



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E ENGENHARIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

KÉZIA CATEIN DOS SANTOS

**ALELOPATIA DA SAMAMBAIA *Pteridium esculentum* (G. FORST.)
COCKAYNE EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

Jerônimo Monteiro – ES

2022

KÉZIA CATEIN DOS SANTOS

**ALELOPATIA DA SAMAMBAIA *Pteridium esculentum* (G. FORST.)
COCKAYNE EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

Orientadora: Prof. Dr^a. Sustanis Horn Kunz

Coorientadora: Prof. Dr^a. Cristiani Spadeto

Jerônimo Monteiro – ES

2022

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de
Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

C357a Catein dos Santos, Kézia, 1996-
ALELOPATIA DA SAMAMBAIA *Pteridium esculentum*
(G. FORST.) COCKAYNE EM UMA FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL / Kézia Catein dos Santos. -
2022.
58 f. : il.

Orientadora: Sustanis Horn Kunz.
Coorientadora: Cristiani Spadeto.
Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) -
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências
Agrárias e Engenharias.

1. Alelopatia. 2. Germinação. I. Horn Kunz, Sustanis. II.
Spadeto, Cristiani. III. Universidade Federal do Espírito Santo.
Centro de Ciências Agrárias e Engenharias. IV. Título.

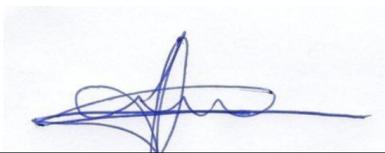
CDU: 630

**ALELOPATIA DA SAMAMBAIA *Pteridium esculentum* (G. FORST.) COCKAYNE
EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

Kézia Catein dos Santos

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

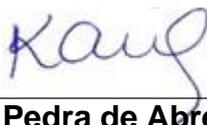
Aprovada em 25 de fevereiro de 2022.



Prof. Dr. Henrique Machado Dias (Examinador interno)
Universidade Federal do Espírito Santo



Dr. João Paulo Fernandes Zorzanelli (Examinador externo)
Instituto Nacional da Mata Atlântica



Prof.ª Dr.ª Karla Maria Pedra de Abreu (Examinadora externa)
Instituto Federal do Espírito Santo

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa concedida, fundamental para a realização do mestrado (número do processo 88887.485271/ 2020-00).

À Universidade Federal do Espírito Santo e ao Departamento de Ciências Florestais e da Madeira pela oportunidade oferecida.

A todos os professores do Departamento de Ciências Florestais pelo compartilhamento de conhecimento.

À Floresta Nacional de Pacotuba pela permissão para a realização da pesquisa. Agradeço à toda equipe por serem muito solícitos e pela ajuda em várias etapas do trabalho de campo.

À professora Sustanis Horn Kunz pela excelente orientação, não só no mestrado, mas desde o trabalho de conclusão de curso.

À professora Cristiani Spadeto pela coorientação e por todas as contribuições valiosas para esse trabalho.

À banca examinadora, composta pelos professores Henrique Machado Dias, Karla Pedra de Abreu e João Paulo Fernandes Zorzanelli, pelas considerações muito importantes para a melhoria desse trabalho.

À equipe do laboratório de sementes por terem compartilhado o espaço e conhecimento fundamental para a pesquisa.

Aos meus companheiros de campo, Carlos Eduardo, Jéssica, Patrícia, Robert, Marcelo, Amanda, Lucas, Alfredo, Augusto, Rayane, Walter e Lavínia, por toda ajuda.

Ao Augusto César pela importante ajuda com os testes estatísticos dessa pesquisa.

Ao meu irmão Wesley e ao tio Ednilson por serem meus motoristas de campo. Agradeço também a tia Vânia, e a toda minha família pelo incentivo e apoio.

Ao meu namorado Walter pela parceria e por tudo.

À Deus pela vida.

RESUMO

Santos, Kézia Catein. **Alelopátia da samambaia *Pteridium esculentum* (G. Forst.) Cockayne em uma Floresta Estacional Semidecidual.** 2022. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro-ES. Orientadora: Prof. Dr^a. Sustanis Horn Kunz. Co-orientadora: Prof. Dr^a. Cristani Spadeto.

O impacto das clareiras dominadas por *Pteridium esculentum* (G. forest.) Cockayne no retardamento da restauração ecológica é uma preocupação mundial pois áreas invadidas por essa samambaia ocorrem em milhares de quilômetros quadrados anteriormente florestados. Em unidades de conservação (UCs), como a Floresta Nacional de Pacotuba, onde há um fragmento invadido, a restauração é de grande importância pois até mesmo fragmentos pequenos em UCs podem abrigar alta diversidade biológica, sendo necessárias medidas visando aumentar o manejo para conservação dessas áreas. Diante disso, o objetivo desse trabalho foi avaliar o banco de sementes do solo da área invadida por *P. esculentum*, bem como a transposição do banco de sementes da floresta na presença ou ausência de frondes da espécie. Além disso, analisar se a samambaia tem efeito alelopático sobre espécies nativas. Foram testadas as seguintes hipóteses: (i) frondes de *P. esculentum* influenciam negativamente a germinação das espécies do banco de sementes do solo no viveiro florestal; (ii) os aleloquímicos presentes nas frondes secas das samambaias reduzem a riqueza e número de indivíduos que germinam em campo; e (iii) maiores números de sementes de *Handroanthus heptaphyllus* Mattos germinam quando irrigadas com extratos de *P. esculentum* (G. forest.) Cockayne menos concentrado (iv). Foram realizados experimentos compreendendo a germinação do banco de sementes do solo no viveiro florestal e a transposição do banco de sementes do interior da floresta para a área, em 20 parcelas instaladas em clareiras abertas. Para os testes alelopáticos em laboratório foram utilizados extratos aquosos da espécie sobre sementes de *H. heptaphyllus*. A escolha da espécie se deu por apresentar grande disponibilidade de sementes viáveis no viveiro florestal. Como resultado da germinação do banco de sementes em viveiro, não foram encontrados indivíduos de *P. esculentum*, o banco foi composto majoritariamente por espécies das famílias Asteraceae e Melastomataceae. A transposição do banco de sementes para a área invadida

resultou na germinação e crescimento de uma única espécie, *Trema micrantha*, que ocupou praticamente todas as parcelas, inclusive as parcelas de tratamento controle, indicando que as sementes não foram levadas apenas com a técnica de transposição. O tempo médio de germinação e o crescimento da porção aérea dos indivíduos de *H. heptaphyllus* foram influenciados pelos extratos da *P. esculentum*, porém é necessário que mais estudos sejam realizados, a fim de compreender a ação dos aleloquímicos sobre a germinação de sementes de espécies nativas.

