT, M.E. Helecho macho, salud animal y salud humana. **Revista de la Facultad de Agronomía de la Universidad del Zulia**, Maracaibo, v.16, n.5, p. 528-547, 1999.

BENSUSAN, N. **Conservação da biodiversidade em áreas protegidas**. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2006. 176p.

DEN OUDEN, J. **The role of bracken (*Pteridium aquilinum*) in forest dynamics**. Thesis, Wageningen University, The Netherlands, 2000.

EVANS, I.A.; MASON, J. Carcinogenic activity of bracken. **Nature**, London, v.208, n.5013, p. 913-914, 1965.

GLIESSMAM, S. R. The stablishment of bracken following fire in tropical habitats. **American Fern Journal**, Arkansas, v.68, n.2, p.41-44, 1978.

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.

MARTINI, A. M. Z. **Estrutura e composição da vegetação e chuva de sementes em sub-bosque, clareiras naturais e área perturbada por fogo em floresta tropical no sul da Bahia**. 2002. 150 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

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

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A. MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v.403, n.6766, p.853-858, 2000.

PETENON, D.; PIVELLO, V. R. Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países tropicais no contexto mundial. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v.6, n.1, p.65-67, 2008.

POTTER, D.M.; BAIRD, M.S. Carcinogenic effects of ptaquiloside in bracken fern and related compounds. **British Journal of Cancer**, Edinburgh, v.83, n.7, p.914-920, 2000.

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

RISSI, D. R.; RECH, R. R.; PIEREZAN, F.; GABRIEL, A. L.; TROST, M. E.; BRUM, J. S.; KOMMERS, G. D.; BARROS, C. S. L. Intoxicações por plantas e micotoxinas associadas a plantas em bovinos no Rio Grande do Sul: 461 casos. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, Rio de Janeiro, v.27, n.7, p.261- 268, 2007.

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

SILVA-MATOS, D. M., FONSECA, G. D. F. M.; SILVA-LIMA, L. Differences on post-fire regeneration of the pioneers *Cecropia glazioui* and *Trema micrantha* in a lowland Brazilian Atlantic Forest. **Revista de Biología Tropical**, Costa Rica, v. 53, n. 1-2, p. 1-4, 2005.

SILVA-MATOS, D. M.; PIVELLO, V. R. O Impacto das Plantas Invasoras nos Recursos Naturais de Ambientes Terrestres - Alguns Casos Brasileiros. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v.61, n.1, p. 27-30, 2009.

SILVA, U.S.R.; SILVA-MATOS, D. M. The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, London, v.15, n.9, p.3035–3043, 2006.

SILVA M. A.; SACÁRDUA, C. M.; DÓREA, M. D.; NUNES, L. C.; MARTINS, I. V. F.; DONATELE, D. M. Prevalência de hematúria enzoótica bovina em rebanhos

leiteiros na microrregião do Caparaó, Sul do Espírito Santo, entre 2007 e 2008. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n.6, p.1847-1850, 2009.

SOS MATA ATLÂNTICA. Mata Atlântica. Disponível em: [http://<www.sosmataatlantica.org.br>](http://www.sosmataatlantica.org.br). Acesso em: 20/02/2013.

TAYLOR, J. A. Bracken, an increasing problem and a threat to health. **Outlook on Agriculture**, London, v.10, n.6, p.298-304, 1980.

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

ZILLER, S. R. Plantas exóticas: a ameaça da contaminação biológica. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.30, n.178, p.77-79, 2001.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. INVASÃO BIOLÓGICA

A invasão biológica é um processo em que as espécies invasoras ultrapassam barreiras bióticas e abióticas, se naturalizam, formam grandes populações, invadem novas áreas e provocam danos ao ecossistema (RICHARDSON et al., 2000).

Espécies invasoras são espécies exóticas introduzidas em um novo habitat, pela ação do homem ou por fatores naturais (IBGE, 2004a), que possuem grande capacidade de crescimento, proliferação e dispersão sendo capazes de modificar a composição e a estrutura dos ecossistemas (CRONK; FULLER, 1995), pois tomam o espaço das espécies nativas (ZILLER, 2001). As espécies invasoras incluem também aquelas nativas do Brasil que invadiram outros ambientes fora de sua área de ocorrência original no País (IBGE, 2004a).

Outras definições que envolvem os trabalhos sobre invasão biológica são (BLANCO, 1972; RICHARDSON et al., 2000; McNEELY et al., 2001):

Espécie nativa: espécie encontrada em seu local de origem, incluindo as invasões pré-históricas;

Espécie exótica: espécie nativa de outro habitat, introduzida no local devido à ação do ser humano ou devido a fatores ambientais;

Espécie introduzida: uma espécie exótica trazida a um local onde antes era ausente; pode ser capaz de se estabelecer ou não; pode vir a ser uma invasora ou não;

Exótica casual: São espécies exóticas introduzidas em um novo local, mas que não se estabelecem, portanto não formam populações viáveis;

Exótica naturalizada: Uma espécie exótica com uma população auto-sustentável;

Planta daninha: É uma planta, não necessariamente exótica, que ocorre onde não é desejada, e que de algum modo, promove prejuízos às atividades do homem.

Suscetibilidade à invasão: É a suscetibilidade intrínseca de uma comunidade ou ambiente vir a sofrer invasão por espécies exóticas antes ausentes.

Poder de invasão: É a capacidade intrínseca de uma espécie exótica invadir com sucesso comunidades nas quais a espécie não existia anteriormente.

Algumas características próprias das espécies contribuem para o sucesso da invasão. Lodge (1993) destacou algumas como: alta taxa de dispersão, reprodução vegetativa e alta variabilidade genética. Além destas, Dorst (1973) e Pivello (2011)

citam que as espécies invasoras são generalistas, diferente das nativas que são especialistas, adaptam-se mais rapidamente às mudanças ambientais, são eficientes na competição por recursos e não possui predadores naturais, pestes e parasitas, contribuindo para que dominem as espécies nativas. Martins et al. (2004) consideram que o potencial de invasão das plantas pode ser facilitado por características próprias das espécies como pioneirismo, heliofilia, produção de sementes pequenas e em grande quantidade, dispersão anemocórica, reprodução sexuada e vegetativa eficientes, crescimento rápido, adaptação às áreas degradadas e formação de bancos de sementes no solo de grande longevidade

Richardson et al. (2000) dividem o processo de invasão biológica em três fases distintas: introdução, estabelecimento e disseminação. A princípio, as espécies exóticas são introduzidas de forma intencional ou não. Após esta etapa, podem estabelecer ou não. Algumas espécies ao estabelecerem não provocam danos ao ecossistema, são as espécies naturalizadas. Outras se estabelecem, disseminam, se tornam abundantes e provocam efeitos nocivos no ambiente, constituindo-se a invasão.

A invasão biológica é considerada a segunda maior ameaça a biodiversidades dos ecossistemas, superada apenas pela fragmentação de habitat (ZILLER, 2001). O autor cita que a invasão biológica altera as características naturais e o funcionamento de processos ecológicos, afetando diretamente a resiliência dos ecossistemas, a redução de populações autóctones e perda de biodiversidade. Espíndola et al. (2004) relata que a invasão por espécies exóticas prejudica a sucessão secundária e as interações nas cadeias tróficas, aumento do custo para controle de pragas, destrói os habitats naturais e ecossistemas e traz ameaça para a biodiversidade com extinção de espécies nativas. Parker et al. (1999) considera que as invasões biológicas podem produzir alterações em vários níveis, incluindo efeitos sobre os indivíduos (hibridação, alterações de padrões de fluxos gênicos), efeitos sobre a dinâmica de populações (crescimento populacional, abundância, extinção), sobre a comunidade (estrutura trófica, riqueza de espécies, riqueza de espécies) e sobre processos do ecossistema (regime de perturbações, produtividade, disponibilidade de nutrientes).

É necessário que o ecossistema ofereça condições necessárias para a instalação, desenvolvimento e a posterior explosão populacional das invasoras (WILLIAMSON e FITTER 1996). A perturbação dos habitats promove o sucesso de espécies exóticas, conferindo-lhes oportunidade para colonizar e expandir, o que elas fazem tão bem, ou melhor, do que as espécies nativas (SHIGESADA e KAWASAKI, 1997). Matos e

Pivello (2009) consideraram que as ações antrópicas são os principais fatores que criam oportunidades para invasões biológicas, seja pela introdução proposital ou acidental de novas espécies, ou por distúrbios provocados no ambiente.

2.2. SUCESSÃO ECOLÓGICA

Sucessão ecológica é um dos conceitos fundamentais da ecologia (MIRANDA, 2009). Diversos autores, de clássicos (CLEMENTS, 1916; ODUM, 1969) a contemporâneos (WHITMORE, 1975; PICKETT, 1976) concentraram esforços para construí-lo.

De forma geral, a sucessão ecológica refere-se a uma sequência de mudanças estruturais e funcionais que ocorrem nas comunidades, sendo iniciada por organismos pioneiros e à medida que ocorre a troca sucessiva dos organismos, a sucessão avança para uma comunidade com maior biomassa e diversidade (MARTINS, 2009 a). Os estágios de sucessão, antes da floresta tropical chegar ao seu clímax, são: pioneiro, secundário inicial e secundário tardio (BUDOWSKI, 1965).

Mesmo quando as comunidades atingem o equilíbrio (clímax), tal estado é dinâmico, pois há uma constante troca de espécies, que estão continuamente saindo e entrando no sistema (PINTO-COELHO, 2000). Então, para o autor, o clímax é uma etapa de maior maturidade e não um limite deste.

A sucessão ecológica pode ser classificada como primária e secundária. A sucessão primária é iniciada por organismos pioneiros em local desabitado e envolve modificações substanciais do ambiente, causadas direta ou indiretamente pelos organismos pioneiros (MARTINS, 2009a). A sucessão primária dependerá do tipo de orientação das encostas em relação à exposição solar, do clima da localidade e da abundância das plantas acessíveis à área que será colonizada (GRAHAM, 1955).

A sucessão secundária corresponde ao processo de reconstituição da vegetação em um meio que já foi habitado, mas que os seres vivos foram eliminados total ou parcialmente devido a algum tipo de distúrbio (MARTINS, 2009a), como por exemplo, corte e, ou, queima de florestas, ocorrência de incêndios naturais, abertura de grandes clareiras no dossel de florestas, devido à queda de uma ou mais árvores, após abandono de campos agrícolas (KLEIN, 1980) e em áreas de pastagens antes cobertas por florestas (MARTINS, 2009 a).

A sucessão secundária pode ser rápida ou lenta. Martins (2009 a) citou vários fatores que determinam a sua velocidade, sendo:

(1) composição florística remanescente. A presença do banco de sementes no solo e ou de indivíduos remanescentes com capacidade de rebrota auxilia na sucessão secundária;

(2) proximidade de fontes de propágulos. Quanto mais próximo de fontes de propágulo estiver a área perturbada, mais rápido tende a ser o processo de sucessão;

(3) mecanismos de dispersão de sementes. O tipo ou síndrome de dispersão de sementes de uma espécie de planta é determinante da sua capacidade de chegar até uma área aberta e iniciar sua colonização desencadeando a sucessão. As principais síndromes de dispersão das florestas tropicais são anemocoria e zoocoria, sendo a anemocoria predominante em ambientes mais secos e abertos e a zoocoria em áreas mais úmidas, como as matas ciliares, e florestas em estado avançado de regeneração. Diversos tipos de animais exercem importante papel na dispersão de sementes para áreas degradadas, com destaque para a avifauna (ornitocoria) e os morcegos (quiropterocoria);

(4) Predação de sementes e plântulas. Insetos e roedores podem comprometer o processo de sucessão numa área em recuperação;

(5) Competição interespecífica. A competição entre determinadas espécies pode atrasar o processo de sucessão, principalmente quando uma espécie invasora inibe a regeneração de outras espécies mais tardias;

(6) Tamanho da área aberta, tipo e intensidade do distúrbio.

Além destes fatores, Margalef (1986) também considerou que as condições físicas do solo, bem como sua fertilidade interferem no processo de sucessão secundária.

Vários pesquisadores da ecologia vegetal propuseram modelos para explicar a sucessão ecológica. Apesar de Cowles (1899) ter sido o pioneiro nos estudos sobre sucessão, foi Clements (1916) que propôs uma teoria mais compreensiva sobre sucessão. Dessa forma, até o final da década de 1960, dominou no meio científico o paradigma clássico fundamentado na teoria clássica da sucessão (CLEMENTS, 1916) o qual considerava a comunidade vegetal, vista como um superorganismo, como unidades fechadas e autorreguláveis e que a sucessão seria previsível, unidirecional, progressiva, convergido para um estado de clímax inseparável e ligado ao seu clima (monoclímax), ou seja, excluía a influência de distúrbios naturais e antrópicos e outros fatores não ligados ao clima. Assim como Clements (1916), Odum (1969) e Margalef (1963)

também tinham uma visão holística de equilíbrio e estabilidade de processos ecológicos na comunidade. A teoria clássica de sucessão prevaleceu até o início dos anos 70, mesmo apresentando apenas uma filosofia de como a natureza deveria ser, mas sem fundamentação empírica.

O ponto de vista de Clements (1916) foi questionado por Gleason (1917, 1926) que enfatizou a importância de processos estocásticos no estabelecimento e manutenção de uma comunidade de plantas e também considerou a vegetação como uma coleção de indivíduos e não como um superorganismo. A sucessão, nessa visão, não é um processo ordenado nem conduz a um clímax previsível como proposto por Clements (1916).

Seguindo a mesma linha de questionamento da teoria clementesiana, Tansley (1935) propôs a idéia de policlímax, sugerindo que a sucessão poderia ser determinada pela variabilidade das questões ambientais e não só pelo clima. Essa idéia foi reformulada por Whittaker (1975) propondo que haveria gradientes entre as comunidades clímax.

No sentido de romper com o paradigma clássico da sucessão, outros autores propuseram modelos de sucessão ecológica. Watt (1947) e Whittaker (1953) propuseram que as comunidades de plantas mudam constantemente. Egler (1954) destacou dois modelos: potencial florístico inicial e substituição florística. Esses modelos explicam a sucessão em áreas que sofreram distúrbios, o primeiro para distúrbios menos intensos e o segundo para os distúrbios mais intensos. No potencial florístico inicial a sucessão ocorre a partir de espécies ou partes vegetativas das plantas que ficaram na área. Na substituição florística a sucessão é determinada pela substituição de espécies ao longo do tempo à medida que espécies pioneiras fornecem condições para estabelecimento das tardias. Whitmore (1975) descreveu quatro fases do ciclo de regeneração de uma floresta (fase de clareira, fase de construção, fase madura e fase de degradação).

Ainda discordando da teoria clássica Glenn-Lewin et al. (1992) consideraram que o processo de sucessão ecológica é direcionado não só pelas alterações climáticas, mas, também devido a diversos distúrbios que podem acontecer frequentemente. Dessa forma, um equilíbrio entre clima e vegetação dificilmente seria atingido.

Toda essa linha de trabalhos questionando o paradigma clássico constitui a base precursora do paradigma contemporâneo, que rompe com a pressuposição absoluta de estabilidade ambiental do sítio e com a definição de estágio final da sucessão e consideram a presença de distúrbios como fatores frequentes, que contribuem para a

dinâmica da vegetação (GLENN-LEWIN et al. 1992, ORLÓCI 1993). Porém, essa visão moderna só foi consolidada a partir dos anos 70 (PICKETT, 1976).

Seguindo a linha do paradigma contemporâneo, Pickett e Canadesso (2005) consideram a sucessão como um caso específico da dinâmica da vegetação, que é fundamentada na idéia de que as diferentes capacidades das plantas em se estabelecer num local específico é que determina a natureza da comunidade de plantas que poderá existir no local, o que envolve fatores como: disponibilidade de locais, diferentes conjuntos de espécies disponíveis nos locais e desempenho diferencial das espécies.

Baseada no modelo contemporâneo, Tilman (1985) propôs a hipótese de proporção de recursos sugerindo que a dominância de espécies no processo de sucessão ecológica é influenciada pela disponibilidade de dois recursos limitantes, a luz e os recursos do solo, geralmente o nitrogênio. Essa hipótese leva em consideração três condições universais para ocorrência da sucessão: disponibilidade de sítios abertos, determinada por distúrbios, disponibilidade de espécies adaptadas aos sítios abertos determinada pela dispersão e pelo estoque de propágulos e desempenho das espécies no sítio, resultante da disponibilidade de recursos, competição, alelopatia, predação, herbivora e ecofisiologia das espécies.

Outra teoria baseada no modelo contemporâneo foi proposta por Connell e Slatyer (1997) que descreveram três modelos de sucessão: facilitação, inibição e tolerância. O modelo de facilitação sugere que as espécies de início da sucessão podem alterar o ambiente, favorecendo o recrutamento de novas espécies. Este processo é importante especialmente em ambientes que ainda não foram colonizados. Contrariamente ao modelo de facilitação, algumas espécies pioneiras inibem a chegada e o crescimento de outras espécies ao monopolizar os recursos dificultando a sucessão ecológica. Na tolerância, as espécies pioneiras não são nem facilitadoras e nem inibidoras da chegada de novas espécies, ou seja, não interfeririam no recrutamento e crescimento das espécies de estádios mais avançados da sucessão. Dessa forma, as espécies tardias são mais eficientes na exploração de recursos atingindo a maturidade na presença das pioneiras.

Turner (1983) considera que só um tipo de modelo não é suficiente para explicar a sucessão. Então, podem ocorrer diferentes mecanismos durante o processo de sucessão ecológica.

2.3. *Pteridium aquilinum* E O MODELO DE INIBIÇÃO

A espécie *P. aquilinum* pertence à família Dennstaedtiaceae. Ocorre em todos os continentes, exceto na Antártida (MARRS; WATT, 2006) e é considerada uma das cinco espécies invasora mais importante no mundo (ALONSO- AMELOT, 1999).

O gênero *Pteridium* comporta uma única espécie denominada *Pteridium aquilinum* (TAYLOR, 1990), a qual apresenta duas subespécies: *caudatum* e *aquilinum*. A subespécie *aquilinum* possui oito variedades (*aquilinum*, *decompositum*, *pubescens*, *feeii*, *latiusculum*, *wrightianum* (= *revolutum*), *pseudocaudatum* e *africanum*) e tem ocorrência na América Central e do Norte, no norte da cordilheira dos Andes, na África e também na Eurásia. A *caudatum* contém quatro variedades (*caudatum*, *esculentum*, *arachnoideum* e *yarrabense*) que ocorrem no hemisfério sul, sendo encontrada em toda Austrália, Nova Zelândia, Nova Guiné e em grande parte da América do Sul (PAGE, 1976). A variedade *Caudatum* possui menor porte e hastes lisas, ao contrário da variedade *arachnoideum* que atinge maior porte e suas hastes são muito ásperas (ALONSO- AMELOT, 1999).

No Brasil, ocorre apenas a variedade *arachnoideum* (MARÇAL, 2002). De acordo com Taylor (1980) a samambaia é mais abundante em partes da Europa, América do Norte, Austrália e Nova Zelândia e sua proliferação tem causado problemas ambientais em partes da ex-URSS, Romênia, Reino Unido, Brasil, Canadá e EUA, incluindo o Havaí. Em praticamente todos os estados Brasileiros já foi registrada a presença de *P. aquilinum* (LORENZI, 1991). Ocorre desde o sul da Bahia até o Rio Grande do Sul, sendo também invasora em áreas dos estados do Mato Grosso, Amazonas, Acre e Pernambuco.

Estima-se que a espécie *P. aquilinum* (L.) Kuhn exista há dois milhões de anos, aproximadamente. Com a intensa devastação das florestas em decorrência do início das atividades de agropecuária, o aparecimento e a disseminação de *P. aquilinum* pelo mundo foi favorecida (CRUZ; BACARENSE, 2004). *Pteridium* é comumente encontrado em locais abertos, alterados (SAKAGAMI, 2006) e declivosos (RIBEIRO et al., 2013), formando grandes populações (SAKAGAMI, 2006).

P. aquilinum possui características que a torna uma espécie com alta capacidade de invasão: possui frondes largas e rizomas subterrâneos o que facilita sua rápida proliferação, atuando como órgão de armazenamento de nutrientes; seu sistema vascular é bem desenvolvido e por isso atinge grande porte (MARRS; WATT, 2006); sua

variação morfológica facilita a adaptação em diversos ambientes (GLIESSMAN, 1978); e possui defesa contra herbivoria e competidores, pois produzem substâncias tóxicas e frondes ásperas (ALONSO-AMELOT, 1999).

A invasão do ecossistema pode acontecer através dos esporos ou pela expansão dos seus rizomas que é capaz de permanecer no local mesmo quando são cortados ou quando é utilizado herbicida (MARRS; WATT, 2006). De acordo com o autor, ambientes com maior luminosidade favorecem o seu desenvolvimento em densidade e altura.

Os rizomas extensos da samambaia impedem a penetração das raízes das espécies nativas (DEN OUDEN, 2000). Além disso, *P. aquilinum* (L.) Kuhn, produz substâncias alelopáticas, podendo inibir a germinação e o estabelecimento de espécies arbóreas (GLASS, 1976). Outro fator importante a ser considerado é que a presença da densa camada de biomassa formada pela samambaia diminui a quantidade de sementes que chegam ao solo (MARRS; WATT, 2006).

Desta forma, a invasão de *P. aquilinum* (L.) Kuhn atrasa a sucessão secundária, pois essa espécie invade a área perturbada rapidamente, monopoliza os recursos impedindo a regeneração das espécies nativas (CONNELL; SLATYER, 1997).