Palavras-Chave: invasão biológica; alelopatia; teste de germinação; recuperação de áreas invadidas; transposição; banco de sementes.

ABSTRACT

Santos, Kézia Catein. **Allelopathy of the fern *Pteridium esculentum* (G. Forst.) Cockayne in a Seasonal Semideciduous Forest.** 2022. Dissertation (Master's in Forest Sciences) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro-ES. Orientadora: Prof. Dr^a. Sustanis Horn Kunz. Co-orientadora: Prof. Dr^a. Cristani Spadeto.

The impact of clearings dominated by *Pteridium esculentum* (G. forest.) Cockayne in delaying ecological restoration is a worldwide concern because areas invaded by this fern occur in thousands of square kilometers that were previously forested. In conservation units (UCs), such as the National Forest of Pacotuba, where there is an invaded fragment, restoration is of great importance because even small fragments in UCs can harbor high biological diversity, requiring measures to increase the management for the conservation of these species. areas. Therefore, the objective of this work was to evaluate the soil seed bank in the area invaded by *P. esculentum*, as well as the transposition of the forest seed bank in the presence or absence of fronds of the species. In addition, to analyze whether the fern has an allelopathic effect on native species. The following hypotheses were tested: (i) *P. esculentum* fronds negatively influence the germination of species from the soil seed bank in the forest nursery; (ii) allelochemicals present in dry fern fronds reduce the richness and number of individuals that germinate in the field; and (iii) higher numbers of *Handroanthus heptaphyllus* Mattos seeds germinate when irrigated with less concentrated *P. esculentum* (G. forest.) Cockayne extracts (iv). Experiments were carried out comprising the germination of the seed bank from the soil in the forest nursery and the transposition of the seed bank from the interior of the forest to the area, in 20 plots installed in open gaps. For the allelopathic tests in the laboratory, aqueous extracts of the species were used on *H. heptaphyllus* seeds. The choice of the species was due to the high availability of viable seeds in the forest nursery. As a result of the germination of the seed bank in the nursery, no individuals of *P. esculentum* were found, the bank was composed mainly by species of the families Asteraceae and Melastomataceae. The transposition of the seed bank to the invaded area resulted in the germination and growth of a single species, *Trema micrantha*, which occupied practically all the plots, including the control treatment plots, indicating that the seeds were not taken only with the transposition technique. The average time of germination and the growth of the aerial portion of the individuals of *H. heptaphyllus* were influenced by the extracts of *P. esculentum*, however it is necessary that more studies are carried out in order to understand the action of allelochemicals on the germination of seeds of species native.

Key-words: biological invasion; allelopathy; germination test; recovery of invaded areas; transposition; seed bank.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. HIPÓTESE	13
3.1 Objetivo geral.....	13
3.2 Objetivos específicos	14
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
4.1 Invasão biológica	14
4.2 Invasão biológica por <i>P. esculentum</i>	16
4.3 Banco de sementes como estratégia de restauração.....	18
4.4 Alelopatia em <i>P. esculentum</i>	20
5. MATERIAL E MÉTODOS	16
5.1 Área de Estudo	23
5.2 Vegetação.....	24
5.6 EXPERIMENTOS DE CAMPO.....	24
5.6.1 Banco de sementes da área invadida por <i>P. esculentum</i>	24
5.6.2 Transposição do banco de sementes do solo da floresta como estratégia de restauração da área invadida por <i>P. esculentum</i>	25
5.7 EXPERIMENTO DE LABORATÓRIO.....	27
5.7.1 Teste de alelopátia de <i>P. esculentum</i> sobre germinação e desenvolvimento de <i>H. heptaphyllus</i>	27
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
6.1 Banco de sementes da área dominada por <i>P. esculentum</i>	29
6.2 Transposição de banco de sementes do solo da floresta como estratégia de restauração da área dominada por <i>P. esculentum</i>	36
6.3 Influência dos compostos alelopáticos de <i>P. esculentum</i> na germinação e desenvolvimento <i>H. heptaphyllus</i>	41
7. CONCLUSÃO.....	46
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais enfrentam historicamente períodos de distúrbio e recuperação, seguindo diferentes escalas espaciais e temporais. Entretanto, o processo de regeneração dos ecossistemas florestais pode ser interrompido ou desviado, por exemplo, como consequência do uso intensivo e desordenado dos recursos naturais que venham a degradar a fertilidade do solo ou reduzir a disponibilidade da biota local (CHAZDON, 2003).

Um importante problema encontrado nos ambientes antropizados em regeneração é a invasão biológica. Essa invasão se caracteriza pela introdução e adaptação de espécies ao espaço, seguido do desaparecimento de obstáculos naturais à sua proliferação, o que permite que ela se disperse rapidamente e conquiste novas áreas, transformando-se em uma população dominante (PINTO et al., 2014).

As ações humanas são os principais fatores que criam oportunidades para episódios de invasão biológica, seja pela introdução proposital ou acidental de novas espécies, ou por distúrbios provocados no ambiente físico ou na própria comunidade (MATOS; PIVELLO, 2009). Segundo estes autores, o revolvimento ou a fertilização do solo, as alterações microclimáticas, ou ainda, a eliminação de espécies indesejáveis, são as principais alterações que podem corroborar com a invasão de espécies vegetais.

Espécies invasoras trazem uma série de consequências no local que colonizam, podendo levar a exclusão de espécies nativas por competição e extinções locais. Além disso, têm sido consideradas como uma das principais causas de perda de biodiversidade e modificações na estrutura dos ecossistemas em todo o mundo (PIMENTEL, 2011). Dentre as principais espécies de plantas catalogadas como potencialmente invasoras, são citadas as pertencentes ao gênero *Pteridium* (SILVA; SILVA-MATOS, 2006; PIMENTEL, 2011; NASCENTE et al., 2019), as quais densas populações ocorrem com frequência simultaneamente à regeneração das comunidades arbóreas no domínio Atlântico e em quase todos os continentes (SILVA; MATOS, 2006). No Brasil, o gênero *Pteridium* é representado pela espécie

Pteridium esculentum (G. Forst.) Cockayne, popularmente conhecida como "samambaia" ou "samambaia do campo", ocorrendo em regiões montanhosas e serras do Sul ao Sudeste do país, apresentando melhor desenvolvimento em zonas mais frias de boa pluviosidade e com solos bem drenados (TOKARNIA et al., 2000).

O desmatamento e a transformação de extensas áreas para uso agropecuário ou agrícola têm contribuído na disseminação dessas samambaias que rapidamente colonizam estes espaços (HOJO-SOUZA et al., 2010). Em áreas dominadas por *P. esculentum* é comum o aumento da ocorrência, duração e intensidade de incêndios, devido ao grande acúmulo de necromassa, que funciona como material combustível (SILVA MATOS et al., 2006).

As frondes das samambaias também podem reduzir o recrutamento e estabelecimento de outras espécies, reduzindo a diversidade local (MARRS et al., 2000). Essa redução da diversidade, resulta na inibição ou retardamento do processo de regeneração de uma floresta (HARTIG; BECK, 2003; HUMPHREY; SWAINE, 1997; MIATTO et al, 2011.; RIBEIRO et al., 2013) e compromete a conexão entre os fragmentos (NETO et al., 2000; PINHEIRO; DURIGAN, 2009).

Nesse contexto, o papel das clareiras dominadas por espécies do gênero *Pteridium* no retardamento da restauração ecológica é uma preocupação mundial, pois áreas invadidas por essas samambaias ocorrem em milhares de quilômetros quadrados de cobertura de habitats anteriormente florestados em todos os continentes (HOLM, et al., 1997; VERDCOURT, 1999; MARRS; WATT, 2006). As samambaias do gênero *Pteridium* são uma das ervas daninhas mais poderosas do mundo, pois são vigorosas e resistentes a herbicidas não poluentes (HARTIG; BECK, 2003).

Estudos na Floresta Atlântica, relataram que muitas áreas têm o gênero *Pteridium* como dominante no banco de sementes do solo, mesmo na ausência do esporófito adulto (AGUIRRE, 2007; SILVA; MATOS, 2006; LIPPOK et al, 2013; XAVIER et al., 2016). Estes autores relataram que geralmente essas áreas apresentam pequenas quantidades de sementes de espécies arbóreas, sugerindo baixo potencial de regeneração natural do banco de sementes.

Dessa forma, a avaliação da composição do banco de sementes do solo como um instrumento importante da resiliência da comunidade é fundamental para o desenvolvimento de técnicas efetivas de conservação e restauração. A técnica de transposição do banco de sementes do solo para recuperação de áreas degradadas é eficiente (ZANETI, 2008). No caso de áreas invadidas por samambaias, a técnica mostra resultados positivos quanto ao início do processo de sucessão ecológica, como no trabalho de Brandão et al. (2016).

A transposição do banco de sementes objetiva a restauração do solo, componente pouco focado, porém, de grande importância nos ecossistemas degradados (REIS et al., 2003). Quando bem implementada, a transposição do banco de sementes pode atuar como uma fonte de recuperação da vegetação, preservando espécies e apoiando seu estabelecimento, auxiliando na persistência e recolonização (KISS et al., 2018).

Além de estudos do banco de sementes, outro aspecto que deve ser levado em consideração é a interferência alelopática de *P. esculentum*. A alelopatia é tratada como qualquer efeito inibitório ou benéfico, direta ou indiretamente, que ocorre de uma planta para outra, pela produção de compostos químicos liberados nas regiões de contato entre plantas (GOLDFARB, PIMENTEL; PIMENTEL; 2009). Esses compostos são designados aleloquímicos e estão presentes em todos os órgãos do corpo vegetal (GATTI; PEREZ; LIMA, 2004).

A *P. esculentum* libera compostos ativos que inibem a germinação e o crescimento de outras plantas (MATSUHARA et al., 2010). Levando em conta a escassez de estudos que analisam o potencial alelopático da espécie sobre árvores nativas, e a grande ênfase do poder público e não governamental sobre a necessidade de restaurar fragmentos alterados na Floresta Atlântica (SABOGAL; BESACIER; MCGUIRE, 2015), há a necessidade de priorização de pesquisas nesse sentido, que visem definir as melhores estratégias e espécies para implementação em programas de restauração com essa problemática.

É imprescindível que as espécies utilizadas para a restauração desses ambientes possuam características que favoreçam a sua sobrevivência e

multiplicação no local. Um exemplo de espécie potencialmente adequada para essa finalidade é *Handroanthus heptaphyllus*, pertencente à família Bignoniaceae (LORENZI, 1992). A árvore, conhecida como “ipê roxo”, produz frutos deiscentes e grande quantidade de sementes aladas e apresenta rápida germinação (SOUZA et al., 2005). Essas características da espécie, somada a sua grande importância ambiental, tornam o uso da *H. heptaphyllus* comum em projetos de paisagismo e recuperação de áreas degradadas (LORENZI, 2000).

Em UCs como a Floresta Nacional de Pacotuba, onde há um fragmento invadido por *P. esculentum*, a restauração é de suma importância, pois até mesmo fragmentos pequenos no contexto de UCs podem abrigar uma alta diversidade biológica (MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008). Além disso, habitats fragmentados como samambaias, podem aumentar a mortalidade dos indivíduos de espécies arbóreas provocando a redução das complexidades de interações entre plantas, polinizadores e dispersores, levando a desequilíbrios nos processos ecológicos (LAURENCE et al, 2000; LOPES et al, 2009). Nesse contexto, umas das formas de reduzir os efeitos da fragmentação é aumentar a conectividade da paisagem através de estratégias de restauração (TAMBOSI, 2014), facilitando a manutenção dos processos ecológicos no bioma Atlântico.

2. HIPÓTESES

Foram testadas as seguintes hipóteses: (i) o banco de sementes do solo local é composto, majoritariamente por *P. esculentum*; (ii) as frondes de *P. esculentum* influenciam negativamente a germinação das espécies do banco de sementes do solo no viveiro florestal; (iii) os aleloquímicos presentes nas frondes secas das samambaias reduzem a riqueza e número de indivíduos que germinam em campo; e (iv) maiores quantidades de sementes de *H. heptaphyllus* germinam quando irrigadas com extratos de *P. esculentum* menos concentrado.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Avaliar o banco de sementes do solo da área invadida por *P. esculentum*, bem como a transposição do banco de sementes da floresta na presença ou ausência de frondes da espécie e analisar se essa samambaia tem efeito alelopático sobre espécies nativas.