2.4. EFEITOS DO FOGO E A OCORRÊNCIA DE *Pteridium aquilinum*

A degradação florestal está altamente relacionada com o aumento da incidência das samambaias (ALONSO-AMELOT, 1999; SILVA-MATOS et al., 2005; MARRS; WATT, 2006). Em áreas onde ocorrem incêndios frequentemente, *P. aquilinum* (L.) Kuhn domina a área completamente, pois seu rizoma é subterrâneo e rebrota facilmente após o fogo (SILVA-MATOS et al., 2002). O acúmulo de biomassa seca nas áreas dominadas por *P. aquilinum* contribui ainda mais para aumentar a ocorrência dos incêndios (SILVA-MATOS; BELINATO, 2010), pois a área fica muito inflamável (SNOW; MARRS, 1997).

A ocorrência de incêndios florestais na Mata Atlântica e conseqüente expansão das gramíneas e samambaias tem dificultado o estabelecimento de espécies arbustivo-arbóreas (SILVA-MATOS et al., 2005; SILVA; SILVA-MATOS, 2006). Meira Neto (2005) também considerou que essa é uma espécie indicadora dos impactos de ocorrência do fogo.

A presença de *Pteridium* é comum em solos pobres (ALONSO- AMELOT, 1999), com baixos níveis de cálcio e fósforo (DURÃO et al., 1995). Como a presença de *Pteridium* pode aumentar a ocorrência de fogo (SILVA-MATOS; BELINATO, 2010), então este pode ser um ciclo contínuo, visto que a ocorrência de incêndios pode provocar empobrecimento do solo, o que facilitaria ainda mais a invasão da samambaia.

O empobrecimento do solo através do fogo pode ocorrer em duas situações: Em incêndios de alta intensidade, que queimam, volatilizam ou dispersam quase toda a matéria orgânica e a maior parte dos nutrientes ou por meio de queimas sucessivas que reduzem gradualmente o aporte de nutrientes do solo sem permitir a sua recomposição (SOARES, 1995).

O banco de sementes do solo tem um papel fundamental na sucessão e restauração florestal de áreas alteradas (MARTINS, 2009a) e por isso algumas pesquisas tem sido realizada para verificar se a ocorrência de incêndio contribui para a infestação do banco de sementes por *P. aquilinum*. Em estudos realizados por Silva e Silva-Matos (2006) na Mata Atlântica, no Rio de Janeiro, em quatro áreas com diferentes históricos de fogo, observaram que a família dominante no banco de sementes em três locais de estudo foi a Dennstaedtiaceae, sendo esta representada exclusivamente por *P. aquilinum* (L.) Kuhn, o que poderia afetar a regeneração natural da floresta. Na área mais preservada *P. aquilinum* não dominou o banco de sementes. Resultados diferentes foram encontrados por Tibério et al. (2009) que avaliaram o efeito do fogo sobre banco de sementes do solo, antes e após a queima, numa área de cerrado, invadida por *Pteridium* e verificaram que a presença do fogo levou a um empobrecimento do banco de sementes, com o aumento da presença de espécies invasoras e redução de espécies nativas. Mas, do total de indivíduos germinados, nenhum era de *Pteridium*. Esses resultados corroboram os encontrados por Ghorbani et al. (2006) que também realizou estudos com bancos de sementes de áreas invadidas por *P. aquilinum*. Possivelmente, isso ocorreu devido a uma baixa longevidade dos esporos no solo.

Outros estudos também foram realizados, na Mata Atlântica, envolvendo áreas perturbadas pelo fogo e a invasão de *P. aquilinum*. Martini (2002) ao analisar a estrutura e composição da vegetação em sub-bosque, clareiras naturais e área perturbada por fogo em floresta tropical no sul da Bahia, verificou que *P. aquilinum* foi uma das três espécies mais abundantes na área queimada ocorrendo apenas neste ambiente. Este autor considera que a matriz florestal existente no entorno da área queimada auxiliará

no processo de recuperação deste ambiente. Silva Matos et al. (2005) ao avaliar a sucessão pós fogo em um fragmento de mata atlântica observaram que poucos dias gramíneas e samambaias se espalharam na área, sendo *P. aquilinum* uma das mais dominantes. Silva (1993) avaliando uma área alterada pelo fogo e plantio de café, há trinta anos, na Estação Ecológica de Caratinga observou a presença de *P. aquilinum* nas duas amostragens realizadas (1989 e 1990), sendo a espécie com a segunda maior densidade. O autor considera que a população de *P. aquilinum* está retardando a regeneração florestal, pois há trinta anos não ocorre nenhum tipo de distúrbio e mesmo assim não há vegetação com porte florestal.

No bioma do Cerrado, o efeito provocado pela invasão de *P. aquilinum*, após a ocorrência de incêndio, parece não ser tão severo como no bioma de Mata Atlântica. Isso pode estar relacionado à elevada resistência das espécies de Cerrado ao fogo e às condições adversas do solo (GOTTSBERGER; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, 2006), o que as fazem competir de forma mais eficiente com *P. aquilinum*, após a sua invasão. Pinheiro et al. (2007) observaram em uma área de cerrado, isolada do fogo por 45 anos, a reversão da invasão de *P. aquilinum*.

Apesar da alta resiliência do cerrado (PINHEIRO; DURIGAN, 2009), a elevada produção de serapilheira por *P. aquilinum* pode aumentar a ocorrência de incêndios em ecossistemas naturais (MOONEY; HOBBS, 2000) modificando a estrutura e a composição florística do componente arbustivo-arbóreo em áreas com queimadas freqüentes (MIATTO et al., 2008). Além disso, alguns autores relataram a perda de riqueza de espécies no cerrado devido à ocorrência de fogo e a invasão da espécie *P. aquilinum* (TIBÉRIO et al., 2008; OLIVEIRA, 2010; GUERIN, 2010).

2.5. RESTAURAÇÃO FLORESTAL

A prática da restauração baseia-se na aceleração ou no desencadeamento do processo de sucessão ecológica (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004) e diante dos paradigmas clássico e contemporâneos sobre o funcionamento dos ecossistemas, a escolha entre um deles resulta em diferentes enfoques e objetivos.

Dessa forma, a restauração pode ser realizada no sentido restrito (baseada no paradigma clássico) ou no sentido amplo (baseado no paradigma contemporâneo). No sentido restrito, a restauração implica no retorno completo do ecossistema degradado às condições ambientais originais (vegetação, fauna, solo, hidrologia, etc). No sentido

amplo, o retorno às condições originais não seria o objetivo principal da restauração, e sim restaurar a integridade ecológica do ecossistema, sua biodiversidade e estabilidade no longo prazo (MARTINS, 2009a).

Muitos projetos de restauração de áreas degradadas não obtiveram sucesso, pois eram baseados no paradigma clássico, ou seja, a restauração era realizada no sentido restrito (ENGEL; PARROTA, 2003) o que raramente era possível, pois as condições ambientais após a degradação não permitiam mais o retorno para uma condição idêntica a original (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

Outro fator é que uma área a ser restaurada era considerada uma unidade relativamente isolada de fatores externos desconsiderando os efeitos da vegetação ou tipo do uso do solo em seu entorno (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007; MARTINS, 2009a). De acordo com os autores, dois rumos foram observados nos projetos pioneiros de restauração: o abandono e o retorno à degradação ou a manutenção da vegetação plantada, com alto custo financeiro devido à constante necessidade de replantio de mudas, combate a pragas e eliminação periódica de plantas competidoras.

A restauração também tem sido amplamente utilizada no sentido de caracterizar a aplicação de técnicas e modelos, visando, tal como a restauração ecológica, à criação de condições e processos ecológicos como a ciclagem de nutrientes, dispersão de sementes, sucessão, etc. para formação de um ecossistema com elevada diversidade regional (MARTINS, 2009 a).

A escolha do modelo mais adequado para restaurar áreas degradadas depende de vários fatores como: nível de degradação, disponibilidade de sementes do local (banco de sementes) e da região (fonte de sementes); produção de mudas em viveiros florestais; seleção das espécies; diversidade específica; velocidade de crescimento; estratégias de dispersão; influência da luminosidade; características do solo, entre outros (BARBOSA, 2004).

Dentre os modelos de restauração utilizados atualmente, pode-se citar o de nucleação que se baseia em estudos que mostram que a vegetação remanescente, em uma área degradada, representada por pequenos fragmentos ou até mesmo por árvores isoladas, atua como núcleo de expansão da vegetação, por atrair animais que participam da dispersão de sementes (REIS et al., 1999, 2003). Assim, as ilhas de vegetação se expandem e aceleram o processo de sucessão na área degradada (MARTINS, 2007).

A nucleação tem como princípio a geração de um modelo de facilitação da sucessão, em que uma ou mais espécies introduzidas numa determinada área degradada

modificam as condições ambientais facilitando o estabelecimento de outras espécies (MARTINS, 2009 a).

2.6. TÉCNICAS DE NUCLEAÇÃO

A nucleação pode ser realizada por meio da transposição do banco de sementes do solo, plantio de mudas, transposição de galhada, transposição da chuva de sementes, poleiros naturais e artificiais (REIS et al., 2003; MARTINS, 2009a) e através de semeadura direta e hidrossemeadura (REIS et al., 2003).

2.6.1. Transposição do banco de sementes do solo

Banco de sementes pode ser definido como o estoque de sementes viáveis no solo, desde a superfície até as camadas mais profundas, em uma área e em um determinado momento (ROBERTS, 1981). O banco de sementes em florestas tropicais está envolvido em pelo menos quatro processos: estabelecimento de populações, manutenção da diversidade de espécies, estabelecimento de grupos ecológicos e restauração da riqueza de espécies durante a regeneração da floresta após distúrbios naturais ou antrópicos (BAIDER et al., 1999).

As espécies pioneiras e secundárias iniciais produzem grande quantidade de sementes pequenas, com longa viabilidade no banco, e geralmente são dispersas por pássaros, morcegos e pelo vento. As secundárias tardias não apresentam comportamento padrão quanto ao tamanho e quantidade de sementes (varia conforme a espécie), possuem viabilidade média e são dispersas principalmente pelo vento. As espécies clímax produzem sementes grandes e em pouca quantidade, com tempo de latência curto e são disseminadas principalmente por mamíferos (BARBOSA, 2004).

A densidade do banco de sementes pode ser diminuída devido à ação de predadores, patógenos, perda da viabilidade das sementes ou por distúrbios antrópicos. Durante os processos de degradação, o solo sofre profundas modificações quanto às suas composições química, biológica e estrutural. Dependendo da intensidade e da duração do distúrbio no ecossistema, o solo pode perder a sua resiliência devido a perda de matéria orgânica e a deficiência de sementes no banco (REIS et al., 2003). Se somado a isso, não houver uma matriz vegetacional no entorno para fornecer propágulos, por meio da dispersão, a sucessão secundária será muito lenta, tornando-se

necessárias intervenções antrópicas para que haja recomposição da vegetação natural (VIEIRA; REIS, 2009).

O uso de banco de sementes para recuperação de áreas degradadas é uma prática bastante utilizada (ZANETI, 2008). Mas é recomendada para casos em que o licenciamento ambiental autorizou a supressão da vegetação, sendo uma medida compensatória (MARTINS, 2009a). No caso de empreendimentos que envolvem a degradação de grandes áreas, a transposição da camada fértil do solo merece ser planejada no sentido de haver transposição concomitante ao processo de remoção e degradação (REIS et al., 2003).

Na transposição do banco de sementes, a serapilheira e a camada superficial do horizonte orgânico do solo de uma área com sucessão mais avançada são depositadas nas áreas degradadas próximas, e espera-se que com o tempo essas áreas tornem-se núcleos de alta diversidade de espécies, desencadeando o processo sucessional na área como um todo (MARTINS, 2009a), pois o banco de sementes transposto irá auxiliar no desenvolvimento da micro, meso e macro fauna/flora do solo que são compostas por sementes, propágulos de espécies vegetais pioneiras, microorganismos, fungos micorrízicos, bactérias nitrificantes, minhocas, algas, etc., (VIEIRA; REIS, 2009; REIS et al., 2003) que são importantes na ciclagem de nutrientes, reestruturação e fertilização do solo (REIS et al., 2003). Dessa forma, o objetivo desta técnica é a restauração do solo, componente de grande importância nos ecossistemas, mas pouco focado nos projetos de restauração (REIS et al., 2003).

Quando o banco de sementes é disposto na área perturbada, grande parte das sementes de espécies pioneiras que originalmente estavam enterradas no solo fica na superfície e tendem a germinar. As sementes que, após a transposição, continuarem enterradas e não germinarem comporá o novo banco de sementes na área degradada (REIS et al., 2003).

A vantagem dessa técnica é que já na fase de implantação do projeto de restauração obtêm-se alta diversidade de espécies e que junto com as sementes, outras estruturas reprodutivas, como pedaços de raízes com capacidade de rebrota podem também ser transferidos para a área que se pretende restaurar (MARTINS, 2009 a). Para que haja maior diversidade, Tres (2006) recomenda que vários fragmentos vizinhos da área a ser restaurada devam fazer parte da amostra de solo transposta.

Outra vantagem é que a transposição tem rápido efeito e alto potencial de restabelecimento das interações planta-animal possibilitando a inserção de todas as

formas de vida como arvoretas pioneiras e espécies herbáceo-arbustivas, ocasionando a atração da fauna disseminadora de sementes se tornando uma estratégia importante a ser explorada nas atividades de restauração (BECHARA, 2006).

Discute-se, ainda, se a transposição de solo de comunidades avançadas é preferível à de solo com processo de sucessão intermediária e predominância de biota de caráter mais pioneiro (REIS et al., 2003). Por isso, o autor sugere transpor solos de distintos níveis sucessionais.

Normalmente a coleta do banco de sementes é realizada a uma profundidade de 5 a 10 cm (MARTINS, 2009a). Mas, Rodrigues e Gandolfi (2004) propuseram a retirada de uma camada de até 20 cm de solo.

Miranda Neto et al. (2010) realizaram a transposição do banco de sementes do solo de florestas em dois estádios sucessionais (Floresta secundária inicial e floresta madura) para clareiras abertas de um trecho de pastagem abandonada de *Melinis minutiflora* na Reserva Mata do Paraíso e registraram no período de dez meses 231 indivíduos. Esse estudo mostra que é viável a adoção da técnica de transposição do banco de sementes. Rodrigues et al. (2010) avaliando o potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas, também concluiu que a transposição do banco de sementes é uma metodologia promissora para estimular a restauração desses ambientes, sendo mais eficiente quando se utiliza o solo superficial juntamente com a camada de serapilheira.

Souza et al. (2006) ao avaliar o banco de sementes contido na serapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas observaram que 76, 91% das espécies eram herbáceas e que a serapilheira apresenta potencial para recuperação de áreas degradadas dependendo das condições climáticas, edáficas e de manejo adequado.

2.6.2. Plantio de mudas

A formação de núcleos ou ilhas de vegetação através do plantio de mudas de espécies arbustivo-arbóreas busca criar pequenas manchas de floresta com alta diversidade de espécies numa paisagem degradada, que, com o decorrer do tempo, irradiarão para toda área (MARTINS, 2009a).

De acordo com Reis e Três (2007) plantio de mudas é uma forma efetiva de ampliar o processo de nucleação. Ele pode ser realizado ao acaso, com espaçamento

definido ou de forma adensada. Um exemplo de plantios adensados é a formação dos chamados “grupos de Anderson”, onde 3, 5 ou 13 mudas, são plantadas em um espaçamento de 0,5 metros de distância, de forma homogênea ou heterogênea. Este pequeno grupo tende a favorecer as mudas centrais para o crescimento em altura e as laterais para o desenvolvimento de ramificações. O conjunto se comporta como se fosse um único indivíduo (ESPINDOLA et al., 2006). Os autores recomendam introduzir no máximo 300 mudas/ha, sendo necessário aplicar os tratamentos silviculturais como capina, adubação até que o mesmo tenha formado um núcleo sombreado capaz de propiciar o desenvolvimento de espécies mais esciófilas.

O plantio de mudas em área total é geralmente oneroso e tende a fixar a composição no processo sucessional por um longo período, promovendo apenas o crescimento dos indivíduos das espécies plantadas (REIS et al., 2003). Dessa forma, a produção de ilhas como defendido por Reis et al. (1999) e Kageyama e Gandara (2000) sugere que a formação de pequenos núcleos com ervas, arbustos, lianas e árvores atraem predadores, polinizadores, dispersores e decompositores para os núcleos formados. O que gera, rapidamente, condições de estabelecimento e reprodução de outros organismos. Martins (2009a) também recomenda a utilização de espécies atrativas à fauna. Pássaros e morcegos procuram as árvores das ilhas de vegetação como poleiro e fonte de alimento, e como se deslocam a grandes distâncias, espalham as sementes ao longo da área degradada bem como trazem sementes de outros fragmentos e as dispersam na ilha e nas áreas ao redor, auxiliando o processo de sucessão secundária nessas áreas (MARTINS, 2011). Reis et al. (1999) constataram que algumas plantas, de forma especial, quando frutificadas, exercem uma grande atração sobre a fauna, pois atraem tanto os animais que vêm se alimentar de seus frutos como aqueles que as utilizam para predação de outros animais.

Uma boa maneira de formar núcleos de alta diversidade é a introdução de plantas de sub-bosque. Como essas são normalmente espécies de sombra, para que sejam introduzidas é necessário que um determinado nível de cobertura do solo já esteja sendo fornecido pelas espécies arbóreas (MARTINS, 2009a). O autor cita que o plantio das mudas de espécies de sub-bosque deve ser realizado a partir do segundo ou terceiro ano após o plantio das arbóreas, dependendo da evolução da cobertura que estas produzirem.

O enriquecimento com espécies arbustivas de sub-bosque é importante para a conservação dessas espécies, para atrair dispersores e dificultar a invasão ou

permanência de espécies exóticas. As mudas podem ser conseguidas em áreas onde a vegetação será suprimida, uma vez que dificilmente são encontradas em viveiros florestais (MARTINS, 2009a).

2.6.3. Transposição de galhadas

Outra forma de implantação de núcleos ou ilhas de vegetação que vem sendo testada é a utilização de galhadas, ou seja, os restos vegetais (galhos, folhas e material reprodutivo) da floresta. Parte-se do pressuposto que esses restos vegetais são fontes de sementes de espécies arbustivo-arbóreas e de outras formas de vida como as plantas epífitas, de nutrientes e de matéria orgânica e, dessa forma, após a germinação, as plântulas encontrarão condições mais adequadas para seu estabelecimento (MARTINS, 2011). Reis et al. (2003) consideram que além disso, a deposição de restos vegetais em uma área constitui abrigo e microclima adequados para diversos animais, como roedores, cobras e avifauna, pois são locais para ninhos e alimentação. As leiras normalmente são ambientes propícios para o desenvolvimento de larvas de coleópteros decompositores da madeira, cupins e outros insetos e também, se tornam um ambiente propício para a germinação e desenvolvimento de sementes de espécies mais adaptadas aos ambientes sombreados e úmidos.

O material vegetal é depositado em pilhas com área de no mínimo 2 x 2 m e altura de aproximadamente 0,50 m, ou em leiras dentro de grandes áreas degradadas, formando ilhas de restos vegetais (MARTINS, 2009a).

2.6.4. Transposição da “chuva” de sementes

A chuva de sementes é a quantidade de semente que chega até um determinado local via dispersão e representa a principal forma de entrada de sementes no banco do solo (MARTINS, 2009a), podendo ocorrer pela ação de agentes bióticos (fauna) ou abióticos (vento e água). A sua intensidade depende da proximidade de áreas com cobertura vegetal e da ação dos vetores de dispersão. Em áreas degradadas, a ação dos agentes bióticos fica comprometida, prevalecendo os agentes abióticos (REIS et al., 2003).

Para a transposição da chuva de sementes, é necessário coletar as sementes, antes que estas atinjam o chão da floresta, o que pode ser feito por meio do uso de

coletores. Após a coleta é realizada a transposição através da semeadura direta das sementes nas áreas que serão recuperadas (MARTINS, 2009a).

Em estudo sobre chuva de sementes realizado no período de dois anos em uma floresta secundária no Campus da UFV, em Viçosa, MG, foram coletadas 16.986 sementes, em 25 coletores distribuídos na floresta (CAMPOS, 2007). Em outro trabalho, Martins e Rodrigues (1999) também encontraram grande variedade de sementes de espécies arbóreas e arbustivas em coletores instalados no interior de clareiras de uma floresta estacional semidecidual de Campinas, SP.

2.6.5. Poleiros naturais e artificiais

Nas florestas tropicais, a forma mais freqüente de dispersar as sementes é através dos animais (zoocoria). Cerca de 60 a 90% das espécies vegetais da floresta são adaptadas a esse tipo de transporte (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1992). Dessa forma, os poleiros artificiais ou naturais propiciam ambientes para que animais como aves e morcegos possam pousar, constituindo uma das formas eficientes de atrair sementes em áreas degradadas (MARTINS, 2009 a).

Estudos realizados com poleiros naturais por Guevara et al. (1986) mostraram que árvores remanescentes em pastagens funcionam como poleiros naturais para aves e morcegos frugívoros, que os utilizam para repouso (ao cruzarem de um fragmento florestal para outro), proteção, alimentação (poleiros frutíferos) ou residência. Guevara e Laborde (1993) registraram a visita de 47 espécies de pássaros frugívoros e 26 não frugívoros em quatro árvores isoladas de *Ficus* durante um período de seis meses, sendo que houve a deposição de 8.268 sementes de mais de cem espécies. Zimmermann (2001) registrou em quatro indivíduos de *Trema micrantha*, em área urbana, a presença de 18 espécies de aves que consumiram 767 frutos, durante 13 horas.

Dentre diversos tipos de poleiros artificiais, tem-se: poleiro seco, “torre de cipó”, poleiro de cabo aéreo (REIS et al., 2003) e de árvores mortas erguidas (MCCLANAHAN; WOLFE, 1993). McDonnell e Stiles (1983) instalaram poleiros artificiais em campos abandonados e registraram que eles funcionavam como foco de recrutamento de vegetação devido ao incremento na deposição de sementes por aves nesses locais. McClanahan e Wolfe (1993) verificaram que, em área altamente fragmentada, os poleiros para avifauna (árvores mortas erguidas) aceleraram a sucessão inicial, aumentando a diversidade de espécies e a quantidade de sementes em 150 vezes,

principalmente de espécies pioneiras. Esses autores recomendam que os poleiros devam ser associados a outras técnicas de revegetação, como o plantio de espécies raras.

Por ser uma técnica de baixo custo, pode-se, opcionalmente, maximizar sua função, propiciando um ambiente favorável para que as sementes depositadas sob os poleiros possam germinar e produzir plantas nucleadoras. Para isso, recomenda-se colocar sob os poleiros camada de alguma palhada capaz de manter a umidade do solo e alguma matéria orgânica que venha a nutrir as plântulas emergidas ao redor dos poleiros (REIS et al., 2003).

Para promover a conectividade dos fragmentos florestais, os poleiros representam uma boa estratégia. São depositadas sementes nas áreas degradadas através de uma diversidade de espécies atraídas pelos poleiros, formando um núcleo alogênico e tornando o ambiente propício para conectar a área degradada a fragmentos próximos (REIS; TRES, 2009).

2.6.6. Semeadura direta e hidrossemeadura

As áreas degradadas necessitam de propágulos (esporos, sementes, etc.) que recolonizem a área. Uma ação urgente consiste na formação de um novo banco de sementes e a cobertura do solo para que ocorra a retomada da resiliência ambiental. Processos de semeadura são as formas mais diretas para recompor o banco e a cobertura da área (REIS et al., 2003).

A escolha da espécie é muito importante para desencadear o processo de sucessão na área degradada. A utilização de espécies pioneiras, por exemplo, promovem a colonização inicial dos núcleos de forma rápida, promovem a ciclagem de nutrientes, protegem as espécies não pioneiras, debilitam as gramíneas competidoras e atraem a fauna local que irá interagir nos processos de polinização e dispersão de sementes. Recomenda-se que a semeadura seja realizada com espécies dos estágios iniciais e finais (KAGEYAMA et al., 1992).

Além do crescimento rápido, também recomendam a utilização de espécies que desenvolvam um sistema radicular profundo, para promoverem a percolação de água e de nutrientes e a aeração do solo, necessárias para o desenvolvimento de microorganismos; que contribuam para o acúmulo de matéria orgânica e nutrientes no solo (REIS et al., 2003) e que sejam atrativas à fauna (MARTINS, 2009 a).

A sementeira pode ser realizada de forma direta ou por meio da hidrossemeadura ecológica, devendo ser feitas com alta diversidade (REIS et al., 2003). A sementeira direta possui a vantagem de redução de custos e possibilita a recolonização de áreas degradadas com maior rapidez (SANTOS JÚNIOR, 2000). A hidrossemeadura ecológica é uma versão mecanizada de sementeira onde uma mistura de sementes, água, fertilizante e agentes cimentantes são lançados no solo e favorecem a aderência das sementes ao substrato na área a ser restaurada (REIS; TRES, 2008). A hidrossemeadura é muito utilizada para cobertura vegetal de taludes rodoviários e em áreas degradadas pela mineração (MARTINS, 2009a). Mas a utilização dessa técnica, também é viável para áreas degradadas inseridas em uma matriz florestal, conforme foi observado por Basso (2008) no Parque Estadual da Serra do Mar, em que um ano após a hidrossemeadura, em núcleos, verificou uma densidade de 25,73 indivíduos arbustivo-arbóreos/m².

Para assegurar uma maior taxa de germinação das sementes, em alguns casos é necessária a utilização de tratamentos para quebrar a sua dormência (FERREIRA et al., 2007). O autor considera que além da dormência das sementes, fatores como predação e competição também devem ser monitorados.

2.7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALONSO-AMELOT, M.E. Helecho macho, salud animal y salud humana. **Revista de la Facultad de Agronomía de la Universidad del Zulia**, Maracaibo, v.16, n.5, p. 528-547, 1999.

BAIDER, C.; TABARELI, M.; MONTOVANI, W. O banco de sementes de um trecho de floresta atlântica Montana (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de biologia**, São Carlos, v.59, n.2, p.319-328, 1999.

BARBOSA, L.M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.) **Matas ciliares conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2004. p.289-312.

BASSO, F. A. **Hidrossemeadura com espécies arbustivo-arbóreas nativas para preenchimento de áreas degradadas na Serra do Mar**. 2008. 84 f. Tese (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura Luis de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

BECHARA, F.C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. 2006. 249f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BLANCO, H. G. A importância dos estudos ecológicos nos programas de controle das plantas daninhas. **O Biológico**, São Paulo, v.38. n.10, p.343-350, 1972.

BUDOWSKI, G. Distribution of Tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, Costa Rica, v.15, n.1, p.40-47, 1965.

CAMPOS, E. P. **Fenologia e chuva de sementes em floresta estacional em floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, Minas Gerais, Brasil**. 2007. 65f. Tese (Doutorado em Botânica), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

CLEMENTS, F. E. **Plant succession**: an analysis of the development of vegetation. Washington: Carnegie Institute, 1916. 436p.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, Chicago, v. 111, n.982, p. 1119-1144, 1977.

COWLES, H. C. The ecological relations of vegetation on the sand dunes of Lake Michigan. **Botanical Gazette**, Chicago, v.27, n.2, p.95-117, 1899.

CRONK, Q.C.B; FULLER, J.L. **Plant invaders**. London, Chapman & Hall. 1995. 241p.

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

DEN OUDEN, J. **The role of bracken (*Pteridium aquilinum*) in forest dynamics**. Thesis, Wageningen University, The Netherlands, 2000.

DORST, J. **Por uma ecologia política**: antes que a natureza morra. Tradução Rita Buongermino. São Paulo: Edgard Blücher, 1973. 394p.

DURÃO, C. J. F.; FERREIRA, L. M.; CABRAL, A.; PELETEIRO, C. M. AFONSO, F.; CORREIA, J. Pathological and clinical aspects of bovine enzootic hematuria. **Revista Portuguesa de Ciências Veterinárias**, Portugal, v.150, n.515, p.132-137, 1995.

EGLER, F.E. Vegetation Science Concepts. Initial Floristic Composition: a factor in old vegetation development. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 4, n.6, p. 412-477, 1954.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas**

naturais. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas Florestais, 2003. p.01-26.

ESPINDOLA, M. B.; REIS, A.; SCARIOT, E. C.; TRES, D. R. **Recuperação de áreas degradadas: a função das técnicas de nucleação**. 2006. Disponível em: <http://www.lras.ufsc.br/images/stories/art_marina-ademir.pdf>. Acesso em: 10 de outubro 2013.

ESPÍNDOLA, M. B.; BECHARA, F. C.; BAZZO, M. S.; REIS, A. A recuperação ambiental e a contaminação biológica: Aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, São Paulo, v.18, n.1, p. 27-38, 2004.

FERREIRA, R. A.; DAVIDE, A. C.; BEARZOTI, E.; MOTTA, M. S. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de ecossistemas florestais. **Cerne**, Lavras, v.13, n.3, p. 271-279, 2007.

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

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas Florestais, 2003. p.01-26.

GHORBANI, J. A.; DAS, P.M.; DAS, A.B.; HUGHES, J.M.; MCALLISTER, H. A.; PALLAI, S. K.; PAKEMAN, R. J.; MARRS, R.H.; LE DUC, M.G. Effects of restoration treatments on the diaspore bank under dense *Pteridium* stands in the UK. **Applied Vegetation Science**, Knivsta, v. 6, n. 2, p.189-198, 2006.

GLASS, A. D. M. The allelopathic potencial of phenolic acids associated with the rhizosphere of *Pteridium aquilinum*. **Canadian Journal of Botany**, Canada, v.54, n.21, p. 2440-2444, 1976.

GLEASON, H. A. The structure and development of the plant association. **Bulletin of Torrey Botanical club**, Lawrence, v.44, n.10, p.463-481, 1917.

GLEASON, H. A. The individualistic concept of the plant association. **Bulletin of Torrey Botanical club**, Lawrence, v.53, n.1, p.7-26, 1926.

GLIESSMAM, S. R. The establishment of bracken following fire in tropical habitats. **American Fern Journal**, Arkansas, v.68, n.2, p.41-44, 1978.

GOTTSBERGER, G.; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. **Life in the cerrado: a South American tropical seasonal vegetation**. Ulm: Reta Verland, 2006. 277p.

GUEVARA, S.; PURATA, S.E; VAN DER MAAREL, E. The role of remnant trees in tropical secondary succession. **Vegetatio**, Dordrecht, v.66, n.2, p.77-84, 1986.

GUEVARA, S.; LABORDE, J. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. **Vegetatio**, Dordrecht, v.107, n.108, p.319-338, 1993.

GLENN-LEWIN, D. C., PEET, R. K.; VEBLLEN, T. T. **Plant Succession: theory and prediction**. London: Chapman & Hall, 1992. 352p.

GRAHAM, S. A. An ecological classification of vegetation types. **Michigan Forest: Ann Arbor**, v.1, n.11, p.2, 1955.

GUERIN, N. **Impactos da invasão e mecanismos de regeneração natural do cerradão em áreas ocupadas por *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae) no sudoeste do Estado de São Paulo**. 2010. 84f. Tese (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Espécies invasoras. In: **Indicadores de desenvolvimento sustentável: Dimensão ambiental: biodiversidade**. Rio de Janeiro: IBGE, 2004a. p.124-134.

KAGEYAMA, P.Y. Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP. **Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais**, Piracicaba, v.8, n.25, p.1-5, 1992.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Fundação de Amparo e pesquisa do Estado de São Paulo, 2000. p. 249-269.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, Itajaí, v. 32, n.32, p.165-389, 1980.

LODGE, D. M. Biological Invasion: lessons for ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, London, v.8, n.4, p. 133-137, 1993.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais**. 2.ed. Nova Odessa: Plantarum, 1991. 440p.

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.

MARÇAL, W. S. Aspectos clínicos epidemiológicos da toxidez da samambaia em bovinos. **Ciência Veterinária nos Trópicos**, Recife, v. 5, n.2/3, p.61-69, 2002.

MARGALEF, R. On certain unifying principles in ecology. **American Naturalist**, Chicago, v.97, n.897, p.357-374, 1963.

MARGALEF, R. **Ecologia**. Barcelona: Ed. Omega, 1986. 951p.

MARTINI, A. M. Z. **Estrutura e composição da vegetação e chuva de sementes em sub-bosque, clareiras naturais e área perturbada por fogo em floresta tropical no sul da BAHIA**. 2002. 150 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.22, n.3, p.405-412, 1999.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa, MG: Editora Aprenda Fácil, 2007. 255p.

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

MARTINS, S.V. Técnicas de restauração florestal com alta diversidade. **Revista Ação Ambiental**, Viçosa, v.14, n.45, p.10-11, 2011.

MATOS, D. M. S; PIVELLO, V. R. O Impacto das Plantas Invasoras nos Recursos Naturais de Ambientes Terrestres - Alguns Casos Brasileiros. **Ciência e Cultura**. São Paulo, v.61, n.1, p.27-30, 2009.

MCCLANAHAN, T. R.; WOLFE, R. W. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. **Conservation Biology**, Stockholm, v.7, n.2, p.279-288. 1993.

McDONNELL, M. J.; STILES, E. W. The structural complexity of the old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. **Oecologia**, Berlin, v.56, n.1, p.109-116, 1983.

McNEELY, J.A.; MOONEY, H.A.; NEVILLE, L.E.; SCHEI, P.J.; WAAGE, J.K. (eds). **Global strategy on invasive alien plants**. IUCN: Cambridge, 2001. 50p.

MEIRA NETO, J. A. A.; SOUZA, A. L. S; LANA, J. M.; VALENTE, G. E. Composição florística, espectro biológico e fitofisionomia da vegetação de muçununga nos municípios de caravelas e mucuri, Bahia. **Revista Árvore**, Viçosa, v.29, n.1, p.139-150, 2005.

MIATTO, R. C.; SILVA, I. A.; SILVA-MATOS, D. M. Estrutura e composição de espécies arbóreas em uma área de cerrado dominada por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. (Dennstaedtiaceae), Brasil Central. In: **IX Simpósio Nacional de cerrado: Desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Brasília, DF. 2008.

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

MIRANDA NETO, A. M.; KUNZ, S. H.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. A.; SILVA, D. A. S. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.34, n.6, p.1035-1043, 2010.

MOONEY, H.; HOBBS, R. **Invasive Species in a Changing World**. Washington: Island Press, 2000. 457p.

MORELLATO, L.P.; LEITÃO-FILHO, H.F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P. (Coord.) **História Natural da Serra do Japi: Ecologia e preservação de uma floresta no Sudeste do Brasil**. São Paulo: Editora da UNICAMP/FAPESP, 1992. p.112-141.

ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. **Science**, United States, v. 164, n.3877, p. 262-270, 1969.

OLIVEIRA, M. C. **Vinte e quarto anos de sucessão vegetal na mata de galeria do Córrego Capatinga, na Fazenda Água Limpa, Brasília, Brasil**. 2010. 195f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

ORLÓCI, L. Conjectures and scenarios in recovery study. **Coenoses**, Trieste, v. 8, n.3, p. 41-148, 1993.

PAGE, C. N. The taxonomy and phytogeography of bracken – a review. **Botanical Journal of the Linnean Society**, Scotland, v.73, n.3, p.1-34, 1976.

PARKER, I. M. et al. Impact toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, Netherlands, v.1, p.3-19, 1999.

PICKETT, S. T. A. Sucesion: an evolutionary interpretation. **American Naturalist**, Chicago, v. 110, n.971, p.107-119, 1976.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L. Vegetation Dynamics. In: van der Maarel(ed). **Vegetation Ecology**, Blackwell Publishing, Oxford, P. 172-198, 2005.

PINHEIRO, E. S.; DE MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Reversão da invasão de *Pteridium aquilinum* na Estação Ecológica de Assis, SP. In: 58º CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 1., 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2007. CD-ROM.

PINHEIRO, E. S.; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 441-454, 2009.

PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2000. 252p.

PIVELLO, V. R. **Invasões biológicas no cerrado Brasileiro**: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. 2011. Disponível em: <www.ecologia.info/cerrado.htm>. Acessado em 30/08/2013.

REIS, A., ZAMBONIN, R. M.; NAKAZONO, E. M. **Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, Caderno 14, 1999. 42 p.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza e Conservação**, Goiás, v.1, n.1, p.28-36, 2003.

REIS, A.; TRES, D. R. Nucleação: integração das comunidades naturais com a paisagem. In: FUNDAÇÃO CARGILL. **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo: Fundação Cargill, 2007. p.109-143.

REIS, A.; TRES, D.R. (Org.). **Novos Aspectos na Restauração de Áreas Degradadas**. Apostila, Florianópolis, 2008.

REIS, A.; TRES, D. R. Nucleação como proposta sistêmica para a restauração da conectividade da paisagem. In: TRES, D. R.; REIS, A. 1(Ed.). **Perspectivas sistêmicas para a conservação e restauração ambiental: do pontual ao contexto**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 2009. p. 11- 98.

ROBERTS, H. A. Seed Banks in the soil. **Advances in Applied Biology**, Cambridge, v.6, n.1, p.1-55, 1981.

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

RODRIGUES, B, DIAS.; MARTINS.; S, V.; LEITE, H. G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n.1, p. 65-73, 2010.

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

RICHARDSON, D. M.; PYSEK, P.; REJMANEK, M.; BARBOUR, M. G.; PANETTA, F. D.; WEST, C. J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definition. **Diversity and Distribution**, Dublin, v.6, n.2, p. 93-107, 2000.

SANTOS JÚNIOR, N.A. **Estabelecimento inicial de espécies florestais nativas em sistema de semeadura direta**. 2000. 96p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2000.

SAKAGAMI, C. R. **Pteridófitas do Parque Ecológico da Klabin, Telêmaco Borba, Paraná, Brasil**. 2006. 212 f. Dissertação (Mestrado em Botânica)- Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2006.

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

SILVA, L. V. C. Comparação fitossociológica entre duas amostragens numa área de clareira em anos consecutivos, Estação Biológica de Caratinga, MG. **Acta Botanica Brasilica**. Belo Horizonte, v.7, n.2, p. 119-127, 1993.

SILVA-MATOS, D.M.; SANTOS, C.J.; CHEVALIER, D.R. Fire and restoration of the largest urban forest of the world in Rio de Janeiro City, Brazil. **Urban Ecosystems**, United States, v. 6, n.3, p. 151–161, 2002.

SILVA-MATOS, D.M.; FONSECA, G.D.F.M.; SILVA-LIMA, L. Differences on post-fire regeneration of the pioneers *Cecropia glazioui* and *Trema micrantha* in a lowland Brazilian Atlantic Forest. **Revista de Biología Tropical**, Costa Rica, v. 53, n. 1-2, p.1-4, 2005.

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**, London, 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.

SNOW, C.S.R.; MARRS, R. H. Restoration of *Calluna* heathland on a bracken *Pteridium*- infested site in North West England. **Biological Conservation**, Great Britain, vol. 81, n.12, p. 35-42, 1997.

SOARES, R. V. Queimas controladas: prós e contras. In: I FÓRUM NACIONAL SOBRE INCÊNDIOS FLORESTAIS, 1., 1995, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, 1995, p.6-10.

SOUZA, P. A.; VENTURIN, N.; GRIFFITH, J. J. Avaliação do banco de sementes contido na serapilheira contido na serapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. **CERNE**, Lavras, MG, v. 12, n. 1, p. 56-67, 2006.

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetation concepts and terms. **Ecology**, Washington, v. 16, n.3, p.284-307, 1935.

TAYLOR J. A. Bracken, an increasing problem and a threat to health. **Outlook Agricultural**, London, v.10, n.6, p.298-304, 1980.

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

TIBÉRIO, F. C. S. ; XAVIER, R. O. ; SILVA MATOS, D. M. Estrutura Populacional da invasora *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae) na Reserva Recor, Brasília, DF.. In: II Simpósio de Ecologia do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, 2., 2008. **Anais...** São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 2008, p. 388-391.

TILMAN, D. The resource-ratio hypothesis of plant succession. **American Naturalist**, Chicago, v.125, n.6, p.827-852, 1985.

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

TRES, D.R. **Restauração ecológica de uma mata ciliar em uma fazenda produtora de Pinus taeda L. no norte do Estado de Santa Catarina**. 2006. 85p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

VIEIRA, N. K.; REIS, A. Transposição de solo como técnica nucleadora de restauração em ambiente de restinga. In: TRES, D. R.; REIS, A. 1 ed. **Perspectivas sistêmicas para a conservação e restauração ambiental**: do pontual ao contexto. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, p. 191-193, 2009.

WATT, A. S. Pattern and process in the plant community. **Journal of Ecology**, Oxford, v.35, n.2, p.1-22, 1947.

WHITMORE, T. C. **Tropical rain forest of the Ear East**. Oxford: Claredon Press, 1975. 296p.

WILLIAMSON, M. H.; FITTER, A. The characters of successful invaders. **Biological Conservation**, Great Britain, v.78, n.1-2, p.163-170, 1996.

WHITTAKER, R. H. A consideration of climax theory: the climax as a population and pattern. **Ecological Monographs**, Washington, v. 23, n.1, p. 41-78, 1953.

WHITTAKER, R. H. Communities and Ecosystems. **New York**: MacMillan Publishing, 1975. 147p.

ZANETI, B. B. **Avaliação do potencial do banco de propágulos alóctone na recuperação de uma área degradada de Floresta Ombrófila Densa Aluvial, no município de Registro, SP**. 2008. 115f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2008.

ZILLER, S. R. Plantas exóticas: a ameaça da contaminação biológica. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.30, n.178, p.77-79, 2001.

ZIMMERMANN, C. E. O uso da grandíuva, *Trema micrantha* Blume (Ulmaceae), na recuperação de áreas degradadas: o papel das aves que se alimentam de seus frutos. **Melopsittacus Publicações Científicas**, Belo Horizonte, v.1, n.4, p.177-182, 2001.

3. CAPÍTULO 1- POTENCIAL DE REGENERAÇÃO DE UMA ÁREA INVADIDA POR *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn NO PARQUE NACIONAL DO CAPARAÓ, COM BASE NO BANCO DE SEMENTES DO SOLO

3.1. INTRODUÇÃO

O banco de sementes do solo compreende as sementes viáveis, em estado de dormência real ou imposta, presentes na superfície ou no interior do solo, em uma área e em um determinado momento (SIMPSON et al., 1989), sendo composto, principalmente, por sementes de espécies iniciais da sucessão ecológica (MARTINS, 2009 a), que compõem o banco de sementes persistente do solo (GARWOOD, 1989). A habilidade das sementes de determinadas espécies em permanecerem dormentes no banco é uma importante estratégia para recolonizar áreas após distúrbios (RICHARDS, 1998).

A existência de um banco de sementes é condicionada por um sistema dinâmico de entradas e saídas de sementes no solo que são influenciadas por uma série de fatores bióticos e abióticos. As entradas, nesse sistema, ocorrem através da chuva de sementes, da dispersão e do revolvimento do solo por diferentes grupos de animais, fogo, água, etc., enquanto germinação, predação, morte fisiológica e transferência para camadas profundas do solo são as principais vias de saída (RIBAS; KAGEYAMA, 2004). As entradas e saídas controlam diretamente a composição de espécies, a densidades de sementes (SIMPSON et al., 1989) e a reserva genética (ROIZMAN, 1993).