3.2 *Objetivos específicos*

- Conhecer a composição do banco de sementes do solo da área invadida por *P. esculentum*;
- Avaliar se a presença de frondes de *P. esculentum* comprometem a germinação das espécies do banco de sementes do solo em casa de vegetação;
- Avaliar o desenvolvimento das plântulas do banco de sementes da floresta transposto na área invadida por *P. esculentum*;
- Avaliar se o banco de sementes da floresta sofre influência na presença de frondes de *P. esculentum*;
- Inferir, com base nas respostas aos compostos alelopáticos de *P. esculentum*, se a espécie *H. heptaphyllus* é adequada para a implementação em projetos de restauração de área invadida por samambaias.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 *Invasão biológica*

A invasão biológica ou contaminação biológica é o processo de introdução e adaptação de espécies que não fazem parte naturalmente de um dado ecossistema, mas que se naturalizam e passam a provocar mudanças no seu funcionamento (ZILLER; GALVÃO,2002). Esse problema está entre as principais ameaças mundiais à biodiversidade e aos ecossistemas (PAGAD et al., 2018).

Dentre as principais causas da invasão biológica está a ação humana, através da utilização de espécies exóticas no paisagismo e na arborização urbana. A prática pode favorecer o início de processos de invasão biológica e gerar sérios impactos ambientais, reduzindo a vegetação nativa nas áreas invadidas (FABRICANTE et al., 2017; SANTANA; FIGUEIREDO,2019).

Além das causas antrópicas, causas naturais como incêndios resultantes da seca ou queda de raios, por exemplo, proporcionam distúrbios representados por perda de cobertura vegetal nativa propiciando que espécies oportunistas colonizem o ambiente (MENEZES; MUCIDA; PEREIRA, 2018). Essa invasão representa um problema para o processo de sucessão decorrente do crescimento rápido e fácil colonização comum entre espécies invasoras (LINERA; MOHENO; BARRERA, 2016).

A facilidade das espécies invasoras em colonizar os ecossistemas ocorre por: a) utilização dos recursos adquiridos com maiores eficiências quando comparado às espécies nativas; b) aquisição dos recursos de forma diferente das espécies nativas locais, incluindo diferenças de tempo ou espaço; c) alteração das ligações tróficas e teias alimentares resultantes; e d) intensificação da frequência, duração, extensão e / ou intensidade de perturbações (VITOUSEK, 1990).

Além dos problemas já citados, que acompanham as espécies invasoras, outra consequência são os danos no processo de evapotranspiração. Alterações na evapotranspiração podem afetar vários componentes da função das bacias hidrográficas, incluindo a produção de água, tempo de escoamento, recarga de águas subterrâneas e capacidade de diluição, levando a prejuízos nas comunidades e nos ecossistemas como um todo (JAIN et al., 2015).

Em ambientes perturbados, a presença de espécies invasoras no banco de sementes do solo pode disponibilizar maiores teores de matéria orgânica, facilitando o armazenamento de carbono e, como consequência, favorecendo o desenvolvimento de espécies pioneiras (SANTOS et al., 2001; POLAND et al., 2021). No entanto, o armazenamento de carbono depende das características da espécie invasora e das condições ambientais do ecossistema. Se a espécie invasora causar aceleração no ritmo de perturbações pode levar a declínios significativos no armazenamento de carbono desencadeando em danos para as comunidades (POLAND et al., 2021).

Dentre as espécies invasoras, *P. esculentum*, por exemplo, é considerada extremamente agressiva, capaz de causar impactos econômicos, ambientais e

levar até mesmo a extinção de espécies (FABRICANTE et al., 2021). Sendo assim, a invasão biológica é um problema evidente que requer atenção especial, pois causa sérios danos à biodiversidade local, comprometendo o funcionamento dos ecossistemas presentes (SILVA; FABRICANTE, 2019).

4.2 Invasão biológica por *Pteridium esculentum*

Dentre as espécies invasoras o gênero *Pteridium* merece destaque. As espécies desse gênero são consideradas florestais, porém podem crescer facilmente a céu aberto, sendo frequentemente encontradas em espaços desmatados por todo o mundo (MARRS; WATT, 2006). As consequências da invasão por *Pteridium* em ecossistemas perturbados levam às mudanças no padrão da vegetação original, além de impossibilitar a presença de outras espécies (SENYANZOBE et al., 2020).

Os efeitos negativos de *P. esculentum* potencializam-se com o aquecimento global, que favorece o aumento das áreas invadidas (MARRS; WATT, 2006). Outro atenuante para o problema é a falta de informações sobre suas interações ecológicas, importantes na recuperação de áreas degradadas dominadas pela espécie (RIBEIRO, et al., 2013).

Segundo Sali et al. (2018), o sucesso na disseminação de *Pteridium*, se deve aos mecanismos ou estruturas que podem operar isoladamente ou em combinação. Alguns exemplos desses mecanismos são: rizomas profundos e extensos, resistentes a climas desfavoráveis e até mesmo a incêndios; facilidade em sequestrar nutrientes do solo a longas distâncias; reprodução por meio de um grande número de esporos carregados pelo vento; resistência à herbivoria; e alta produtividade de suas frondes. Além disso, ocorre a acumulação de resíduos e compostos químicos que podem ter efeitos alelopáticos sobre a vegetação circundante (GLIESSMAN; MULLER, 1978; MARRS et al., 2000; ALONSO-AMELOT; AVERDAÑO, 2002; MARRS; WATT, 2006).

Além do supracitado, a densa camada de serapilheira formada pelas frondes da *P. esculentum* impedem a chegada de propágulos e a germinação das sementes presentes no solo, inibindo o processo de sucessão secundária

(CUNHA, 2014). Segundo a autora, a presença da espécie *P. esculentum* no banco de sementes ao entorno de áreas colonizadas é um indicativo que, após a ocorrência de um distúrbio no local, a espécie poderá dominar a área, levando a danos maiores no ecossistema.

A espécie *P. esculentum* acarreta danos também para agricultores e pecuaristas, levando a prejuízos econômicos. Extensas áreas invadidas entram em “desuso” para práticas agrícolas, como consequência do empobrecimento e acidificação do solo em locais invadidos (VALDEZ-RAMÍREZ, 2020). Além disso, os rizomas da espécie podem atingir a profundidade de 80 cm no solo, o que dificulta a aração e calagem do solo para a instalação das plantações (TOKARNIA et. al. 2000).