O banco de sementes em florestas tropicais está envolvido em pelo menos quatro processos: manutenção da diversidade de espécies, estabelecimento de populações de plantas, estabelecimento de grupos ecológicos e restauração da riqueza de espécies durante a regeneração da floresta após distúrbios naturais ou antrópicos (BAIDER et al., 1999).

Além disso, o banco de sementes do solo é um dos principais mecanismos que controlam a regeneração natural, após a abertura de grandes clareiras na floresta tropical (GARWOOD, 1989). Portanto, o estudo dos fatores que controlam a dinâmica do banco de sementes, como a composição, a densidade e as estratégias das espécies no banco são de fundamental importância para conhecer o potencial de regeneração de uma floresta que sofreu algum tipo de perturbação, para aplicar técnicas de restauração em ecossistemas degradados, bem como avaliar e monitorar ecossistemas em restauração.

Os distúrbios provocados no ecossistema contribuem para que as espécies pioneiras presentes no banco de sementes do solo encontrem condições favoráveis para germinarem e se estabelecerem. Então, elas são responsáveis por desencadear o processo de sucessão nessas áreas. Mas, se um banco de sementes possuir elevada

densidade de espécies exóticas invasoras, elas podem competir com as espécies nativas, diminuindo o potencial de regeneração do ecossistema (MARTINS, 2009 a).

A espécie *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, considerada invasora no Brasil (TAYLOR, 1980), tem dominado diversas áreas do Parque Nacional do Caparaó, principalmente após a ocorrência de incêndios que, geralmente, são de causa antrópica. Dependendo do grau de infestação, a regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas ocorre sob forte inibição ou pode nem mesmo acontecer. O que torna *P. aquilinum* uma potencial invasora é a sua adaptação à ambientes alterados, como em solos ácidos e pobres (ALONSO-AMELOT, 1999), além da capacidade que os seus esporos possuem de alcançar áreas distantes com facilidade e rapidez (TROTTER, 1999).

No Brasil, praticamente inexistem trabalhos sobre o banco de sementes de áreas invadidas por *P. aquilinum*. Assim, este estudo poderá contribuir para a escolha do manejo mais adequado das áreas invadidas, bem como conhecer a resiliência da floresta do entorno, caso haja novos distúrbios.

Dessa forma, o objetivo do estudo foi avaliar se a presença de *P. aquilinum*, compromete o banco de sementes do solo de uma área invadida por esta espécie e do seu entorno no PARNA Caparaó, a fim de compreender o atual estado de resiliência dessas áreas.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Área de Estudo

O trabalho foi realizado no Parque Nacional do Caparaó, MG (20°25'12.9"S e 41° 51'07.4"W), que está localizado na divisa entre os estados do Espírito Santo e Minas Gerais ocupando sete municípios do lado capixaba e quatro do lado mineiro (IBAMA, 1996). O PARNA Caparaó foi criado em 1961 e possui 26.000 hectares sendo uma importante Unidade de Conservação ambiental do Brasil. Sua altitude varia entre 997 metros na sua cota mais baixa, atingindo 2.891,9 metros no Pico da Bandeira, sendo este o terceiro maior pico do Brasil (IBAMA, 2011).

O clima do Parque Nacional do Caparaó é Cwb (Köppen), Tropical de altitude. Possui temperaturas amenas, com médias anuais entre os 19 e 22°C, com máxima absoluta atingindo 36°C e a mínima absoluta, 4° C negativos, nos picos mais altos. A pluviosidade está em torno de 1.200 mm anuais, e as maiores ocorrências de chuvas estão entre os meses de novembro a janeiro (IBAMA, 1996).

Na face leste do maciço do Caparaó, situada no estado do Espírito Santo, predomina a floresta tropical pluvial e na face oeste, no estado de Minas Gerais, conforme a altitude: até 1.800 m, Floresta Tropical Pluvial; de 1.800 até 2.400 m, campos de altitude com formações arbustivas; e acima de 2.400 m, campos limpos incrustados entre os afloramentos rochosos. Os solos dominantes são: Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico, Latossolo Vermelho Escuro Distrófico e Podzólico Vermelho Amarelo, de fertilidade entre baixa e média (IBAMA, 1996).

O trecho de Mata Atlântica em que foram coletados os bancos de sementes localiza-se em Minas Gerais (20°25'0,43" S e 41°51'3,78" W), possui altitude 1.345 metros e é classificado como Floresta Estacional Semidecidual Montana (RIZZINI, 1997; VELOSO et al., 1991) estando em processo de regeneração desde 1961.

A coleta do banco de sementes foi realizada em duas áreas. Uma representa uma grande clareira de aproximadamente de três hectares e encontra-se completamente dominada por *P. aquilinum*. Há indícios de que a invasão de *P. aquilinum* aconteceu após a ocorrência de incêndio na floresta, há cerca de cinquenta anos. A outra coleta foi realizada na floresta do entorno da área invadida por *P. aquilinum*.

3.2.2. Amostragem do banco de sementes do solo e germinação

Na área dominada por *P. aquilinum*, foram lançadas trinta parcelas equidistantes em cinco metros uma das outras, onde foram coletadas trinta amostras de solo e trinta amostras da serapilheira, perfazendo um total de sessenta amostras. Na floresta do entorno da área dominada por *P. aquilinum* foram coletadas trinta amostras de solo, de forma aleatória, a uma distância de até cinquenta metros da borda da floresta.

As amostras do solo e serapilheira foram retiradas com o auxílio de uma moldura de PVC (0,25 x 0,40 metros). Na área interna de cada moldura coletou-se a camada de solo superficial e da serapilheira (Figura 1 e 2) até uma profundidade de 5,0 cm. As amostras foram colocadas em sacos plásticos e transportadas para o Viveiro de Pesquisas do Departamento de Engenharia Florestal na Universidade Federal de Viçosa.



Figura 1- Moldura de PVC utilizada para a coleta do banco de sementes. Local da floresta em que foi coletado o banco de sementes (A).

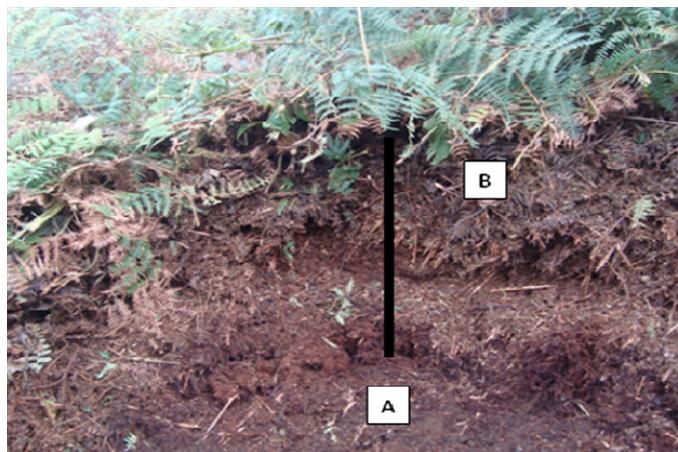


Figura 2- Densa camada de serapilheira formada por *P. aquilinum*. Locais onde foram coletados o banco de sementes do solo da área dominada por *P. aquilinum* (A) e o banco de sementes da serapilheira de *P. aquilinum* (B).

As amostras foram colocadas em 90 bandejas plásticas perfuradas de dimensões 0,25 x 0,40 x 0,05 m, totalizando um volume de solo de 0,15 m³ em uma área 3,0 m², para cada ambiente. As bandejas foram mantidas na casa de vegetação, por seis meses, sob tela tipo sombrite com 50% de sombreamento e aspersão automática diária de água de torneira (Figura 3A). Apesar do experimento ter ficado protegido pela tela de sombra, foram adicionadas três bandejas com areia esterilizada com a função de verificar possíveis contaminações com sementes externas trazidas por vento, animais e outras fontes de contaminação. Todo mês eram realizados rodízios das bandejas, para garantir que todas estivessem submetidas a semelhantes condições ambientais.

Após a emergência das plântulas (Figura 3B), realizou-se a quantificação das espécies arbóreas, arbustivas, herbáceas, trepadeiras e gramíneas. Apenas a espécies arbustivas, arbóreas e a herbácea *Pteridium aquilinum* foram identificadas.



Figura 3- Bandejas na casa de vegetação do Viveiro de Pesquisas do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa (A). Emergência das Plântulas após montagem do experimento (B).

As avaliações dos bancos de sementes foram feitas quinzenalmente por seis meses. Os indivíduos arbustivo-arbóreos foram identificados com o auxílio de especialistas, de bibliografia especializada e consulta no herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa. As espécies foram classificadas em famílias e tiveram os nomes científicos e seus respectivos autores atualizados pela base de dados do Missouri Botanical Garden, através do site www.tropicos.org, de acordo com o sistema do Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009). As espécies foram classificadas quanto à forma de vida (árvore, arbusto, herbácea, gramíneas e trepadeiras), síndromes de dispersão (zoocoria, anemocoria e autocoria) (VAN DER PIJL, 1982) e grupo

sucesionais (pioneira, secundária inicial e secundária tardia), conforme proposto por Gandolfi et al. (1995) e Martins e Rodrigues (2004).

3.2.3. Análise dos dados

Foram calculados o somatório de indivíduos e de espécies das formas de vida, das categorias sucessionais e das síndromes de dispersão. As médias do número de indivíduos e de espécies arbustivo-arbóreas do banco de sementes da floresta, da área dominada por *P. aquilinum* e da serapilheira foram comparados através de Análise de Variância (ANOVA), utilizando-se o teste F e posteriormente aplicou-se o teste de Tukey, em nível de 5% de significância. A mesma comparação foi realizada para o número de indivíduos de *P. aquilinum* nos três bancos. As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do Software STATISTICA 7.0 (STATSOFT, 2004).

Também foram calculados os parâmetros fitossociológicos densidade e frequência em valores absolutos e relativos (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974), o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (MAGURRAN, 1988) e a equabilidade (J') (PIELOU, 1975) utilizando o Software FITOPAC 2.1 (SHEPHERD, 2010).

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram contabilizados 6.759 indivíduos (2.307 ind./m²) no banco de sementes do solo da floresta (entorno da área dominada por *Pteridium aquilinum*), 2.087 indivíduos (713 ind./m²) no banco da área dominada pela samambaia e 724 indivíduos (247 ind./m²) no banco de sementes da serapilheira da samambaia (Tabela 1).

A variação na densidade de sementes no solo está relacionada, entre outros fatores, com o estágio sucessional (LINDNER, 2009), o histórico de perturbação da área, o bioma onde está inserida a floresta (SCHORN et al., 2013) e a sazonalidade do banco de sementes (GROMBONE- GUARATINI; RODRIGUES, 2002).

Em florestas secundárias, como é o caso das áreas desse estudo, é esperado que ocorra maior densidade de sementes (BAIDER et al., 2001), pois o dossel mais aberto possibilita maior densidade de espécies pioneiras que forma o banco persistente (BAIDER et al., 2001; DALLING, 2002). Conforme a floresta torna-se madura, há redução na densidade total das sementes viáveis, bem como na densidade de sementes de pioneiras (BAIDER et al, 2001).

Os estudos com banco de sementes têm apresentado diversos resultados. Em áreas de pastagem, Pereira et al. (2010) amostraram 1.896 ind./m² e Leal Filho (1992), 2.216 ind./m². Em área degradada por mineração, Martins et al. (2008) encontraram 857,6 ind./m². Em uma área suprimida para plantio de eucalipto, Miranda Neto (2011) encontrou 827 ind./m². Todos esses valores foram inferiores ao encontrado para a floresta (2.307 ind. /m²) e superiores ao encontrado para a área dominada por *P. aquilinum* (713 ind./m²) e para a serapilheira (247 ind./m²). Valores superiores, ao obtido no presente estudo, foram encontrados por Baider et al. (2001) (11.028 ind/m²) e Kunz (2011) que amostrou 5.463,8 ind/m² em um trecho de floresta que foi utilizado para pecuária e 3.061,9 ind./m² em área de pastagem.

Silva-Matos et al. (2006) estudando uma área que sofreu incêndio na Mata Atlântica, e que posteriormente foi dominada por gramíneas e *P. aquilinum*, encontraram densidade em torno de 857 ind./m², sendo resultados superiores ao encontrado neste estudo para a área dominada por *P. aquilinum* (713 ind./m²) e para a serapilheira (247 ind./m²). O incêndio na área do estudo de Silva-Matos et al. (2006) ocorreu há 17 anos e na área deste estudo o incêndio ocorreu há mais de 50 anos. Então, a camada de serapilheira na área deste estudo tende a ser maior, podendo interferir na densidade de sementes.

Os menores valores de densidade na área dominada por *P. aquilinum* (713 ind./m²), quando comparados à floresta em seu entorno (2.307 ind./m²), podem ser devidos à dificuldade das sementes em atingirem o solo em função da densa camada de biomassa da samambaia formada na área. Gorbani et al. (2006) e Marrs e Watt (2006) também verificaram que a camada de serapilheira formada por *Pteridium aquilinum* contribui para reduzir a densidade de sementes no solo.

Tabela 1- Listagem das espécies amostradas no banco de sementes do solo da floresta, da área dominada por *P. aquilinum* e do banco de sementes da serapilheira da samambaia no Parque Nacional do Caparaó, MG e caracterização quanto à forma de vida (FV), grupo ecológico (GE) e síndrome de dispersão (SD). Arv. = árvore, Arb. = Arbusto; P = pioneira, Si = secundária inicial, St = Secundária tardia; Zoo. = Zoocoria, Ane. = Anemocoria, Aut. = Autocoria; Her. = Herbácea, Gra. = Gramíneas, Ter. = Trepadeiras. NI = Não identificadas.

Família/Espécie	FV	GE	SD	Banco floresta	Banco samambaia	Banco serapilheira
Asteraceae						
<i>Vernonanthura diffusa</i> (Less.) H. Rob.	Arv	P	Ane	59	5	0
<i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less	Arv	P	Ane	46	1	1
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	Arv	P	Zoo	1	1	2
Cannabaceae						
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Arv	P	Zoo	85	1	1
Dennstaedtiaceae						
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	Her	P	Ane	156	184	160
Euphorbiaceae						
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Arv	P	Zoo	4	0	0
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Arv	P	Zoo	56	0	0
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	Arv	P	Zoo	3	0	0
Fabaceae						
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J. F. Macbr.	Arv	Si	Ane	1	0	0
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Arb	P	Aut	1	0	0
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex collad) H. S. Irwin & Barney	Arv	P	Aut	2	0	0

Continua...

Tabela 1- Continuação.

Família/Espécie	FV	GE	SD	Banco floresta	Banco samambaia	Banco serapilheira
<i>Senna multijuga</i> (Rich) H. S. Irwin & Barney	Arv	Si	Aut	2	0	0
Hyperaceae						
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Arv	P	Zoo	4	1	2
Malvaceae						
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	Arv	Si	Ane	0	0	1
<i>Triumfetta bartramia</i> L.	Arb	P	Zoo	68	0	1
Melastomataceae						
<i>Leandra niangaeformis</i> Cogn.	Arb	P	Zoo	66	14	5
<i>Leandra purpurascens</i> (D.C) Cogn.	Arb	P	Zoo	82	30	3
<i>Miconia cinamomifolia</i> (D.C) Naudin	Arv	P	Zoo	74	3	3
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn	Arv	P	Zoo	0	1	1
Meliaceae						
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Arv	St	Zoo	1	0	0
Myrtaceae						
<i>Myrcia rostrata</i> Dc.	Arb	P	Zoo	1	0	0
Piperaceae						
<i>Piper umbellatum</i> L.	Arb	P	Zoo	128	0	1
Rosaceae						
<i>Prunus sellowii</i> Koehne	Arv	Si	Zoo	34	1	0
Rutaceae						
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A. H. L. Juss	Arv	Si	Ane	3	0	2
Salicaceae						
<i>Casearia Sylvestris</i> Sw.	Arv	P	Zoo	291	1	1
Solanaceae						
<i>Solanum cernuum</i> vell.	Arb	P	Zoo	10	3	0
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Arv	P	Zoo	113	0	0
<i>Solanum sp.</i>	Arv	P	Zoo	1	0	0

Continua...

Tabela 1- Continuação.

Família/Espécie	FV	GE	SD	Banco floresta	Banco samambaia	Banco serapilheira
Urticaceae						
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Arv	P	Zoo	270	17	10
NI 1	Her	-	-	2280	1098	485
NI 2	Gra	-	-	2816	0	44
NI 3	Tre	-	-	101	726	1
TOTAL				6759	2087	724

No geral, as formas de vida mais representativas foram as gramíneas, herbáceas e trepadeiras (Tabela 2), sendo que no banco de sementes da floresta predominaram às gramíneas (41,7%) e herbáceas (36,0%), na área dominada por *P. aquilinum*, herbáceas (61,4%) e trepadeiras (34,8%) e no banco de sementes da serapilheira, herbáceas (89,1%) e gramíneas (6,1%).

A presença de grande quantidade de sementes de espécies herbáceas, gramíneas e trepadeiras no banco de sementes do solo, amostradas neste estudo, pode estar relacionada com o ciclo de vida dessas espécies, a grande produtividade de sementes, mecanismos eficientes de dispersão e um dossel mais aberto da floresta secundária, que pode facilitar a dispersão e a incorporação das suas sementes no solo. O predomínio de espécies herbáceas, em florestas secundárias, também foi observado por Baider et al. (2001), Costalonga et al. (2006), Pereira et al. (2010) e Kunz (2011).

O histórico de uso do solo contribui para a composição do banco de sementes (LUZURIAGA et al., 2005), sendo que áreas com vegetação secundária que já foram utilizadas para atividades antrópicas podem possuir banco de sementes formado principalmente por gramíneas ou espécies herbáceas ruderais, as quais permanecem ali por vários anos (BAIDER et al., 2001; MARTINS; ENGEL, 2007; VINHA et al., 2011). Anteriormente a criação do Parque Nacional do Caparaó, a área da floresta era utilizada para pastagem e a área dominada por *P. aquilinum* foi utilizada para cultivo de frutíferas com histórico de ocorrência de incêndio, ou seja, a clareira na floresta atualmente ocupada pela samambaia resultou de atividades antrópicas que favoreceram a invasão pela espécie.

Quando uma floresta sofre um distúrbio, a sucessão secundária se encarrega de promover a colonização da área aberta e conduzir a vegetação através de uma série de estádios (MARTINS, 2009 a), dominados, inicialmente, por herbáceas, seguidas por arbustos e árvores pioneiras, as quais desempenham um papel fundamental no

estabelecimento das espécies que irão compor a floresta madura (BAIDER et al., 2001). Então, as herbáceas têm a função de reiniciar o processo de sucessão através da ocupação dos espaços abertos na comunidade de plantas (ARAÚJO et al., 2004). Porém, a grande densidade de plantas herbáceas, principalmente *P. aquilinum*, presentes neste estudo, pode inibir a regeneração natural das espécies arbustivo-arbóreas, mesmo que estas estejam presentes no banco de sementes do solo ou que cheguem a área, via dispersão de sementes (MARTINS, 2009a).

Considerando apenas os indivíduos arbustivo-arbóreas, registrou-se a presença de 1.406 indivíduos no banco de sementes da floresta, pertencentes a 26 espécies, 22 gêneros e 15 famílias, 79 indivíduos no banco de sementes da área dominada pela samambaia, pertencentes a 13 espécies, 11 gêneros e oito famílias botânicas e 34 indivíduos no banco de sementes da serapilheira da samambaia, pertencentes a 14 espécies, 13 gêneros e nove famílias (Tabela 1), havendo diferença estatística significativa ($p < 0,05$) entre áreas estudadas (Figura 4).

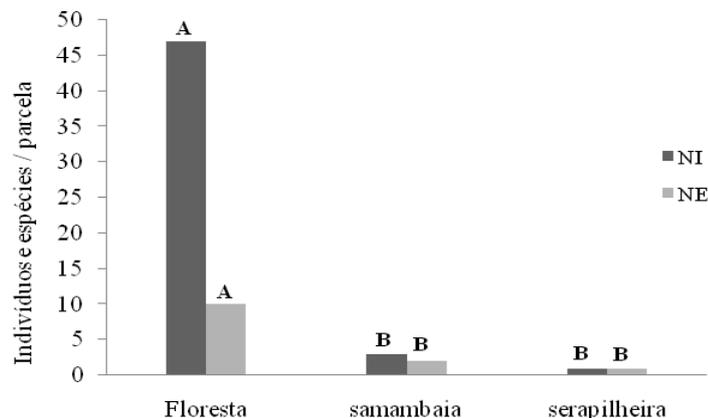


Figura 4- Média do número de indivíduos (NI) e do número de espécies (NE) arbustivo-arbóreas quantificadas no banco de sementes do solo da floresta no entorno da dominada pela samambaia, no banco de sementes da área invadida pela samambaia e no banco de sementes da serapilheira da samambaia. Médias seguidas de letras diferentes diferem significativamente entre si, ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey. Desvios padrão para número de indivíduos e espécies, respectivamente: floresta = 6,2 e 1,2; samambaia = 0,6 e 0,4; serapilheira = 0,3 e 0,2.