O difícil controle da espécie, causa problemas para os proprietários da terra que geralmente deixam de utilizar extensas áreas agricultáveis por conta da invasão. Os danos vão desde prejuízos para a formação das pastagens a riscos de perda de animais pela ingestão da espécie invasora. *P. esculentum* representa um sério risco aos animais manejados em pastagens invadidas, pois são causadoras de neoplasias de bexiga e intestinais em bovinos e ovinos (FRANÇA; TOKARNIA; PEIXOTO, 2002; GHORBANI et al., 2006).

Além disso, a espécie também oferece riscos a seres humanos, pois algumas comunidades no Brasil se alimentam da espécie. A ingestão das samambaias eleva o risco para o desenvolvimento de câncer de esôfago e estômago (HOJO-SOUZA et al., 2010), o que evidencia a importância do manejo e restauração desses locais.

O processo de restauração ecológica nesses ambientes invadidos é dificultado pela atuação da camada de frondes que impedem a radiação solar nos estratos mais inferiores, além da chegada de propágulos de outras espécies no local (SANTOS; VÁLIO, 2002; GHORBANI et al., 2006; SILVA MATOS; BELINATO, 2010; SILVA; SILVA-MATOS, 2006). Quando a germinação das sementes ocorre, a sobrevivência e crescimento de espécies sofre impacto do sombreamento das frondes e dos processos mediados pelo solo, dificultando o processo de sucessão (SALI; MOE; SHEIL, 2018). Diante da notável atuação

das frondes como barreira à regeneração, resultado de um modelo de sucessão por inibição (CONNELL; SLATYER, 1977), é importante compreender e gerenciar as espécies invasoras a fim de melhor proteger e restaurar os ecossistemas invadidos (KERNS et al., 2020).

4.3 Banco de sementes como estratégia de restauração

O banco de sementes do solo é um importante mecanismo no processo de restauração, pois abriga uma vasta diversidade de espécies por tempo prolongado (PLUE; COUSINS, 2013). O banco de sementes é composto pelo estoque de sementes viáveis presentes no solo ou sobre ele, associado a serapilheira (SIMPSON; LECK; PARKER, 1989). Segundo os mesmos autores, esse mecanismo pode ser transitório, com sementes que germinam dentro do período de um ano da dispersão inicial, ou persistentes, com sementes que permanecem no solo por mais de um ano.

O banco de sementes é afetado diretamente pela chuva de sementes e pelo nível de preservação da floresta (SOUZA et al., 2017). Segundo Franco et al. (2012), variações na densidade de sementes em áreas distintas podem estar ligadas a diversos fatores, como o histórico de perturbação, a fonte de propágulos e a qualidade e quantidade da fauna dispersora. A presença de indivíduos pioneiros no ambiente também é um fator que causa variações na densidade de sementes do banco, visto que são fonte de grande parte dos propágulos e geralmente não somam a maioria em composições florísticas onde o processo de sucessão ecológico é avançado (FRANCO et al., 2012).

O banco de sementes é um dos responsáveis pela estrutura e composição florística dos ambientes em processo de recuperação. Esse mecanismo influencia diretamente na colonização e no estabelecimento de populações vegetais e grupos ecológicos, na manutenção da diversidade de espécies e na restauração da riqueza de espécies durante a recuperação da floresta após perturbação (REIS; DAVIDE; FERREIRA, 2014; CORDEIRO et al., 2021). A realização da análise do banco de sementes do solo, segundo Sousa et al. (2020) pode ser considerada um dos melhores bioindicadores para avaliação e

monitoramento de áreas em processo de restauração, bem como para determinar o potencial de autorregeneração de áreas a serem restauradas.

Essa determinação da flora de um banco de sementes é importante para o conhecimento da vegetação autóctone, manutenção da diversidade genética nas comunidades e populações e promoção da sucessão ecológica. Como o conhecimento da flora do banco de sementes pode auxiliar na regeneração de ecossistemas que sofreram algum tipo de antropização, informações obtidas com a germinação do banco de sementes podem contribuir para o conhecimento da dinâmica de florestas (CORDEIRO et al., 2021).

Se tratando de estratégias em campo, dentre os modelos e técnicas de restauração ecológica, merece destaque a transposição do banco de sementes do solo ou topsoil. Essa estratégia de restauração ecológica é citada por diversos autores (MIRANDA NETO et al., 2010; TOZER; MACKENZIE; SIMPSON, 2012; REIS; DAVIDE; FERREIRA, 2014; FOWLER et al., 2015; MARTINS; BORGES; SILVA, 2015; PIAIA et al., 2017; SOUSA et al., 2020), que defendem que a partir da técnica é possível resgatar parte dos atributos e funções de um solo originalmente conservado, como a diversidade de sementes, a disponibilidade de carbono e a melhoria das propriedades químicas e físicas do solo, além de facilitar a inclusão de diferentes formas de vida no local.

O solo transposto de fragmentos florestais favorece o desenvolvimento de espécies herbáceas nativas, facilitando o aumento da cobertura ao longo dos meses, além disso, aumenta a riqueza de espécies e permite a inclusão de indivíduos arbóreos nos locais de transposição, que alavancam o processo sucessional (PIAIA et al., 2017). No geral, o banco de sementes inicia o processo de sucessão, através do incremento de espécies pioneiras. Essas espécies melhoram a qualidade do solo, atuam como poleiros para atração de fauna dispersora, além de fornecerem o sombreamento necessário para a chegada de espécies secundárias, funcionando como facilitadoras para o processo de sucessão ecológico no local (OLIVEIRA et al., 2018).

Para que a técnica de transposição tenha maior eficiência é recomendado que essa seja feita com a junção do solo e da camada superficial de serapilheira

conferindo assim, melhores resultados no que diz respeito a densidade e riqueza de espécies. Quando o banco e a serapilheira são transferidos para locais abertos e solos expostos, a germinação de espécies pioneiras é estimulada, podendo resultar em uma rápida colonização do local (RODRIGUES; MARTINS; LEITE, 2010). Além disso, recomenda-se que a transposição do solo para áreas degradadas seja realizada no início do período chuvoso, para que haja disponibilidade hídrica suficiente para a germinação das sementes que compõem o banco de sementes (SOUSA et al., 2020).

Sabendo que a transposição da serapilheira e do banco de sementes é uma metodologia promissora para estimular a restauração florestal em áreas degradadas (MARTINS et al., 2017) destaca-se a carência de informações científicas quanto a utilização da transposição do banco de sementes em ecossistemas invadidos pela *P. esculentum*, demonstrando a necessidade da validação de metodologias de restauração que sejam eficientes e viáveis economicamente.