Esses resultados mostram que a resiliência da área dominada pela samambaia está comprometida, tendo em vista que houve uma redução significativa tanto em nível de indivíduos como de espécies arbustivo-arbóreas ao se comparar com o banco da floresta, mesmo após um período grande de tempo (50 anos). O que evidencia o caráter inibidor do processo de sucessão exercido por *P. aquilinum*. Em alguns estudos

realizados em áreas dominadas por *P. aquilinum* também foi constatada uma baixa diversidade de espécies arbustivo-arbóreas no banco de sementes e predominância de espécies com banco persistente e com propágulos de pequenas dimensões (PAKEMAN et al., 1996; MITCHEL et al., 1998; SILVA; SILVA-MATOS, 2006; GHORBANI et al., 2006; XAVIER, 2009). Sorreano (2002) e Siqueira (2002), também encontraram um número reduzido de espécies arbustivo-arbóreas e predomínio de espécies herbáceas no banco de sementes em áreas de Mata Atlântica em processo de restauração.

A pequena quantidade de indivíduos arbustivo-arbóreos e a baixa diversidade no banco de sementes da área dominada por *P. aquilinum* podem ser atribuídas, principalmente, a densa camada de serapilheira (até 0,8 m) formada pela samambaia, que impede a chegada de sementes no solo, além de reduzir a radiação solar no nível do solo (SILVA; SILVA-MATOS, 2006; MATOS; BELINATO, 2010) dificultando a germinação e estabelecimento de espécies arbustivo-arbóreas (SANTOS; VÁLIO, 2002; RIBEIRO et al., 2013).

Na área dominada por *P. aquilinum*, houve ocorrência de fogo antes da sua invasão e de acordo com alguns estudos (SILVA; SILVA-MATOS, 2006; TIBÉRIO, 2009; XAVIER, 2009) isso contribui para o empobrecimento do banco de sementes, com aumento da presença de espécies invasoras e redução das espécies nativas (VAN DER VALK; ROGER, 1989). Somado a isso, a elevada produção anual de biomassa seca de *P. aquilinum* pode aumentar a intensidade e a frequência das queimadas em comunidades naturais (MOONEY; HOBBS, 2000), o que pode empobrecer ainda mais o banco de sementes. Por tanto, a invasão de *P. aquilinum* pode modificar a estrutura e a composição florística do componente arbustivo arbóreo em áreas com incêndios frequentes (TIBÉRIO, 2009).

A proximidade de fontes de propágulos pode influenciar positivamente a composição do banco de sementes (COSTALONGA, 2006; MARTINS 2009a), favorecendo a regeneração natural. Mas no caso da área dominada por *P. aquilinum*, os propágulos provenientes da floresta não garantirão a regeneração natural da área, pois além das sementes não chegarem ao solo, a serapilheira também se tornou uma barreira para a germinação das poucas sementes existentes no banco. Dessa forma, abertura de áreas até a exposição do solo, a retirada da serapilheira e a recomposição da vegetação arbórea tornam-se essenciais para desencadear a sucessão nessa área. Para Ghorbani et al. (2006), a sucessão em de áreas colonizados por *Pteridium* dependerá da espessura da camada de serapilheira.

Considerando os indivíduos identificados (arbustivo-arbóreos e *Pteridium aquilinum*), o grupo ecológico de maior destaque foi o das pioneiras com 97,38% na floresta, 99,6% na área invadida por *Pteridium* e 98,45% na serapilheira. Em nível de espécies também teve destaque as pioneiras, variando de 81 a 93% em cada local (Tabela 2). Não foi observada nenhuma espécie secundária tardia no banco de sementes da área dominada por *P. aquilinum* e no banco da serapilheira.

Na floresta no entorno da área com samambaia, foi amostrada apenas uma espécie secundária tardia. A baixa proporção de espécies tardias no banco de sementes da floresta pode ser devido à dormência facultativa dessas espécies, que podem germinar rapidamente e compor o banco de plântulas ou permanecer dormentes diante de condições adversas (KUNZ, 2011) ou porque espécies mais tardias produzem sementes grandes e em menor quantidade (WHITMORE, 1989), sendo mais difíceis de serem incorporadas ao solo (FOSTER, 1986; PIÑA-RODRIGUES, 1990), ficando sujeitas a predação (BAIDER et al., 1999; PIÑA-RODRIGUES, 1990) ou ainda, porque não há espécies secundárias tardias na área.

O banco de sementes de áreas alteradas natural ou antropicamente contribui principalmente para a regeneração das espécies dos estádios iniciais de sucessão, havendo, porém, restrições às espécies de grupos sucessionais mais avançados (COSTALONGA et al., 2006). Em vários estudos em florestas secundárias (SOUZA et al., 2006; MARTINS; EGEL, 2007; MARTINS et al., 2008; RODRIGUES et al., 2010; KUNZ, 2011), também foi observado uma maior proporção de espécies pioneiras no banco de sementes.

Em relação à dispersão, os três locais apresentaram maior número de espécies zoocóricas, correspondendo a 70,37% na floresta, 78,57% na área invadida pela samambaia e 73,33% na serapilheira (Tabela 2), em seguida, destacou-se a anemocórica, em todas as áreas. A dispersão zoocórica é a mais freqüente na Mata Atlântica ocorrendo em 74,5% das espécies desse domínio e a anemocórica ocorre em 20% das espécies (CAMPASSI, 2006).

As espécies pioneiras produzem precocemente muitas sementes pequenas, normalmente com dormência, as quais são predominantemente dispersadas por animais (MACEDO, 1993). A dispersão zoocórica é muito importante na manutenção e aumento da fauna dispersora de sementes no início da formação de uma floresta (FRANCO, 2005), alavancando o processo de regeneração. As plantas investem em variados recursos como arilos e polpas, atraindo diversos animais que irão dispersar as sementes

a grandes distâncias, auxiliando a sucessão secundária de um determinado local (MARTINS, 2009). Miranda Neto (2011), Kunz (2011) e Martins et al. (2008), também constataram que a principal síndrome de dispersão em florestas secundárias também na Zona da Mata Mineira foi a zoocórica.

Com relação ao número de indivíduos, destacou-se a dispersão zoocórica no banco de sementes da floresta (70,37%) e anemocórica no banco da área dominada pela samambaia (72,24 %) e na serapilheira (84,54%) (Tabela 2). A predominância de espécies anemocóricas na área dominada por *Pteridium* é devido a um maior número de indivíduos da samambaia, que possui dispersão anemocórica. Não foi encontrada nenhuma espécie autocórica no banco de sementes da área invadida por *P. aquilinum* e da serapilheira da samambaia.

Tabela 2– Distribuição, por forma de vida, grupo ecológico e síndrome de dispersão, das espécies e indivíduos (entre parênteses) presentes no banco de sementes do solo da floresta no entorno da área dominada por *P. aquilinum*, bem como do banco de sementes do solo e da serapilheira de uma área dominada por *P. aquilinum* no Parque Nacional do Caparaó, MG.

Forma de vida	Floresta	Área invadida pela samambaia	Serapilheira da Samambaia
Árvore	19 (1050)	10 (32)	10 (24)
Arbusto	7 (356)	3 (47)	4 (10)
Herbácea	- (2280)	- (1098)	- (485)
Gramíneas	- (2816)	- (0)	- (44)
Herb./Pteridófitas	1 (156)	1 (184)	1 (160)
Cipós/Trepadeiras	- (101)	- (726)	- (1)
Grupo ecológico			
Pioneiras	22 (1521)	13 (262)	13 (191)
Secundária inicial	4 (40)	1 (1)	2 (3)
Secundária tardia	1(1)	0 (0)	0 (0)
Síndrome de dispersão			
Zoocoria	19 (1292)	11(73)	11 (30)
Anemocoria	5 (265)	3 (190)	4 (164)
Autocoria	3 (5)	0 (0)	0 (0)

Ao comparar a média do número de indivíduos de *Pteridium aquilinum* nos três ambientes (floresta, área dominada pela samambaia e serapilheira), verificou-se que não houve diferença estatística significativa entre os locais ($p < 0,05$) (Figura 5).

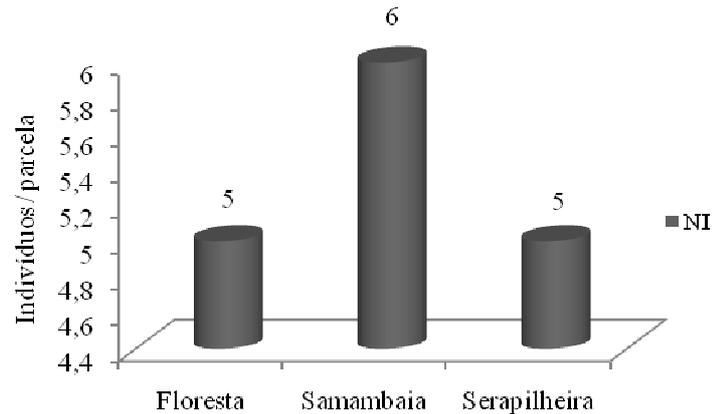


Figura 5- Média do número de indivíduos (NI) de *P. aquilinum* presentes no banco de sementes da floresta, da área invadida pela samambaia e da serapilheira. Não houve diferença significativa entre o número médio de indivíduos nas diferentes áreas, ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey.

Ao contrário desses resultados, Silva e Silva-Matos (2006) avaliando o banco de sementes em quatro áreas impactadas na floresta Atlântica observaram que houve diferença estatística significativa entre o número médio de indivíduos de *Pteridium aquilinum* nos quatro locais, sendo que a área mais perturbada apresentou maior número de indivíduos dessa espécie. Dessa forma, esperava-se que na área dominada por *Pteridium* houvesse uma maior média do número de indivíduos de *P. aquilinum*, tendo em vista que nessa área há uma grande densidade de indivíduos da espécie.

É provável que a serapilheira formada pela samambaia esteja impedindo a chegada dos esporos no solo. Mas isso não é um empecilho para que a espécie se alastre, pois além da reprodução através dos esporos, a rede de rizomas se ramifica profundamente no solo e delas saem os brotos que vão dar origem a um novo indivíduo. Tibério (2009), avaliando o banco de sementes de uma Reserva Ecológica, em Brasília, antes e após o fogo, não encontrou nenhum indivíduo de *Pteridium* no banco de sementes, contrariando os resultados encontrados nesse estudo e de Silva e Silva-Matos (2006). A ausência de esporos no solo pode ser devido a sua baixa longevidade (GHORBANI et al., 2006).

Campos et al., (2009) e Grombone-Guaratini e Rodrigues (2002) consideraram que a composição de espécies na floresta é influenciada pela comunidade vizinha, o que foi observado nesse estudo, pois apesar de ter sido registrado maior número de indivíduos e de espécies no banco de sementes da floresta, observou-se que *P. aquilinum* está invadindo a floresta e contaminando o seu banco de sementes, o que pode gerar problemas no futuro, uma vez que *Pteridium aquilinum* possui uma

reprodução e dispersão de esporos muito eficientes (TROTTER, 1999) e frente a um distúrbio ela poderá dominar a área.

Então, a presença de *Pteridium* na floresta, aliada a baixa densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos comparando-se com as gramíneas e demais herbáceas, indica que a resiliência da floresta poderá ser reduzida, caso haja uma perturbação mais severa. Silva e Silva-Matos (2006) estudando quatro áreas com diferentes históricos de fogo, no Parque Nacional da Tijuca, no estado do Rio de Janeiro, mostraram que nessas áreas, *Pteridium* está se expandindo para dentro da floresta. A presença de *P. aquilinum*, também indica que o banco de sementes deste local da floresta não deverá ser utilizado para restauração de áreas degradadas do Parque Nacional do Caparaó, pois poderão contaminar outras áreas do Parque.

Com exceção do índice de diversidade de Shannon (H') encontrado para o banco de sementes do solo da floresta (2,53), os valores encontrados na área dominada por *Pteridium* (1,16) e da serapilheira (0,87) mostraram que estas áreas possuem uma diversidade baixa. Comparando-se com outros estudos de banco de sementes em Floresta Estacional Semidecidual, observou-se que a diversidade na floresta ($H' = 2,53$) foi inferior ao obtido por Miranda Neto (2011) ($H' = 3,21$), superior ao valor encontrado por Braga et al. (2008) ($H'=2,11$) e similar ao observado por Costalonga (2006) ($H'=2,51$). Todos os valores de diversidade encontrados nesses estudos foram superiores aos observados na área dominada pela samambaia. Martins (1993) cita que o índice de diversidade de Shannon oferece boa indicação da diversidade específica e pode servir para comparar florestas em locais distintos.

Em relação ao índice de equabilidade (J'), o valor encontrado para floresta (0,77) indicou heterogeneidade florística e baixa dominância ecológica. Mas, os valores encontrados para a área dominada pela samambaia (0,44) e para a serapilheira (0,32) mostrou que a área é floristicamente homogênea, com elevada dominância ecológica. O índice de diversidade e a equabilidade auxiliam na caracterização de comunidades vegetais.

Comparando-se com outros estudos, o índice de equabilidade da floresta foi superior ao observado por Braga et al. (2008) ($J' = 0,670$), inferior ao encontrado por Costalonga (2006) ($J' = 0,820$) e similar ao observado por Miranda Neto (2011) ($J' = 0,708$), sendo todos esses valores superiores ao encontrado na área dominada por *P. aquilinum*. Os baixos valores do índice de equabilidade de Pielou encontrado na área dominada pela samambaia possibilitam inferir que há dominância ecológica mais

pronunciada de *P. aquilinum* nessa área, ou seja, há maior concentração de indivíduos dessa espécie no banco de sementes. Dentre os indivíduos identificados, na área dominada por *P. aquilinum* (arbustivo-arbóreos e *P. aquilinum*), 70% pertencem a *P. aquilinum*.

Dentre as dez espécies com maior densidade e frequência no banco de sementes da floresta do entorno da área dominada por *P. aquilinum* (Figura 6A), destacaram-se *Casearia sylvestris* com 18,6% e 9,3%, respectivamente e *Cecropia hololeuca* com 17,3% e 8,7%, respectivamente. *Pteridium aquilinum* apresentou a terceira maior densidade (10,0%), mas quanto a frequência nas parcelas ocupou o sétimo lugar (6,1%), juntamente com *Leandra niangaeformis* e *Micônia cinnamomifolia*, que obtiveram a mesma frequência (6,1%). *Piper umbellatum* obteve a quarta maior densidade (8,2%) e a terceira maior frequência (8,0%), juntamente com *Trema micrantha*, que apresentou a mesma frequência (8,0%).

Tanto *Casearia Sylvestris* como *Cecropia hololeuca* são espécies pioneiras, produzem grande quantidade de sementes com dimensões reduzidas e possuem dispersão zoocórica (GANDOLFI, 2000; KLEIN; SLEUMER, 1984), o que pode explicar a dominância dessas espécies no banco de sementes da floresta deste estudo. Entre as principais espécies arbóreas pioneiras amostradas por Vinha (2008), no banco de sementes de floresta Estacional semidecídua, também estão *Miconia cinnamomifolia*, *Leandra sp.*, *Cecropia sp.*, *Casearia sylvestris* e *Piper sp.*

As famílias com maior densidade no banco de sementes da floresta foram Salicaceae (18,6%) e Urticaceae (13,3%), ambas com apenas uma espécie, sendo *Casearia sylvestris* e *Cecropia hololeuca*, respectivamente. A família Melastomataceae ocupou o terceiro lugar no que diz respeito a densidade (14,2%) e primeiro lugar em relação a frequência (11,2%), juntamente com Salicaceae que também obteve frequência de 11,2%. A família Dennstaedtiaceae, representada apenas por *Pteridium aquilinum*, ficou em quarto lugar quanto a densidade e oitavo lugar em relação a frequência (Figura 6B).

Entre as famílias em destaque amostradas nesse estudo, Salicaceae, Urticaceae, Piperaceae, Solanaceae e Melastomataceae também obtiveram destaque em outros estudos em Floresta Estacional Semidecidual na zona da mata mineira (ARAÚJO et al., 2001; FRANCO, 2005; COSTALONGA, 2006; SILVA e SILVA-MATOS, 2006; BATISTA NETO et al., 2007; BRAGA et al., 2008; MARTINS et al., 2008; VINHA, 2008; MIRANDA NETO, 2011).

É importante ressaltar que na floresta há alta densidade da família Dennstaedtiaceae (4º lugar) e da espécie *P. aquilinum* (3º lugar), mas quanto à frequência a família Dennstaedtiaceae ficou em 8º e a espécie *P. aquilinum* ficou em 7º lugar. Isto pode ser explicado pelo fato do banco de sementes ter sido coletado de forma aleatória, sendo que as amostras mais próximas da borda da floresta são mais propensas a contaminação pelos esporos de *P. aquilinum*.

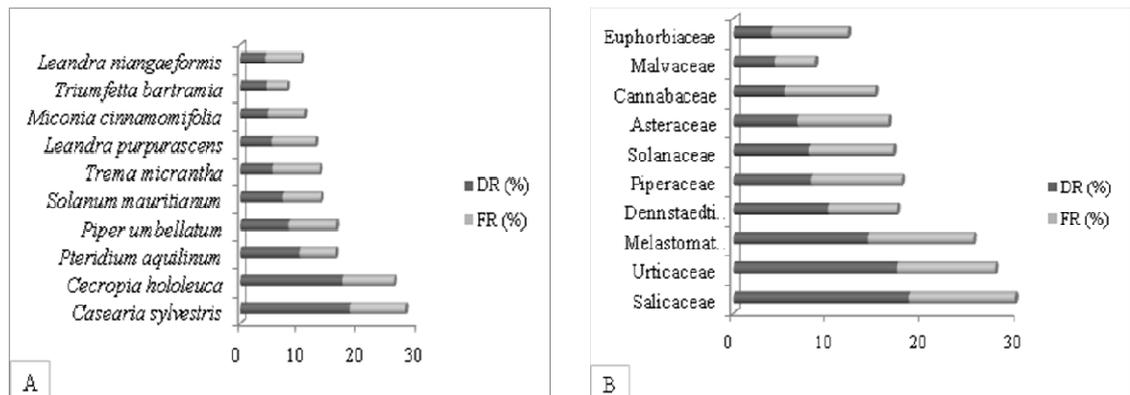


Figura 6– Densidade relativa (DR) e frequência relativa (FR) para as principais espécies (A) e famílias (B) recrutadas no banco de sementes do solo da floresta no entorno da área dominada por *P. aquilinum* no Parque Nacional do Caparaó, MG.

Quanto ao banco de sementes da área dominada por *Pteridium aquilinum* e da serapilheira, observou-se que 70 a 83% dos indivíduos pertencem a essa espécie. A samambaia também foi mais frequente nas parcelas, tanto da área dominada por *P. aquilinum* quanto na serapilheira (Figura 7A e 8A). A família Dennstaedtiaceae, representada apenas por *Pteridium aquilinum*, foi a mais numerosa, mas em relação a frequência, a família melastomataceae, representada por *Leandra niangaeformis*, *Leandra purpurascens*, *Miconia cinnamomifolia* e *Tibouchina granulosa*, teve maior destaque (Figura 7B e 8B). Silva e Silva-Matos (2006) estudando quatro áreas com diferentes históricos de fogo, também verificaram que a família mais numerosa do banco de sementes em todos os locais de estudo, exceto no mais preservado, foi a Dennstaedtiaceae, representada exclusivamente por *Pteridium aquilinum*.

A presença representativa da família Melastomataceae no banco de sementes também foi observada em outros estudos em áreas dominadas por *P. aquilinum* (XAVIER, 2009; TIBÉRIO, 2009; RIBEIRO et al., 2013), e pode ter sido influenciada pela grande produção de sementes que em geral possuem pequenas dimensões (THOMPSON, 1987), havendo uma maior possibilidade de vencerem a barreira imposta pela serapilheira e atingirem o solo.

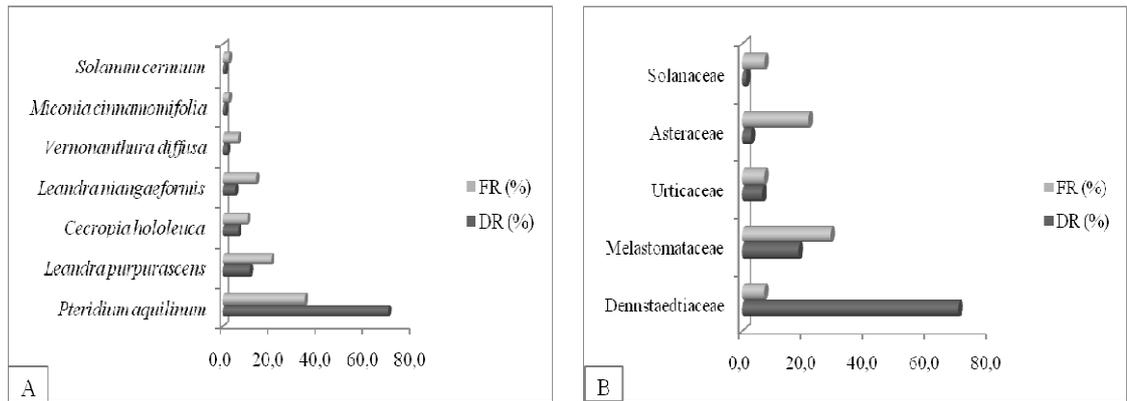


Figura 7- Densidade relativa (DR) e frequência relativa (FR) para as principais espécies (A) e famílias (B) recrutadas no banco de sementes do solo da área dominada por *P. aquilinum* (Samambaia) no Parque Nacional do Caparaó, MG.

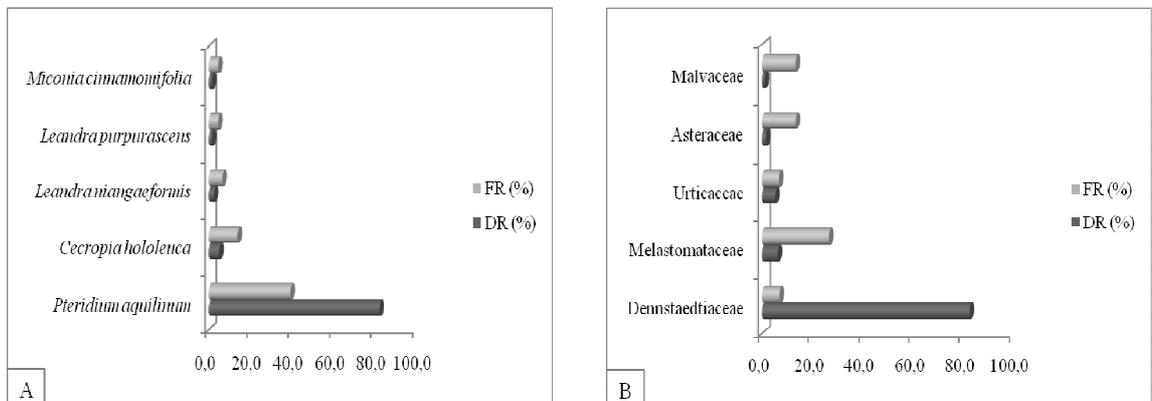


Figura 8- Densidade relativa (DR) e frequência relativa (FR) para as principais espécies (A) e famílias (B) recrutadas no banco de sementes da serapilheira da samambaia no Parque Nacional do Caparaó, MG.

3.4. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O potencial de regeneração da área dominada por *P. aquilinum* está comprometido, pois houve redução significativa do número de espécies arbóreas e grande número de espécies herbáceas no banco de sementes dessa área, comparando-se com a floresta no entorno.

A densa camada de serapilheira da samambaia formada na área dominada por *P. aquilinum* está impedindo a chegada de propágulos e a germinação das poucas sementes presentes no solo, inibindo a sucessão secundária.

A presença de *P. aquilinum* no banco de sementes da floresta no entorno é um indicativo que após a ocorrência de um distúrbio na mesma, esta espécie poderá dominar a área, provocando danos ainda maiores no ecossistema.

Dessa forma, recomenda-se que na área dominada por *P. aquilinum* seja realizado o controle mecânico, a retirada da serapilheira e também, a aplicação de técnicas de restauração, como a nucleação.

Na técnica de nucleação por meio da semeadura, devem-se utilizar espécies pioneiras, de rápido crescimento, visando o sombreamento da samambaia, o enriquecimento do banco de sementes e a ciclagem de nutrientes, dando condições para que espécies de estádios mais avançados consigam estabelecer na área, tendo em vista que a área dominada por *P. aquilinum* encontra-se próxima à floresta. Essa ação contribuirá também para que sejam minimizados os impactos na floresta no entorno dessas áreas.

3.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, M. M.; OLIVEIRA, F. A.; VIEIRA, I. C. G.; BARROS, P. L. C.; LIMA, C. A. T. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 59, p. 115-130, 2001.

ARAÚJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BARROS, P. L. C.; BRENA, D. A. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em floresta estacional decidual ripária, Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 66, p. 128-141, 2004.

APG III - Angiosperm Phylogeny Group III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v.161, n.2, p 105-121, 2009.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. O banco de sementes de um trecho de uma Floresta Atlântica Montana (São Paulo - Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v.59, n.2, p.319-328, 1999.

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

BATISTA NETO, J. P. Banco de sementes do solo de uma floresta estacional semidecidual, em Viçosa, Minas gerais. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 4, p. 311-320, 2007.

BRAGA, A. J. T. et al. Composição do banco de sementes de uma floresta semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. **Revista Árvore**, Viçosa, v.32, n.6, p.1089-1098, 2008.

CAMPASSI, F. **Padrões geográficos das síndromes de dispersão e características dos frutos de espécies arbustivo-arbóreas em comunidades vegetais da Mata**

Atlântica. 2006. 84 f. Dissertação (Mestrado em Agrossistemas) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, 2006.

CAMPOS, E. P.; VIEIRA, M. F.; SILVA, A. F. S; MARTINS, S. V.; CARMO, F. M. S.; MOURA, V. M.; RIBEIRO, A. S. S. Chuva de sementes em Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v.23, n.2, p.451-458, 2009.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa, 2006, p.672.

COSTALONGA, S. R.; REIS, G. G.; REIS, M. G. F.; SILVA, A. F.; BORGES, E. E. L.; GUIMARÃES, F. P. Florística do banco de sementes do solo em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta em Paula Cândido, MG. **FLORESTA**, Curitiba, v. 36, n. 2, p.239-250, 2006.

DALLING, J. W. Ecología de semillas. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. H. (Eds.). **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. Cartago: Libro Universitario Regional, 2002. p.345-375.

FOSTER, S. A. On adaptative value of large seeds for tropical moist forest trees: a review and synthesis. **The Botanical Review**, v.52, n.3, p.260-269, 1986.

FRANCO, B.K.S. **Análise da regeneração natural e do banco de sementes em um trecho de floresta Estacional Semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, MG**. 2005. 72f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2005.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v.55, n.4, p.753-767, 1995.

GANDOLFI, S. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas**. 2000. 551f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade de Campinas, Campinas, 2000.

GARWOOD, N. C. Tropical soil seed banks: a review. *In*: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (Eds.). **Ecology of soil seed banks**. San Diego: Academic Press, 1989, p. 149-209.

GHORBANI, J. A.; 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**, Knivsta, v. 9, p.127-136, 2006.

GROMBONE-GUARATINI, M. T.; RODRIGUES, R. R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.18, n.2, p.759-774, 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Plano de Manejo Parque Nacional de Caparaó**. Brasília. 1996.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Plano de prevenção, controle e combate aos incêndios florestais do PARNA Caparaó e seu entorno**. Alto Caparaó: IBAMA-PREVFOGO, 2011.

KLEIN, R. M.; SLEUMER, H. O. Flacourtiaceae. *In*: Reitz, P. R. **Flora Ilustrada Catarinense**, Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, p.1- 95, 1984.

KUNZ, S. H. **O banco de sementes do solo de sementes do solo e a regeneração natural em diferentes estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual e de pastagem abandonada, Reserva Mata do Paraíso, Viçosa, MG**. 2011. 86 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 2011.

LEAL FILHO, N. **Caracterização do banco de sementes de três estádios de uma sucessão vegetal na Zona da Mata de Minas Gerais**. 1992. 116 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1992.

LINDNER, A. A rapid assessment approach on soil seed banks of Atlantic forest sites with different disturbance history in Rio de Janeiro, Brazil. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v.35, n.5, p.829-8935, 2009.

LUZURIAGA, Q. L. Regenerative role of seed banks following na intense soil disturbance. **Acta Oecologica**, Paris, v.27, n.1, p.57-66, 2005.

MACEDO, A. C. **Revegetação: Matas ciliares e de proteção ambiental**. São Paulo: Fundação Florestal, 1993. 27p.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. London: Croom Hell Limited, 1988. 179p.

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.

MATOS, D. M. S.; 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.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: Universidade de Campinas, 1993. 246p.

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

MARTINS, A. M.; ENGEL, V. L. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v.31, n.3, p.165-174, 2007

MARTINS, S.V.; ALMEIDA, D.P.; FERNANDES, L.V.; RIBEIRO, T.M. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.32, n.6, p.1081-1088, 2008.

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

MARTINS, S.V. **Soil seed bank as indicator of forest regeneration potential in canopy gaps of a semideciduous forest in Southeastern Brazil**. In: Fournier, M.V. (Ed.) *Forest regeneration: ecology, management and economics*. New York: Nova Science Publishers, 2009b. p.113-128.

MITCHELL, R. J., MARRS, R. H., Auld, M. H. D. A comparative study of the seedbanks of heathland and successional habitats in Dorset, Southern England. **Journal of Ecology**, Oxford, v.86, n.4, p.588-596, 1998.

MIRANDA NETO, A. **Avaliação do componente arbóreo, da regeneração natural e do banco de sementes de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG**. 2011. 146 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

MOONEY, H.; HOBBS, R. In Mooney, H. e Hobbs, R. **Invasive Species in a Changing World**. Island Press. Washington DC, 2000. p.65-93.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York, John Wiley & Sons, 1974. 547p.

PAKEMAN, R. J.; HAY, E. Heathland Seedbanks under Bracken *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. **Journal of Environmental Management**, London, v. 47, n.4, p.329-339, 1996.

PEREIRA, I. M.; ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A. Banco de sementes do solo, como subsídio à recomposição de mata ciliar. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 4, p. 721–730, 2010.

PIELOU, E.C. **Ecological diversity**. New York: Jonhon Willey, 1975. 165p.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; COSTA, L. G. S.; REIS, A. Estratégias de estabelecimento de espécies arbóreas e o manejo de florestas tropicais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais...** São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1990. v.3, p.676-683.

RICHARDS, P. W. **The tropical rain forest: an ecological study**. Cambridge: Cambridge University Press, England. 1996. 575p.

RIBEIRO, S. C; BOTELHO, S. A; Fontes, M. A. L; GARCIA, P. O.; ALMEIDA, H. S. Regeneração natural em áreas desmatadas e dominadas por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. na Serra da Mantiqueira, **Cerne**, Lavras, v.19, n. 1, 2013.

RIBAS, L.A.; KAGEYAMA, P.Y. Diversidade e estrutura genética em populações naturais de *Trema micrantha* Trec. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n.66, p.1-20, 2004.

RIZZINI, C. T. **Tratado de Fitogeografia do Brasil: aspectos sociológicos e florísticos**. São Paulo: EDUSP, 1997. 374 p.

RODRIGUES, B. D.; MARTINS, S. V.; LEITE, H. G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas, **Revista Árvore**, Viçosa, v.34, n.1, p.65-73, 2010.

ROIZMAN, L. G. **Fitossociologia e dinâmica do banco de sementes de populações arbóreas de floresta secundária em São Paulo, SP**. 1993. 184f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

SANTOS, S. L.; VÁLIO, I. F. M. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 89-92, 2002.

SCHORN, L. A.; FENILLI, T. A. B.; KRÜGER, A.; PELLENS, G. C.; BUDAG, J. J.; NADOLNY, M. C. Composição do banco de sementes no solo em áreas de preservação permanente sob diferentes tipos de cobertura. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 1, p. 49-58, 2013.

SHEPHERD, G.J. **Fitopac 2.1** - Campinas, Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas, 2010.

SIQUEIRA, L. P. de. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil**. 2002. 116 p. Dissertação (Mestrado em Conservação e Ecossistemas Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

SORREANO, M. C. M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades**. 2002. 145 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

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**, London, v. 15, n. 9, p. 3035-3043, 2006.

SIMPSON, R. L. Seed banks: General concepts and methodological issues. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (Eds.), **Ecology of soil seed banks**. San Diego: Academic Press, USA, 1989. p.3-8.

STATSOFT, INC. **Statistica** - Data analysis software system. Version 7.0.61.0. Tulsa, OK 74104, USA, 2004.

TAYLOR J. A. Bracken, an increasing problem and a threat to health. **Outlook Agricultural**, London, v.10, n.6, p.298-304, 1980.

THOMPSON, K. Seeds and seed banks. **New phytologist**, Britain, v.106, n.1, p.23-24, 1987.

TIBÉRIO, F. C. S. Efeito do fogo sobre banco de sementes do solo em área invadida por *Pteridium arachnoideum* (kauf) maxon na Recor, Brasília, DF, Brasil. In: IX Congresso de Ecologia do Brasil. **Anais do II Congresso de Ecologia do Brasil**, São Lourenço, 2009.

TROTTER, W.R. Is bracken a health hazard? **The Lancet**, Oxford, v.336, n.8730, p.1563-1565, 1999.

UHL, C.; CLARK, K.; CLARK, H.; MURPHY, P. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazonian Basin. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 69, n.2, p. 631-649, 1981.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3 ed. New York: Springer-Verlag, 1982. 214p.

VAN DER VALK, A. G.; ROGER, L.P. Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. In: **Ecology of soil seed banks**, San Diego, Academic Press, 1989. 462 p.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 123 p.

VINHA, D. **Banco de sementes em áreas com diferentes graus de perturbação no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, em São Paulo, SP. 2008. 84 f.** Dissertação (Mestrado em Biologia) – Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2008.

VINHA, D; ALVES, L. F.; ZAIDAN, L. B. P.; GRAMBONE-GUARATINI, M. T. The potential of the soil seed bank for the regeneration of a tropical urban forest dominated by bamboo. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v.99, n.2, p.178-185, 2011.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, Washington, v.70, n.3, p.536-538, 1989.

XAVIER, R. O. Impacto da presença de *Pteridium arachnoideum* no banco de sementes em diferentes ambientes do Estado de São Paulo, Brasil. In: IX CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 9., 2009, São Lourenço. **Anais...**, São Lourenço: SEB, 2009. 47p.

**4. CAPÍTULO 2- RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM ÁREA DOMINADA POR
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn NO PARQUE NACIONAL DO
CAPARAÓ**

4.1. INTRODUÇÃO

Com a intensa devastação das florestas o aparecimento e a disseminação de *P. aquilinum* (L.) Kuhn pelo mundo foi favorecida (CRUZ; BACARENSE, 2004). Em praticamente todos os estados brasileiros já foi registrada a ocorrência dessa espécie (LORENZI, 1991) sendo predominante em áreas abertas e alteradas e geralmente, em solos pobres, ácidos, arenosos, bem drenados e com baixos níveis de cálcio e fósforo (TOKARNIA et al., 2000). Na região sudeste do Brasil, gramíneas e samambaias são comumente encontrados em áreas perturbadas, pastos abandonados e borda de fragmentos florestais remanescentes (SILVA; SILVA-MATOS, 2006).

Em áreas dominadas por *P. aquilinum*, o processo de regeneração florestal pode não ocorrer ou ser muito lento devido forte inibição. Tem sido evidenciado que a camada de sub-bosque denso formada por samambaias aumenta seu impacto sobre a sucessão, diminuindo a quantidade de sementes que alcançam a superfície do solo e pelo sombreamento crescente (MARRS; WATT, 2006). Seus rizomas são subterrâneos o que facilita sua rápida proliferação (FENWICK, 1998) constituindo-se em um impedindo físico a penetração das raízes das espécies nativas, além de diminuir a oferta de nutrientes para as mesmas devido a competição (DEN OUDEN, 2000). *P. aquilinum* também produz substâncias alopáticas que podem dificultar a germinação e o estabelecimento de espécies arbóreas (GLASS, 1976; SILVA-MATOS; SILVA, 2006).

P. aquilinum possui características que a torna uma espécie com alta capacidade de invasão. Produz grande quantidade de esporos que em épocas secas são disseminados pelo vento (TROTTER, 1999) e apresenta grande plasticidade morfológica facilitando a sua adaptação em diversos habitats (GLIESSMAN, 1978).

O Parque Nacional do Caparaó tem enfrentado problemas devido a invasão de *P. aquilinum*, que ocorre geralmente após a ocorrência de incêndios, formando grandes populações. Essa espécie também tem invadido as áreas de plantio dos agricultores da região no entorno do Parque, sendo um problema difícil de ser contornado.

Poucas pesquisas foram encontradas, no Brasil, sobre as metodologias utilizadas para controle de *P. aquilinum*. Por isso, o conhecimento de técnicas de restauração mais apropriadas para essas áreas são de grande utilidade. Dentre as técnicas utilizadas para restauração de áreas degradadas estão as técnicas de nucleação, que podem ser indicadas, principalmente, para áreas não muito extensas e inseridas em matriz florestal (MARTINS, 2009 a). Essas técnicas se baseiam no modelo de facilitação, em que uma

ou mais espécies introduzidas numa determinada área degradada modificam as condições ambientais facilitando o estabelecimento de outras espécies (YARRANTON; MORRISON, 1974; CONNELL; SLATYER, 1977; MARTINS, 2009 a).

Além do baixo custo, as técnicas de nucleação apresentam como vantagem o fato de promover a introdução, em uma área degradada, de uma elevada densidade de sementes de várias espécies nativas e a introdução de estruturas reprodutivas, como pedaços de raízes com capacidade de rebrota. Pode ser realizada através do plantio de mudas, de sementes, da transposição de galhada, da transposição do banco de sementes do solo, da transposição da chuva de sementes e da utilização de poleiros naturais e artificiais (MARTINS, 2009 a).

A transposição do banco de sementes têm sido muito estudada e recomendada para formar núcleos de vegetação em pastagens abandonadas (MIRANDA NETO et al., 2010) e em áreas degradadas pela mineração (MARTINS et al., 2008). Porém, a aplicação dessas e de outras metodologias que promovam a formação de núcleos de vegetação em área dominada por *P. aquilinum*, ainda é praticamente inexistente.

Dessa forma, considerando a agressividade da samambaia e os poucos estudos existentes para restauração de áreas dominadas por essa espécie, o objetivo deste estudo foi avaliar o uso de técnicas de nucleação para estimular a sucessão em uma área do Parque Nacional do Caparaó dominada por *P. aquilinum*.

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Caparaó, MG (20°25'12.9"S e 41°51'07.4"W), que está localizado na divisa entre os estados do Espírito Santo e Minas Gerais, ocupando sete cidades do lado capixaba e quatro do lado mineiro (IBAMA, 1996). Ele foi criado em 1961 e possui 26.000 hectares sendo uma importante Unidade de Conservação ambiental do Brasil. Sua altitude varia entre 997 metros na sua cota mais baixa, atingindo 2.891,9 metros no Pico da Bandeira, sendo este o terceiro maior pico do Brasil (IBAMA, 2011).

O clima do Parque Nacional do Caparaó é Cwb (Köppen), Tropical de altitude. Possui temperaturas amenas, com médias anuais entre os 19 e 22°C, com máxima absoluta atingindo 36°C e a mínima absoluta, 4°C negativos, nos picos mais altos. A pluviosidade está em torno de 1.200 mm anuais, e as maiores ocorrências de chuvas estão entre os meses de novembro a janeiro (IBAMA, 1996).

Na face leste do maciço do Caparaó, situada no estado do Espírito Santo, predomina a floresta tropical pluvial e na face oeste, no estado de Minas Gerais, conforme a altitude: até 1.800 m, Floresta Tropical Pluvial; de 1.800 até 2.400 m, campos de altitude com formações arbustivas; e acima de 2.400 m, campos limpos incrustados entre os afloramentos rochosos. Os solos dominantes são: Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico, Latossolo Vermelho Escuro Distrófico e Podzólico Vermelho Amarelo, de fertilidade entre baixa e média (IBAMA, 1996).

O trecho de Mata Atlântica (IBAMA, 2004) em que foi realizada a pesquisa localiza-se em Minas Gerais (20°25'0,43"S e 41°51'3,78"W), possui altitude 1345 metros e é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (VELOSO et al., 2012; RIZZINI, 1997) estando em processo de regeneração desde 1961. A área de estudo possui três hectares e configura-se como uma grande clareira antrópica dentro de uma matriz florestal (Figura 1), na qual a sucessão secundária vem sendo inibida por *P. aquilinum*, há 50 anos, chegando a formar uma camada de biomassa de 0,80 metros de altura e com indivíduos de *P. aquilinum* atingindo até 3 metros de altura (Figura 2), caracterizando um típico modelo de inibição (CONNELL; SLATYER, 1977). Há indícios que a invasão de *P. aquilinum* aconteceu após a ocorrência de incêndio na floresta, há 50 anos atrás.

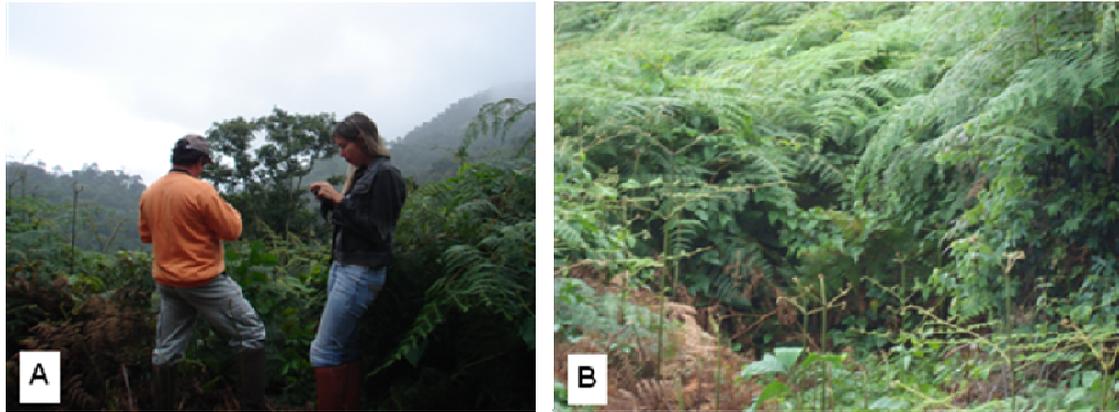


Figura 1- Vista parcial da área de estudo no Parque Nacional do Caparaó (A). Clareira antrópica formada por *P. aquilinum* inserida em matriz florestal (B).



Figura 2- Densa camada de serapilheira formada por *P. aquilinum*.

4.2.2. Experimento de nucleação

Abriram-se, na área ocupada por *P. aquilinum*, dez núcleos ou clareiras de 2 x 2 m, por cada um dos tratamentos avaliados, com espaçamento de 5 m entre clareiras. Nestas áreas abertas, toda a cobertura de *Pteridium aquilinum* foi removida até atingir o solo. No centro de cada clareira foi delimitado uma parcela de 1 x 1 m (Figura 3). Os tratamentos foram: T1-calagem, T2-Transposição banco de sementes e serapilheira, T3-semeadura direta, T4-calagem + transposição banco de sementes e serapilheira, T5-calagem + semeadura direta, T6-Testemunha. Adotou-se o delineamento inteiramente casualizado com dez repetições. Para a distribuição dos tratamentos nas parcelas, anotou-se o tratamento e a repetição em 60 plaquetas de plástico, logo após, elas foram colocadas em um saco plástico e misturadas. Para cada parcela foi sorteado uma plaqueta. Os tratamentos foram aplicados nas parcelas no dia 23 de novembro de 2011.