4.4 Alelopatia em *Pteridium esculentum*

O termo alelopatia foi definido por Molisch (1937) e se originina do grego “allelon” e “pathós”, que significam “de um para outro” e “sofrer”. O conceito descreve a influência de um indivíduo sobre o outro, seja prejudicando ou favorecendo os demais indivíduos. A alelopatia é definida também como qualquer processo envolvendo metabólitos secundários produzidos por plantas, microrganismos e fungos que, uma vez liberados no ambiente, influenciam o crescimento e o desenvolvimento de sistemas biológicos naturais ou implantados, seja de forma positiva ou negativa (CARMO; BORGES; TAKAKI, 2007).

O efeito da alelopatia se dá através de biomoléculas, chamadas aleloquímicos, produzidas por uma planta e lançadas no ambiente, na fase aquosa do solo ou substrato, ou ainda por substâncias gasosas volatilizadas (RIZVI et al., 1992). Os organismos vegetais apresentam uma série de constituintes químicos com efeito inibitório ou estimulatório denominados de aleloquímicos. Tais compostos são oriundos do metabolismo secundário das

plantas e estão relacionados à sobrevivência e ao estabelecimento da espécie (ALMEIDA-BEZERRA, 2020).

Os compostos alelopáticos podem ser encontrados em diversas partes da planta, variando na sua ação alelopática a depender do órgão que os liberam (SODAEIZADEH; RAFIEIOLHOSSAINI; VAN DAMME, 2010). Em campo, a liberação dessas substâncias ocorre por meio da lixiviação, volatilização, e exsudação radicular, sendo possível que esses mecanismos funcionem juntos suprimindo e dominando outras espécies (AL HARUN; JOHNSON; ROBINSON, 2015).

Os aleloquímicos presentes no gênero *Pteridium* são considerados como um dos principais mecanismos que permitem sua dominância nas áreas em que se estabelecem (SILVA MATOS; BELINATO, 2010; WANG et al., 2011). Segundo Jatoba et al. (2016), nas frondes verdes e na serrapilheira de *P. esculentum*, o composto polifenólico proantocianidinas e ligueína-A possui destaque no que diz respeito a atividade fitotóxica da espécie.

Os compostos alelopáticos de *Pteridium* reduzem o acúmulo de biomassa foliar e radicular, afetando principalmente o crescimento radicular (BRACHO; ARNAUD, 2012). A interferência alelopática sob outras espécies pode variar conforme a sazonalidade e segundo Dolling, Zackrisson e Nilsson (1994), os efeitos mais intensos ocorrem quando a planta ainda está imatura, nos meses que marcam o início da estação de crescimento de *Pteridium*.

Segundo Silva Matos e Belinato (2010), os compostos lixiviados de *P. esculentum* agem prejudicando a germinação, o crescimento e o vigor das plantas. Esses compostos alelopáticos atuam como inibidores do sistema fotossintético, afetando assim o desenvolvimento das demais espécies vegetais (GONZALEZ et al., 1998). Por esse motivo, os compostos alelopáticos liberados pela samambaia as conferem dominância nos ecossistemas, sendo um dos principais fatores que inibem a sucessão ecológica natural em áreas invadidas pela espécie na Floresta Atlântica (SILVA MATOS; BELINATO, 2010).

Sabendo que os aleloquímicos podem interferir fortemente no metabolismo de outros organismos (MEDEIROS, 1990) e o fenômeno da

alelopatia tem se tornado um campo da ciência bastante estudado por diferentes pesquisadores na área da fisiologia vegetal e Ecofisiologia. Os aleloquímicos podem servir como alternativas viáveis à substituição do uso de herbicidas e demais defensivos agrícolas, além disso, essas pesquisas podem solucionar quais os mecanismos que as espécies vegetais invasoras utilizam para colonizar os ambientes (WILLIS, 2007).

A alelopatia é um termo que apesar de estar sendo muito estudado ainda é pouco elucidado. Por esse motivo, novas pesquisas são necessárias para melhor entender os mecanismos de ação dos aleloquímicos na natureza (ALMEIDA-BEZERRA, et al., 2020). Para sanar as questões que envolvem os efeitos dos compostos alelopáticos sobre a germinação de sementes, podem ser realizados testes de germinação em câmara B.O.D., os chamados bioensaios.

Para estudos de aleloquímicos a técnica de bioensaios é importante pois se baseia na resposta biológica de um organismo vivo a uma dada substância ou a metabólitos secundários, servindo de indicativo da presença e/ou da concentração de um composto químico em um substrato (STREIBIG, 1988). Essa ferramenta é necessária e útil para a determinação do potencial alelopático de um organismo ou de um conjunto de substâncias e, em todas as etapas de isolamento, do fracionamento e da identificação de compostos bioativos (LEATHER; EINHELLIG, 1988).

O bioensaio mais utilizado para testar a atividade dos aleloquímicos é a inibição da germinação de sementes. O teste pode ser conduzido em bandejas com substrato de areia esterilizada, segundo metodologia adotada por Simões et al. (2021). A técnica possui como vantagem, principalmente, a redução da necessidade de tratamentos fitossanitários, o que favorece uma melhor observação das respostas alelopáticas nas plântulas (OLIVEIRA; SCIVITTARO; VASCONCELLOS, 1993).

No geral, para bioensaios de alelopatia, são utilizadas espécies sensíveis, que apresentam respostas mais claras aos extratos, como por exemplo *Lactuca sativa* L. e *Lycopersicum esculentum* Mill. (FERREIRA; AQUILA, 2000). Pouco se sabe sobre os efeitos dos compostos do gênero *Pteridium* sobre espécies

nativas. O trabalho de Silva Matos e Belinato (2010), demonstra que pode haver prejuízos na germinação de sementes de espécies nativas em contato com extratos de *P. esculentum*. Devido aos estudos escassos, o presente trabalho optou pela utilização da espécie nativa *H. heptaphyllus*, a fim de entender o comportamento dos compostos alelopáticos sobre essa importante árvore usada para restauração de áreas perturbadas.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado na Floresta Nacional de Pacotuba (FLONA de Pacotuba), localizada no município de Cachoeiro de Itapemirim, ES (Figura 1), entre as coordenadas geográficas 20° 44' 43" S e 41° 17' 29" W. A FLONA é o terceiro maior fragmento florestal da bacia do Rio Itapemirim, com área total de aproximadamente 450,29 ha (ABREU; SILVA; SILVA, 2013). Possui altitude média de 50 m e o clima característico da região é tipo Cwa (ALVARES et al. 2013) adaptado de Köppen (1948), com precipitação média anual de 1293 mm (INCAPER, 2020). As temperaturas baixas variam entre 11,8 °C a 18°C, já as mais elevadas oscilam entre 30,7 °C e 34,8 °C (ICMBIO, 2011). O tipo de solo que predomina na UC é o Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, 2006).

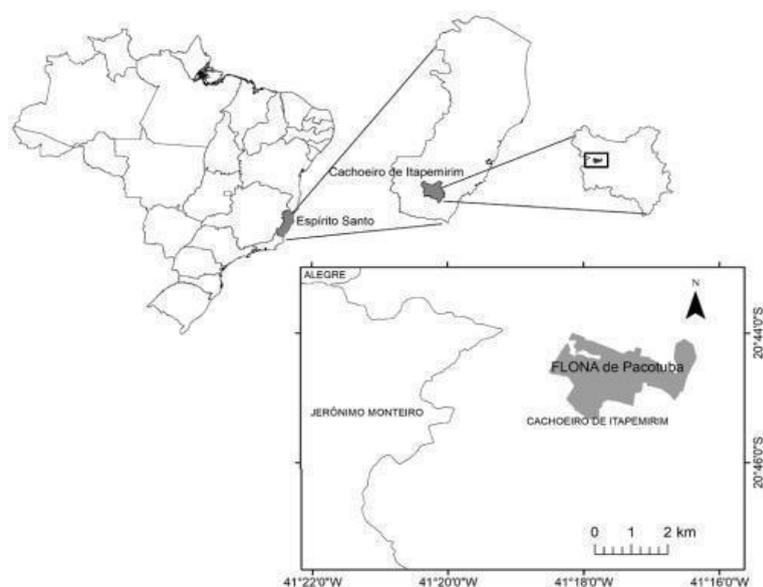


Figura 1: Ilustração da localização da Floresta Nacional de Pacotuba, na bacia do rio Itapemirim, ES. Fonte: Dias et al. (2019).

5.2 Vegetação

A Flona de Pacotuba faz parte do bioma Floresta Atlântica, pertencente a fitofisionomia Estacional Semidecidual Submontana (VELOSO et al., 1991). Esse tipo de floresta é caracterizado por apresentar dois períodos climáticos bem distintos, com um período de intensas chuvas seguido por outro período de estiagem (BIÉ e NOGUEIRA JUNIOR, 2019).

A FLONA é composta por diferentes tipologias de vegetação, que são a macega (ocupa 4,5% da área total da Flona); reflorestamento com exóticas e reflorestamento com nativas e exóticas (0,3%); trecho em estágio médio de regeneração (10,8%); e um trecho de floresta madura (ICMBIO, 2011). Além disso, a Flona também possui uma área central invadida por *P. esculentum*, de aproximadamente 0,57 ha.

5.6 Experimentos de campo

5.6.1 Banco de sementes da área invadida por *Pteridium esculentum*

Na área de estudos invadida por *P. esculentum*, foram abertas 30 clareiras (3 m × 3 m), com distância de cinco metros entre cada uma delas. As clareiras foram organizadas em quatro fileiras, distribuídas ao longo da área, abertas com auxílio de roçadeiras elétricas. No interior das clareiras foram instaladas 30 parcelas, medindo 1 m × 1m. Para a limpeza no interior das parcelas, foi realizada a capina manual, removendo apenas as raízes superficiais.

Para o estudo do banco de sementes, uma amostra de solo foi coletada próximo a cada uma das quatro laterais externas da parcela, pois o interior das unidades amostrais recebeu a transposição do banco de sementes do solo. As amostras foram retiradas com o auxílio de um gabarito de madeira de 25 cm × 25 cm e misturadas em um saco plástico para homogeneizá-las. Uma quantidade de solo equivalente a duas bandejas era retirada como amostras, resultando em duas amostras por clareira. A mesma metodologia foi repetida nas 30 clareiras, totalizando 60 amostras de banco de sementes do solo. A parte superficial

contendo raízes grossas que dificultavam a retirada do solo foi descartada no momento da coleta do solo. O procedimento foi realizado seguindo a metodologia utilizada por Brandão et al. (2016).

Como teste complementar, dez amostras do solo da floresta ao entorno da área invadida foram coletadas aleatoriamente e levadas ao viveiro da universidade para germinar em bandejas plásticas perfuradas, a fim de conhecer a composição do banco de sementes do solo da floresta.

As amostras foram transportadas para o Viveiro da Universidade Federal do Espírito Santo, onde foram depositadas em bandejas plásticas perfuradas (50 cm x 30 cm). Trinta dessas amostras receberam a cobertura de frondes verdes de *P. esculentum* madura, para análise da influência dos compostos alelopáticos sobre a germinação de plântulas. As outras 30 bandejas permaneceram sem qualquer cobertura. Dez bandejas contendo areia estéril foram distribuídas entre as bandejas contendo o banco de sementes, a fim de identificar a entrada de possíveis propágulos invasores.

As bandejas foram mantidas no viveiro, por oito meses, sob tela tipo sombrite (50%) e aspersão de água duas vezes por dia. Após a emergência das plântulas, foi realizada a quantificação e identificação das espécies. As famílias foram classificadas de acordo com o sistema APG IV (THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2016), e os nomes científicos, sinônimos e autoria dos táxons atualizados pela base de dados da Flora do Brasil (2020).

As espécies foram classificadas quanto ao hábito (árvore, arbusto e herbácea), 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).

*5.6.2 Transposição do banco de sementes do solo da floresta como estratégia de restauração da área invadida por *Pteridium esculentum**

Para a transposição do banco de sementes foram coletadas 20 amostras aleatoriamente na floresta a uma profundidade de cinco centímetros (MARTINS, 2009), com o auxílio de um gabarito de madeira de 1 m × 1 m. A fim de evitar o efeito da borda, as amostras foram retiradas no interior da floresta mantendo-se uma distância de 50 m da borda.

Na área de estudo, todas as trintas parcelas tiveram o pH do solo corrigido, por meio da calagem, no mês que antecedeu a transposição. Vinte parcelas receberam o solo da floresta e 10 serviram apenas para controle. Dessas 20 parcelas que receberam o solo transposto, 10 foram mantidas sem nenhuma cobertura vegetal e 10 foram cobertas com frondes das samambaias verdes. O procedimento foi realizado seguindo metodologia semelhante à adotada por Brandão et al. (2016).