Figura 3- Remoção da cobertura de *P. aquilinum* (A). Parcela (1 x 1 m) delimitada na área de estudo, após a remoção da serapilheira (B).

No centro de cada parcela do tratamento 1 (calagem), foram coletadas dez amostras de solo utilizando-se o trado holandês, sendo acondicionadas em um saco plástico e encaminhadas para o Laboratório de Análises de Solo da Universidade Federal de Viçosa para análise.

Nos tratamentos 1 (calagem), 4 (calagem+transposição banco de sementes e serapilheira) e 5 (calagem + semeadura) foram aplicados no solo 300 g de calcário, por parcela, sessenta dias antes da montagem do experimento. Nos tratamentos de semeadura (3 e 5), foram semeadas vinte sementes de *Araucaria angustifolia*, em cada parcela, provenientes do LARF (Laboratório de Restauração florestal) da Universidade Federal de Viçosa. Para os tratamentos 2 (transposição banco de sementes e serapilheira) e 4 (calagem + transposição banco de sementes e serapilheira), foram retiradas vinte amostras do banco de sementes da floresta existente no entorno, a uma profundidade de 5 cm (MARTINS, 2009 b) e vinte amostras de serapilheira, com o auxílio de um gabarito (moldura de madeira) com a dimensão de 1,0 m², lançado de forma aleatória no chão da floresta, contudo mantendo-se uma distância de 50 m da borda do fragmento, que em seguida foram acondicionadas em sacos plásticos pretos e imediatamente transportadas e depositadas nas parcelas (Figura 4) devidamente identificadas.

A cada três meses foi realizada manutenções na área, retirando-se todos os indivíduos de *P. aquilinum* ao redor das parcelas.

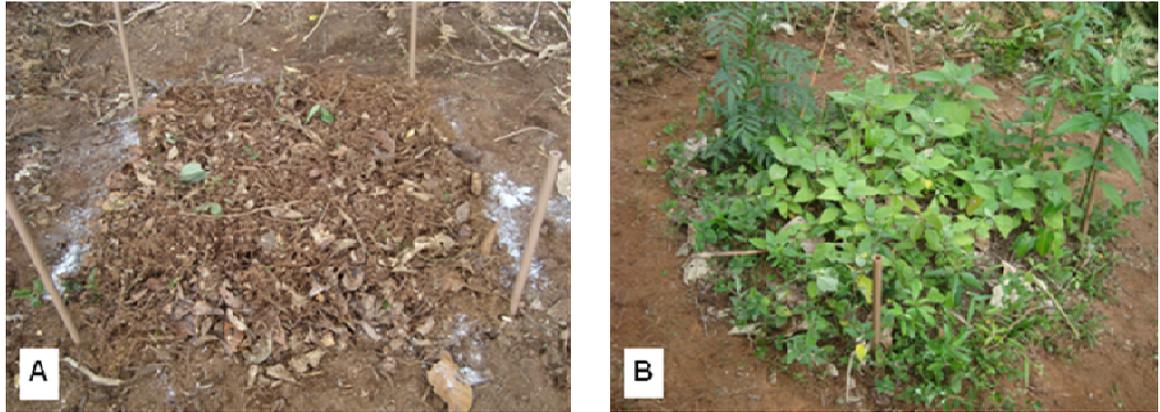


Figura 4- Detalhe das parcelas do tratamento 2 (transposição do banco de sementes e serapilheira + calagem). Na época da transposição (A) e 6 meses após (B).

4.2.3. Coleta e análise de dados

Em cada parcela, após um ano, registraram-se os indivíduos arbustivo-arbóreos, medidos em altura e diâmetro ao nível do solo, e também, foi coletado o material botânico para identificação no herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa ou por consulta à literatura e especialistas. As espécies foram classificadas em famílias e tiveram os nomes científicos e seus respectivos autores atualizados pela base de dados do Missouri Botanical Garden, através do site www.tropicos.org, de acordo com o sistema do Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009). As espécies foram classificadas quanto ao hábito (árvore e arbusto), síndrome de dispersão (zoocoria, anemocoria e autocoria) (VAN DER PIJL, 1982) e grupo sucessional (pioneira, secundária inicial e secundária tardia), conforme proposto por Gandolfi et al. (1995) e Martins e Rodrigues (2002). Quanto às herbáceas e gramíneas, foi estimado apenas a cobertura (%), em cada parcela.

Também foram calculados os parâmetros fitossociológicos (densidade, frequência, dominância e valor de importância) (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974), o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (MAGURRAN, 1988) e a equabilidade (J') (PIELOU, 1975) através do programa FITOPAC 2.1 (SHEPHERD, 2010).

As médias do número de indivíduos e de espécies arbustivo-arbóreos, as médias de altura e o diâmetro à altura do solo (DAS), bem como a porcentagem de cobertura com herbáceas e gramíneas, nos seis tratamentos, foram comparados através de Análise de Variância (ANOVA), utilizando-se o teste F e posteriormente aplicou-se o teste

Tukey, ao nível de 5% de significância. As análises estatísticas foram realizadas através do programa STATISTICA 7.0 (STATSOFT, 2004).

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram registrados 331 indivíduos pertencentes a 19 espécies (14 de hábito arbustivo e cinco de hábito arbóreo), 12 gêneros e dez famílias botânicas (Tabela 1).

As famílias com maior riqueza foram Solanaceae (cinco espécies) e Euphorbiaceae (4). Solanaceae também se destacou em maior número de indivíduos, com 186 (56,2%), seguida de Fabaceae, com 33 (10%). O gênero *Solanum* apresentou maior riqueza e abundância.

Solanum mauritianum foi a espécie mais abundante com 49,5% dos indivíduos e também destacou-se por apresentar maior valor de importância (45,5%), seguida de *Senna spectabilis* com 9,7% dos indivíduos e segundo maior valor de importância (6,69%). *Sapium glandulatum*, *Manihot pilosa* e *Senna alata* apresentaram apenas um indivíduo cada.

A família solanaceae é comumente encontrada nos estádios iniciais da sucessão em áreas degradadas (AMADOR; VIANA, 2000; ARAÚJO et al., 2006). Arzolla (2011) avaliando a regeneração natural em clareiras de origem antrópica, verificou que dentre as famílias com maior riqueza de espécies estão Solanaceae e a Euphorbiaceae e que o gênero mais rico foi *Solanum*. Várias espécies pertencentes a família Solanaceae, apresentam interação com morcegos frugívoros, funcionando como espécies nucleadoras que facilitam a restauração florestal em áreas abertas (MELLO, 2007).

Miranda Neto et al. (2010) avaliando a transposição do banco de sementes da floresta para uma pastagem abandonada verificou que a família Fabaceae foi uma das que apresentou maior número de indivíduos, assim como neste estudo. Esta família apresenta várias espécies que fazem simbiose com bactérias fixadoras de nitrogênio (N₂) atmosférico, sendo importante no processo de restauração de áreas que possuem solos com baixa fertilidade, como aqueles encontrados nas áreas dominadas por *P. aquilinum* (SILVA; SILVA-MATOS, 2006; DURÃO et al., 1995).

Tabela 1- Parâmetros fitossociológicos das espécies registradas nas parcelas, aos 12 meses, após a aplicação dos tratamentos na restauração de uma área de Mata Atlântica no Parque Nacional do Caparaó, MG. NI = número de indivíduos; DR = densidade relativa; FR = frequência relativa; DoR = dominância realtiva; e VI = valor de importância.

Família	Espécie	NI	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	VI (%)
ANNONACEAE	<i>Annona cacans</i> Warm.	4	1,21	2,38	0,30	1,30
ARAUCARIACEAE	<i>Araucária angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	17	5,14	4,76	0,51	3,47
ASTERACEAE	<i>Vernonanthura diffusa</i> (Less.) H. Rob.	6	1,81	9,52	2,62	4,65
	<i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less.	16	4,83	7,14	2,75	4,91
EUPHORBIACEAE	<i>Croton floribundus</i> Lund ex Didr.	11	3,32	4,76	3,70	3,93
	<i>Croton urucurana</i> Baill.	7	2,11	4,76	7,82	4,90
	<i>Manihot pilosa</i> Pohl	1	0,30	2,38	0,91	1,20
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	1	0,30	2,38	0,12	0,94
FABACEAE	<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	1	0,30	2,38	0,36	1,02
	<i>Senna spectabilis</i> (DC) H. S. Irwin & Barneby	32	9,67	4,76	5,64	6,69
LAMIACEAE	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	2	0,60	4,76	0,30	1,89
MELASTOMATACEAE	<i>Leandra purpurascens</i> (DC) Cogn.	6	1,81	4,76	2,58	3,05
SALICACEAE	<i>Casearia sylvestris</i> Swartz	26	7,85	7,14	2,42	5,80
SOLANACEAE	<i>Solanum cernuum</i> Vell.	7	2,11	4,76	0,56	2,48
	<i>Solanum</i> sp.	5	1,51	4,76	0,50	2,26
	<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.	2	0,60	2,38	0,22	1,07
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	164	49,55	11,90	65,22	45,50
	<i>Solanum Swartzianum</i> Roem. & Schult	8	2,42	4,76	1,54	2,91
URTICACEAE	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	15	4,53	9,52	1,94	5,33

O índice de Shannon-Wiener (H') encontrado para as parcelas foi de 1,96. Valor menor (1,91) foi encontrado por Silva Júnior et al. (2004) para Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa. MG, indicando que apesar de baixo, este índice foi superior ao encontrado para uma floresta inicial. Com o avanço da sucessão espera-se um aumento no número e na diversidade de espécies devido à melhoria nas funções e condições ecológicas da área, como ciclagem de nutrientes, fertilidade do solo e sombreamento, seguindo um modelo sucessional de facilitação (CONNELL; SLATYER, 1977). O valor (0,6) da equabilidade (J') mostrou que as parcelas são floristicamente heterogêneas, ou seja, com baixa dominância ecológica. Mas, o estudo mostra uma dominância média exercida por *Solanum mauritianum*.

Os tratamentos com maior número de indivíduos foram o 2 (Transposição do banco de sementes e serapilheira) e o 4 (calagem + transposição do banco de sementes e serapilheira) com 153 e 144 indivíduos, respectivamente, correspondendo a 89,7% do total de indivíduos amostrados (Tabela 2).

Miranda Neto et al. (2010) avaliando a transposição do banco de sementes de florestas (inicial e madura) para uma pastagem abandonada na Reserva Mata do Paraíso, registraram 231 indivíduos e 22 espécies nos dois locais, em uma área de 20 m². Neste estudo, foram registrados 297 indivíduos e 18 espécies nos tratamentos 2 e 4, considerando o mesmo tamanho da área.

Solanum mauritianum teve maior abundância nos tratamento 2 e 4 (Tabela 2). Do total de indivíduos destes dois tratamentos (297), 156 pertencem a essa espécie, que também ocorreu nas parcelas testemunha. Este resultado mostra que essa espécie possui uma boa dispersão, comprovando outros estudos que a citam como importante espécie nucleadora (MELLO, 2007; ARZOLLA, 2011).

O grupo ecológico de maior destaque, considerando todos os tratamentos, foi o das pioneiras, tanto em relação a número de indivíduos (98,8%) como de espécies arbustivo-arbóreas (94,7%) (Tabela 2). Considerando cada tratamento, também predominaram as espécies pioneiras, sendo que para cinco deles 100% das espécies pertencem a este grupo ecológico (Figura 5A). Foi registrada apenas uma espécie secundária inicial (*Annona cacans*) e não foi amostrada nenhuma espécie secundária tardia.

O destaque de espécies pioneiras no banco de sementes do solo deve-se a capacidade de formarem banco persistente devido à longa viabilidade das sementes, a

grande produção de sementes e a eficientes mecanismos de dispersão (DALLING, 2002).

O predomínio de espécies pioneiras em banco de sementes do solo também foi observado em alguns estudos em Floresta Estacional Semidecidual (FRANCO, 2005; COSTALONGA, 2006; MARTINS, 2009b; MIRANDA NETO et al., 2010, ARZOLLA, 2011), evidenciando sua contribuição na restauração florestal. A maior proporção de pioneiras demonstra que em poucos anos a vegetação poderá ser substituída por outras espécies de estágios mais avançados de sucessão (MIRANDA NETO et al., 2010, RODRIGUES et al., 2010), tendo em vista que a área dominada por *Pteridium* no Parque Nacional do Caparaó encontra-se rodeada por floresta secundária em estágio avançado de regeneração, podendo fornecer propágulos de espécies mais tardias. Contudo, esse processo será acelerado se for realizado o plantio de enriquecimento (MARTINS, 2009 a).

A ausência de espécies secundárias tardias no banco de sementes pode ser atribuída ao fato de serem as pioneiras que formam banco persistente, já as espécies finais de sucessão tendem a não formarem banco, ou formarem banco transitório de curta duração (PUTZ, 1983; SIMPSON et al., 1989; MARTINS, 2009).

Tabela 2- Lista de espécies com as respectivas classificações em forma de vida (FV), grupos ecológicos (GE), síndrome de dispersão (SD), número total de indivíduos por tratamento e cobertura com espécies herbáceas e graminíneas por tratamento. Ab = Arbusto; Av = Árvore; P = pioneira; Sc = Secundária inicial. Zoo = Zoocoria; Ane = Anemocoria; Aut = Autocoria. T1-calagem, T2-Transposição banco de sementes e serapilheira, T3-semeadura direta, T4-calagem+transposição banco de sementes e serapilheira, T5-calagem+semeadura, T6-Testemunha.

Espécie	FV	GE	SD	Nº indivíduos / Tratamento					
				T1	T2	T3	T4	T5	T6
<i>Aegiphila sellowiana</i>	Av	P	Zoo	1			1		
<i>Annona cacans</i> Warm.	Av	Si	Zoo		4				
<i>Araucaria angustifolia</i>	Av	P	Zoo			8		9	
<i>Casearia sylvestris</i>	Av	P	Zoo		10		15		1
<i>Cecropia hololeuca</i>	Av	P	Zoo	1	11		2	1	
<i>Croton floribundus</i>	Av	P	Aut		3		8		
<i>Croton urucurana</i>	Av	P	Aut		4		3		
<i>Leandra purpurascens</i>	Ab	P	Zoo		2		4		
<i>Manihot pilosa</i>	Ab	P	Zoo		1				
<i>Sapium glandulatum</i>	Av	P	Zoo				1		
<i>Senna alata</i>	Ab	P	Aut				1		
<i>Senna spectabilis</i>	Av	P	Aut		11		21		
<i>Solanum cernuum</i>	Ab	P	Zoo		1		6		
<i>Solanum</i> sp.	Av	P	Zoo	1	4				
<i>Solanum leucodendron</i>	Av	P	Zoo				2		
<i>Solanum mauritianum</i>	Av	P	Zoo	2	92		64	1	5
<i>Solanum Swartzianum</i>	Ab	P	Zoo		1		7		
<i>Vernonanthura diffusa</i>	Av	P	Ane		2	1	2	1	
<i>Vernonia polyanthes</i>	Av	P	Ane		7		7	2	
Total de indivíduos				5	153	9	144	14	6

Na distribuição das espécies e indivíduos por síndrome de dispersão, no geral, a maior proporção foi da classe zoocoria, seguida pela classe autocoria e pela anemocoria (Tabela 2).

Ao analisar cada tratamento, individualmente, observou-se que, com exceção do tratamento 3 (semeadura direta), em todos os demais destacou-se as espécies com síndrome de dispersão zoocórica (Figura 5B). O destaque para espécies zoocóricas neste estudo corrobora os trabalhos de vários autores sobre regeneração e banco de sementes do solo (COSTALONGA, 2006; MARTINS et al., 2008, ARZOLLA, 2011, KUNZ et al., 2011). A vantagem da predominância de espécies zoocóricas é que os dispersores

freqüentarão a área aumentando a chance de chegada de novas espécies vinda de vários fragmentos florestais, o que irá contribuir para aumentar a diversidade de espécies.

No tratamento 1 (calagem) e no 6 (testemunha), 100% das espécies foram zoocóricas (Figura 5B). Apesar de poucas espécies e indivíduos amostrados nestes tratamentos (Tabela 2), esses resultados mostram que a dispersão poderá ser um importante mecanismo para auxiliar na colonização das clareiras que foram abertas na área dominada por *P. aquilinum*, tendo em vista que nestes tratamentos não foram introduzidos nenhum tipo de propágulo, sendo que a maioria deles chegou ao local por meio da dispersão, pois dentre as espécies presentes nos tratamentos 1 e 6, *Aegiphila sellowiana*, *Cecropia hololeuca*, *Solanum* sp. e *Solanum mauritianum*, apenas *Cecropia hololeuca* estava presente no banco de sementes do solo dessa área. Mas apesar disso, ao realizar a limpeza da área, foi retirada uma camada de 10 cm de solo para eliminação dos rizomas da samambaia, então, provavelmente, os indivíduos registrados nos tratamentos 1 e 6 não são provenientes do banco de sementes do solo.

Foram registradas espécies anemocóricas nos tratamentos 2 (transposição banco de sementes e serapilheira), 3 (semeadura direta), 4 (calagem+transposição banco de sementes e serapilheira) e 5 (calagem+semeadura) (Figura 5B), sendo que *Vernonanthura diffusa* estava presente em todos estes tratamentos (Tabela 2). Nos tratamentos 3 e 5, esta espécie chegou no local, provavelmente, através da dispersão, pois neles foram realizados apenas a semeadura de *Araucaria angustifolia*. Apenas nos tratamentos 2 e 4, ambos com banco de sementes, foram amostradas espécies autocóricas (Figura 5B), sendo que foram incorporadas através da transposição do banco de sementes.

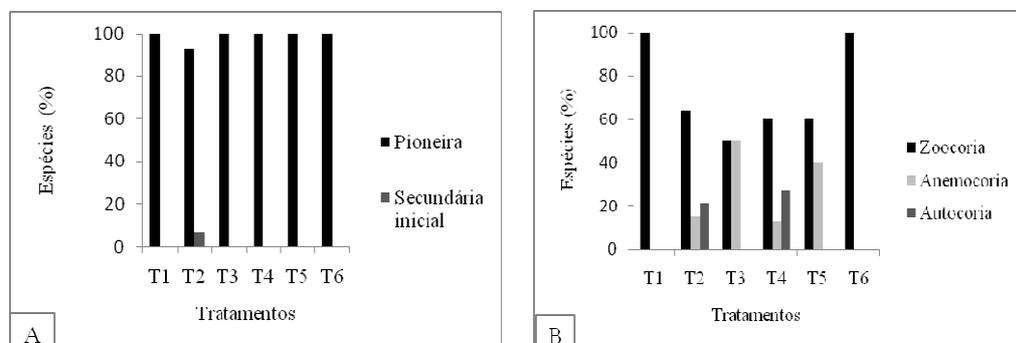


Figura 5- Caracterização das espécies, após a restauração, quanto ao grupo sucessional (A) e síndrome de dispersão (B) por tratamento. T1-calagem, T2-Transposição banco de sementes e serapilheira, T3-semeadura direta, T4-calagem+transposição banco de sementes e serapilheira, T5-calagem+semeadura, T6-Testemunha.

Em todos os tratamentos, apesar de menor quantidade houve ingresso de espécies arbustivo- arbóreas através da dispersão, pelo simples fato de ter aberto as clareiras na área o que proporcionou uma melhoria no ambiente. Mas, apenas a abertura de clareiras não será suficiente para desencadear o processo de sucessão na área. Miranda Neto et al. (2010) avaliando clareiras testemunha (sem transposição do banco de sementes) abertas em pastagem abandonada, não constataram nenhuma espécie arbustivo- arbórea. Dessa forma, os autores também consideraram que a abertura de clareiras, sem a introdução de semente ou mudas, é ineficiente para ser utilizada como metodologia de restauração florestal, já que a simples retirada do capim-gordura não possibilitou a colonização por espécies arbustivo-arbóreas. Da mesma forma, Rodrigues et al., (2010) também observaram uma maior colonização de espécies herbáceas em parcelas testemunhas, comparando-se com as parcelas que foram realizadas a transposição do banco de sementes.

Os tratamentos 2 e 4, ambos com banco de sementes, diferiram estatisticamente dos demais tanto em riqueza de espécies quanto em número de indivíduos (Figura 6). Além da possibilidade de conter alta riqueza florística e densidade de sementes viáveis e também por promover a melhoria das condições do solo devido ao incremento de matéria orgânica, nutrientes e microorganismos, a transposição do banco de sementes do solo é uma alternativa de restauração florestal em áreas degradadas de baixo custo financeiro (MARTINS 2007, 2009 a; CALEGARI et al., 2008, ZHANG et al., 2004) e por isso tem sido muito utilizada. Um fator que deve ser observado ao realizar a transposição de um banco de sementes é a existência e densidade de gramíneas exóticas agressivas, pois isso poderá inibir a sucessão ao invés de estimular (ROGRIGUES et al., 2010).

A retirada do banco de sementes é recomendada para áreas onde a vegetação será suprimida (MARTINS et al., 2007), mas estes resultados mostraram que a transposição do banco de sementes pode ser viável para restauração de áreas protegidas, tendo em vista que os benefícios obtidos em uma área altamente antropizada, como é o caso da área objeto deste estudo, em que há mais de 50 anos encontra-se completamente dominada por *Pteridium aquilinum*, compensam os mínimos impactos causados na floresta onde foi retirado o banco de sementes. Mesmo porque, a floresta na qual foi retirado o banco de sementes encontra-se em um estágio avançado de regeneração, absorvendo com rapidez o pequeno impacto sofrido. O importante é que a

retirada do banco de sementes seja em pequenas parcelas (1 x 1m) separadas entre si e que seja autorizada pelo órgão ambiental competente.

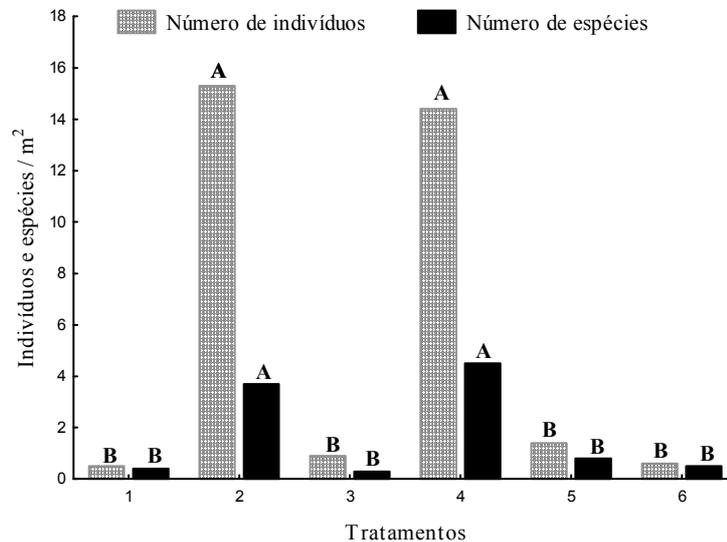


Figura 6- Médias do número de indivíduos e do número de espécies, por m², nos diferentes tratamentos: 1- calagem, 2- Transposição banco de sementes e serapilheira, 3- semeadura direta, 4- calagem+transposição banco de sementes e serapilheira, 5-calagem+semeadura, 6- Testemunha. Médias seguidas de letras diferentes diferem significativamente entre si, ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey. Desvios padrão para número de indivíduos e de espécies, respectivamente: T1= 0,2 e 0,1; T2= 2,9 e 1,0; T3= 0,2 e 0,1; T4= 3,0 e 0,8; T5= 0,3 e 0,2; T6= 0,2 e 0,1.

Os tratamentos com menor porcentagem de espécies herbáceas foram o 2 (transposição do banco de sementes e serapilheira) e o 4 (calagem + transposição do banco de sementes e serapilheira), verificando-se diferença estatística significativa entre os demais (Tabela 3). Neles, houve maior incremento de espécies arbustivo-arbóreas e isto contribui para redução de gramíneas e herbáceas (Figura 7) devido a um maior sombreamento da área. Ao contrário, os tratamentos 1, 3, 5 e 6 tiveram um número bem menor de espécies arbustivo-arbóreas e uma porcentagem maior de cobertura com herbáceas (Figura 8). Miranda Neto et al. (2010) observaram resultados semelhantes em estudos com transposição do banco de sementes em pastagem abandonada, sendo que as clareiras sem cobertura com o banco de sementes (testemunha) foram colonizadas por herbáceas e gramíneas exóticas, ao passo que as com cobertura inibiram o desenvolvimento das mesmas.



Figura 7- Parcela do tratamento 4 (calagem + transposição banco de sementes e serapilheira) após a formação de núcleo de vegetação com grande quantidade de espécies arbustivo-arbóreas.



Figura 8- Parcela do tratamento 6 (Testemunha) após a formação de núcleo de vegetação com grande quantidade de espécies herbáceas e gramíneas.

Um fator que pode ter contribuído para a redução de espécies herbáceas nos tratamentos com banco de sementes foi a utilização da serapilheira sobre o mesmo. Quando a camada de serapilheira é colocada sobre o banco de sementes na área degradada pode-se criar uma barreira física, impedindo a germinação e o estabelecimento das plântulas de espécies herbáceas (RODRIGUES et al., 2010). Estes autores consideram, ainda, que este efeito é desejável uma vez que a abundância de espécies herbáceas pode dificultar a regeneração de espécies arbustivo-arbóreas responsáveis pela rápida sucessão secundária.

Apesar da presença de gramíneas e herbáceas ter sido observada nos tratamentos 2 e 3, mesmo em menor quantidade (Tabela 3), a alta densidade de espécies arbustivo-

arbóreas como *Solanum mauritianum*, *Senna spectabilis*, *Casearia sylvestris* e *Cecropia hololeuca*, dentre outras, refletem o potencial do uso da transposição do banco de sementes em promover núcleos de vegetação em áreas dominadas por *P. aquilinum*.

Tabela 3- Médias percentuais da cobertura das parcelas com espécies herbáceas e gramíneas nos tratamentos: T1-calagem, T2-Transposição banco de sementes e serapilheira, T3-semeadura direta, T4-calagem+transposição banco de sementes e serapilheira, T5-calagem+semeadura, T6-Testemunha. Médias seguidas por letras diferentes na coluna diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de significância. Números entre parênteses representam o desvio padrão.

Tratamentos	Formas de Vida		
	Herbáceas (%)	Gramíneas (%)	(Herbáceas + Gramíneas)
1	70	30	100 A (4,7)
6	95	5	100 A (9,5)
3	70	25	95 A (7,6)
5	65	28	93 A (7,3)
2	30	10	40 B (6,1)
4	6	24	30 B (8,1)

Os tratamentos 2 e 4, também obtiveram destaque quanto a altura, diferindo estatisticamente entre os demais tratamentos (Tabela 4). Com a transposição do banco de sementes, juntamente com a serapilheira, há uma melhoria da qualidade do solo, podendo interferir no tamanho das plantas. A serapilheira é uma fonte de matéria orgânica e nutriente para as sementes viáveis do banco, além de aumentar a retenção de água das chuvas cedendo-a lentamente ao solo, o que pode contribuir não só para uma germinação mais abundante (RODRIGUES et al., 2010), como também para o crescimento das plântulas. De acordo com Mendonça e Lourdes (2005) uma das mais importantes contribuições da matéria orgânica nas propriedades do solo é sua capacidade de suprir nutrientes para o crescimento e desenvolvimento das plantas, principalmente o nitrogênio, além da formação e estabilização de agregados no solo que melhoram a aeração e a infiltração de água.

Comparando-se o tratamento 2 com o 4, observou-se que não houve diferença estatística significativa, entre a altura média das plantas (Tabela 4), apesar do tratamento 4 ter sido numericamente superior. No tratamento 2 não foi realizada a calagem antes da transposição do banco de sementes. Neste sentido, constatou-se que o pH ácido do solo (Tabela 1) não interferiu no estabelecimento e crescimento das espécies arbustivo-arbóreas dos tratamentos com banco de sementes. É importante considerar que a

transposição do banco de sementes junto com a serapilheira pode ter contribuído muito para a melhoria das condições do solo.

Mas, a correção de solos ácidos pela técnica da calagem é importante, pois o pH do solo influencia na decomposição da matéria orgânica. A maioria dos microorganismos (fungos, actinomicetos e bactérias) do solo tem seu pH ótimo de atuação, em torno da neutralização (MENDONÇA; LOURDES, 2005). Assim, a correção do pH favorece a atividade microbiana e acelera a decomposição da matéria orgânica.

Maior crescimento em altura das plantas nos núcleos é importante na competição com *P. aquilinum*. Espera-se que com o tempo, as espécies arbustivo-arbóreas venham sombrear a samambaia reduzindo a proliferação das mesmas na área, tendo em vista que a espécie é intolerante à sombra.

Os tratamentos 2 e 4 foram estatisticamente iguais ao 1 e 6 e diferentes do 3 e 5 para a variável diâmetro à altura do solo (DAS) (Tabela 4). Mas, apesar desses resultados, a quantidade de indivíduos foi significativamente menor nos tratamentos que não envolveram a utilização do banco de sementes.

Tabela 4- Médias de altura e diâmetro nos tratamentos T1-calagem, T2-Transposição banco de sementes e serapilheira, T3-semeadura direta, T4-calagem+transposição banco de sementes e serapilheira, T5-calagem+semeadura, T6-Testemunha. Médias seguidas por letras diferentes na coluna diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade. Números entre parênteses representam o desvio padrão.

Tratamentos	Variáveis	
	Altura (Centímetros)	Diâmetro (Centímetros)
4	66,92 A (9,60)	1,06 A (0,300)
2	62,81 A (11,3)	1,02 A (0,250)
6	39,00 B (7,30)	0,73 AB (0,150)
1	33,20 B (9,10)	0,70 AB (0,120)
5	2,600 C (0,40)	0,35 B (0,007)
3	2,230 C (0,31)	0,29 B (0,009)

Comparando-se os valores encontrados na análise do solo da área dominada por *p. aquilinum* com o proposto por Ribeiro et al. (1999), observou-se que o solo possui acidez elevada, alta quantidade de alumínio, baixa disponibilidade de nutrientes essenciais, como por exemplo, cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e fósforo, baixo índice de Saturação de Bases (SB), baixos valores de soma de bases trocáveis e baixa Capacidade de Troca Catiônica (Tabela 5).

O teor de matéria orgânica foi 5,15 dag/Kg, sendo considerado bom. Mas, a matéria orgânica do solo é composta, em quase sua totalidade, de resíduos vegetais cuja composição varia entre diferentes espécies (MENDONÇA; LOURDES, 2005). No entanto, a matéria orgânica desta área é composta basicamente pela cobertura da serapilheira da samambaia, não podendo ser considerada como um indicativo de boa qualidade do solo.

Vários autores consideraram que ambientes alterados, com solos pobres, ácidos, com baixos níveis de nutrientes são mais propensos a invasão por *P. aquilinum* (ALONSO- AMELOT, 1999; DURÃO et al., 1995; TOKARNIA et al., 2000 SILVA; SILVA-MATOS et al., 2006). É muito comum a presença desta espécie nas bordas das florestas, à beira das estradas, em clareiras na floresta e nas áreas agricultáveis do entorno do Parque do Caparaó, mostrando que aliado as condições do solo, o fator distúrbio também é importante no processo de colonização, estabelecimento e disseminação de *P. aquilinum*.

A ocorrência de incêndios no PARNA Caparaó é frequente e isto contribui para o empobrecimento do solo e a invasão de *P. aquilinum*. Além do que, nas clareiras dominadas por ela, há tendência em aumentar a frequência dos incêndios devido à densa camada de biomassa formada (SNOW; MARRS, 1997; SILVA-MATOS; BELINATO, 2010), empobrecendo ainda mais o solo e favorecendo *P. aquilinum*, que além de se desenvolver bem em solos pobres e ácidos, ainda tem sua brotação estimulada pelo fogo. As áreas declivosas e as chuvas abundantes da região do PARNA Caparaó também contribuem para o empobrecimento das áreas degradadas, pois com a exposição do solo os nutrientes podem ser lixiviados com facilidade.

Tabela 5- Resultado da Análise do solo da área dominada por *P. aquilinum* no Parque Nacional do Caparaó, MG.

Siglas	Variável	Unidade	Valor
pH	Potencial hidrogeniônico	-	4,79
P	Fósforo		1,0
K	Potássio	mg/dm ³	54
Ca ²⁺	Cálcio trocável		0,31
Mg ²⁺	Magnésio trocável		0,26
Al ³⁺	Alumínio trocável		1,17
H + Al	Acidez potencial		9,7
SB	Soma de Bases Trocáveis	cmol./dm ³	0,71
(t)	Capacidade de Troca Catiônica efetiva		1,88
(T)	Capacidade de Troca Catiônica a PH 7		10,41
V	Índice de Saturação por bases		6,8
m	Índice de saturação	%	62,2
MO	Matéria Orgânica	dag/kg	5,15
P-rem	Fosfóro remanescente	mg/L	15,9

Nos tratamentos com semeadura (3 e 5) apenas 4,3% das sementes de *Araucaria Angustifolia* germinaram. A baixa germinação das sementes pode ser explicada pelo fato de não ter sido realizada irrigação e devido à ocorrência de predação por roedores, fatores que podem ocorrer na natureza. Além da baixa germinação, as plântulas de *Araucaria angustifolia* germinadas não tiveram bom desenvolvimento. Como as técnicas de nucleação, em áreas dominadas por *Pteridium aquilinum*, são inovadoras mais pesquisas com semeadura devem ser realizadas testando outras espécies.

4.4. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As técnicas de nucleação adotadas desencadearam o processo de sucessão na área invadida por *Pteridium aquilinum*. Os tratamentos com banco de sementes foram os mais indicados para facilitar o processo de regeneração florestal na área.

Dessa forma, recomenda-se a adoção da prática de transposição do banco de sementes como metodologia de restauração florestal de áreas dominadas por *Pteridium aquilinum*. Porém, essa metodologia é indicada para áreas onde o licenciamento ambiental autorizou a supressão da vegetação. Mas, com os resultados dessa pesquisa cria-se, também, uma possibilidade de que a transposição do banco de sementes possa ser realizada em áreas degradadas em Unidades de Conservação, desde que autorizado pelo órgão ambiental competente.

4.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALONSO-AMELOT, M.E. Helecho macho, salud animal y salud humana. **Revista de la Facultad de Agronomía de la Universidad del Zulia**, Maracaibo, v.16, n.5, p. 528-547, 1999.

AMADOR, D. B.; VIANA, V. M. Dinâmica de “capoeiras baixas” na restauração de um fragmento florestal. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n.57, p.69-85, 2000.

APG III - Angiosperm Phylogeny Group III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v.161, n.2, p 105-121, 2009.

ARAUJO, F. S. et al. Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.30, n.1, p.107-116, 2006.

ARZZOLA, F. R. D. P. **Florestas secundárias e a regeneração natural de clareiras antrópicas na Serra da Cantareira, SP**. 2011. 141f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2011.

CALEGARI, L. et al. Caracterização do banco de sementes de espécies arbustivo-arbóreas para fins de restauração florestal de área degradada por mineração, Carandaí, MG. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 7., 2008, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Sociedade Brasileira de Recuperação de áreas degradadas, 2008. p.135-146.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, Chicago, v. 111, n.982, p. 1119-1144, 1977.

COSTALONGA, S. R.; REIS, G. G.; REIS, M. G. F.; SILVA, A. F.; BORGES, E. E. L.; GUIMARÃES, F. P. Florística do banco de sementes do solo em áreas contíguas de

pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta em Paula Cândido, MG. **FLORESTA**, Curitiba, v. 36, n. 2, p.239-250, 2006.

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

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.

DEN OUDEN, J. **The role of bracken (*Pteridium quilinum*) in forest dynamics**. Thesis, Wageningen University, The Netherlands, 2000.

DURÃO, C. J. F.; FERREIRA, L. M.; CABRAL, A.; PELETEIRO, C. M. AFONSO, F.; CORREIA, J. Pathological and clinical aspects of bovine enzootic hematuria. **Revista Portuguesa de Ciências Veterinárias**, Portugal, v.90, n.515, p.132-137, 1995.

FENWICK, G.R. Bracken (*Pteridium aquilinum*) – toxic effects and toxic constituents. **Journal of the Science of Food Agriculture**, Scotland, v.46, n.1, p.147-173, 1988.

FRANCO, B.K.S. **Análise da regeneração natural e do banco de sementes em um trecho de floresta Estacional Semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, MG**. 2005. 72f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v.55, n.4, p.753-767, 1995.

GLASS, A. D. M. The allelopathic potencial of phenolic acids associated with the rhizosphere of *Pteridium aquilinum*. **Canadian Journal of Botany**, Canada, v. 54, n.21, p. 2440-2444, 1976.

GLIESSMAM, S. R. The establishment of bracken following fire in tropical habitats. **American Fern Journal**, Arkansas, v.68, n.2, p.41-44, 1978.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Plano de Manejo Parque Nacional de Caparaó**. Brasília: IBAMA, 1981. 118p.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Plano de prevenção, controle e combate aos incêndios florestais do PARNA Caparaó e seu entorno**. Alto Caparaó: IBAMA-PREVFOGO, 2011. 100p.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Unidade: Parque Nacional do Caparaó**. Brasília: IBAMA, 2004, 90p. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br>>. Acesso em: 30 de novembro de 2013.

KUNZ, S. H. **O banco de sementes do solo de sementes do solo e a regeneração natural em diferentes estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual e de pastagem abandonada, Reserva Mata do Paraíso, Viçosa, MG**. 2011. 86 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

LORENZI, H. *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. In: _____. **Plantas daninhas do Brasil**: terrestres, aquáticas, tóxicas e medicinais. São Paulo: Nova Odessa, 1982. p.341

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.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. London: Croom Hell Limited, 1988. 179p.

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

- MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2007. 255p.
- MARTINS, S.V.; ALMEIDA, D.P.; FERNANDES, L.V.; RIBEIRO, T.M. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.32, n.6, p.1081-1088, 2008.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em Áreas de Preservação Permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2009a. 270p.
- MARTINS, S. V. Soil seed bank as indicator of forest regeneration potential in canopy gaps of a semideciduous forest in Southeastern Brazil. In: FOURNIER, M. V. (Ed.) **Forest regeneration: ecology, management and economics**. New York: Nova Science Publishers, 2009b. p.113-128.
- MELLO, M. A. R. Morcegos e frutos: interação que gera florestas. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.41, n.241, p.30-35, 2007.
- MENDONÇA, E. S; LOURES, E.G. **Matéria orgânica do solo**. Brasília: ABEAS, 1995. 45 p.
- MIRANDA NETO, A. **Avaliação do componente arbóreo, da regeneração natural e do banco de sementes de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG**. 2011. 146 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.
- MIRANDA NETO, A.; KUNZ, S. H.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. A; SILVA, D. A. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.34, n.6, p.1035-1043, 2010.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley, 1974. 547p.

- PIELOU, E.C. **Ecological diversity**. New York: Jonhon Willey, 1975. 165p.
- PIJL, L. van der. **Principles of dispersal in higher plants**. 3. ed. Berlin and New York: Springer-Verlag, 1982. 214p.
- PUTZ, F.E. Treefall pits and mounds, buried seeds, and the importance of soil disturbance to pioneer trees on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, Washington, v.64, n.5, p.1069-1074, 1983.
- RODRIGUES, B. D.; MARTINS, S. V.; LEITE, H. G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, v.34, n.1, p.65-73, 2010.
- RIZZINI, C. T. **Tratado de Fitogeografia do Brasil**: aspectos sociológicos e florísticos. São Paulo: EDUSP, 1997. 374 p.
- SHEPHERD, G. J. **Fitopac 2.1** - Campinas, Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas, 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**, London, 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.
- SILVA JÚNIOR, W. M.; MARTINS, S. V.; SILVA, A. F.; MARCO JÚNIOR, P. Regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 66, p. 169-179, 2004.

SIMPSON, R.L.; LECK, M.A.; PARKER, V.T. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (Eds.). **Ecology of soil seed banks**. London: Academic Press, 1989. p.1-8.

SNOW, C.S.R.; MARRS, R. H. Restoration of *Calluna* heathland on a bracken *Pteridium*- infested site in North West England. **Biological Conservation**, Great Britain, v. 81, n.12, p. 35-42, 1997.

STATSOFT, INC. **Statistica** - Data analysis software system. Version 7.0.61.0. Tulsa, OK 74104, USA, 2004.

TOKARNIA, C. H.; DÖBEREINER, J. Plantas de ação radiomimética. In: _____ (Eds.). **Plantas Tóxicas do Brasil**. Rio de Janeiro: Helianthus, 2000. p.178-185.

TROTTER, W.R. Is bracken a health hazard? **The Lancet**, Oxford, v.336, p. 1563-1565, 1999.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 123 p.

YARRANTON, G.A.; R.G. MORRISON. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology**, Oxford, v.62, n.2, p. 417-428, 1974.

ZHANG, Z. Q.; SHU, W.S.; LAN, C. Y.; WONG, M. H. Soil seed banks as an input of seed source in revegetation of lead/zinc mine tailings. **Restoration Ecology**, Malden, v. 9, n. 4, p. 378-385, 2001.

5. CONCLUSÕES GERAIS

O banco de sementes é um importante indicador do potencial de regeneração de áreas degradadas. Desta forma, foi possível constatar que a área dominada por *P. aquilinum*, no Parque Nacional do Caparaó, diminuiu a sua resiliência, pois houve redução significativa tanto do número de indivíduos como de espécies arbustivo-arbóreas comparando-se com o banco de sementes da floresta, além de elevada densidade de espécies herbáceas e formação de densa camada de serapilheira da samambaia. Portanto, é importante a aplicação de técnicas de restauração nessa área visando acelerar o processo de sucessão, tendo em vista que o banco de sementes poderá não garantir a regeneração natural. O banco de sementes da floresta também está comprometido, pois foi verificada a presença de *P. aquilinum* no mesmo, mostrando que frente a um distúrbio, essa espécie poderá dominar a área.

Após a aplicação das técnicas de nucleação na área dominada por *P. aquilinum*, foi observado que todas contribuíram para o ingresso de espécies arbustivo-arbóreas, melhorando as condições do ambiente. Os tratamentos utilizando o banco de sementes são os mais indicados para restauração florestal dessas áreas, tendo em vista que houve maior riqueza e abundância de espécies. Neles também houve menor cobertura com espécies herbáceas, gramíneas e trepadeiras e maior crescimento em altura das plantas, comparando-se com os demais tratamentos.

Em relação a nucleação utilizando o plantio de sementes é necessário a realização de testes com outras espécies e também com *Araucaria angustifolia*, pois a germinação da mesma não atingiu 5%.