A manutenção nas parcelas era realizada mensalmente (a cada 20 ou 30 dias). No processo, todos os indivíduos de *P. esculentum* encontrados ao redor e dentro das parcelas eram removidos, seguindo a metodologia de Brandão et al. (2016).

Após um ano de experimento, foram registrados e identificados os indivíduos arbustivo-arbóreos do banco de sementes do local. Para a identificação foram feitas consultas a literaturas e especialistas. As espécies germinantes das parcelas após a transposição foram classificadas em famílias de acordo com o APG IV e os nomes científicos, sinonímias e autoria dos táxons atualizados pela base de dados da Flora do Brasil (2020). As espécies foram classificadas quanto ao hábito de vida, síndrome de dispersão e grupo sucessional, utilizando os mesmos critérios descritos no item 5.6.1.

5.6.3 Análise estatística

Para avaliar se as frondes interferiram na germinação das sementes do banco da área invadida por samambaia, foi comparado o número de indivíduos e espécies que germinaram nas bandejas com e sem cobertura de frondes. As análises foram feitas por meio do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, ao nível de 5% de significância. A escolha desse teste se deu com base no

resultado do teste de normalidade (Shapiro-Wilk, $\alpha = 0,05$), que apresentou distribuição não paramétrica.

Para avaliar se as frondes interferiram na germinação de sementes coletadas no banco de sementes da floresta e transposto para área invadida. Foi comparado o número de indivíduos que germinaram nas parcelas com e sem frondes e nas parcelas controle, através do teste não paramétrico de Kruskal- Wallis (5% de significância). O teste de Kruskal-Wallis foi utilizado pois os dados apresentaram distribuição não paramétrica pelo teste de Shapiro-Wilk, ($\alpha = 0,05$). O número de espécies não foi utilizado na amostragem pois apenas *Trema micrantha* (L.) Blume germinou em número significativo em todas as parcelas.

As análises estatísticas foram realizadas no Software R 3.6.3 (R Core Team, 2020). O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (MAGURRAN, 1988) foi calculado utilizando o Paleontological Statistics-Past 3.0 (HAMMER et al., 2001). O índice de Shannon-Wiener (H') foi calculado apenas para o experimento “Banco de sementes da área invadida por *P. esculentum*”, pois a transposição do banco de sementes resultou em apenas uma espécie dominante.

5.7 Experimento de laboratório

5.7.1 Teste de alelopatia de *Pteridium esculentum* sobre germinação e desenvolvimento de *Handroanthus heptaphyllus*

Amostras das frondes de *P. esculentum* adultas foram coletadas na área de estudo da Flona de Pacotuba e levadas para o laboratório de Sementes Florestais da Universidade Federal do Espírito Santo.

No laboratório as amostras de *P. esculentum* foram lavadas, secas ao sol por 72 horas e na estufa a 40 °C até atingirem peso constante, seguindo metodologia adotada por Silva et al. (2012). Após a secagem, foram preparados extratos com água destilada (92,8%), nos tratamentos (p/v) de 12,5%, 25%, 50% e 100% (SILVA et al., 2012).

Os diferentes tratamentos foram obtidos considerando 10 g de planta diluídas em 500 ml de água destilada para a dosagem menos concentrada e seguindo-se o mesmo padrão para as demais doses (SILVA et al., 2012). Como tratamento controle foi utilizada água destilada em substituição aos extratos aquosos de *P. esculentum* (SILVA et al., 2012).

Bandejas de plástico contendo areia lavada e esterilizada (100 °C), como substrato, foram preparadas. No total foram cinco bandejas, uma para cada um dos quatro tratamentos acima descritos e uma representando o tratamento controle (cada tratamento representa uma concentração de extrato vegetal). Cada bandeja recebeu 100 sementes de *H. heptaphyllus*, que foram distribuídas em cinco repetições de 20 sementes em cada uma dessas bandejas (SIMÕES et al. 2021; SILVA et al. 2012; e LOPES; PEREIRA, 2005). A escolha da espécie se deu de acordo com a disponibilidade de sementes viáveis. Essas sementes foram adquiridas no viveiro florestal da Universidade Federal do Espírito Santo e foram coletadas no município de Jerônimo Monteiro, Espírito Santo.

As bandejas foram mantidas em câmara B.O.D. regulada em 25 °C e fotoperíodo de oito horas, conforme metodologia adotada por Simões et al. (2021). Diariamente as bandejas eram umedecidas com os extratos, segundo metodologia de Silva et al. 2012. A água destilada era utilizada para regar a bandeja correspondente ao tratamento controle.

A partir do início da germinação das sementes, a taxa de emergência foi contabilizada diariamente. Os testes foram conduzidos por 30 dias, até que as taxas de germinação se encerraram. Ao final do experimento, foram coletados os valores correspondentes ao diâmetro do coleto, porção aérea e porção radicular das plântulas. As medidas foram feitas com o auxílio de um paquímetro milimetrado, segundo o procedimento citado por Nakagawa (1999).

As taxas de germinação, o tempo médio de germinação (TMG) e o índice de velocidade de germinação (IVG), foram calculados conforme Vieira e Carvalho (1994). O resultado da taxa de germinação foi expresso em

porcentagem, conforme critérios estabelecidos para análise de sementes (OLIVEIRA et al., 2019).

Os dados referentes às características morfológicas de diâmetro do coleto, porção aérea (PA) e porção radicular (PR) também foram analisados, seguindo metodologia adotada por Silva Matos e Belinato (2010).

5.7.2 *Análise estatística*

Para entender o efeito de frondes de *P. esculentum* na germinação e no desenvolvimento de plântulas de *H. heptaphyllus* os índices da germinação (percentual de germinação, TMG e IVG) e os parâmetros morfológicos (diâmetro do coleto, porção aérea, porção radicular e número de folhas) foram submetidos aos testes de normalidade (Shapiro-Wilk, $\alpha = 0,05$). O IVG e os parâmetros morfológicos, foram considerados normais, portanto, foram submetidos ao Tukey ($p < 0,05$). Os demais dados foram considerados não normais, logo, foram submetidos ao teste de Kruskal-Wallis ao nível de 5% de significância. As análises estatísticas foram realizadas no Software R 3.6.3 (R Core Team, 2020).

Testes de correlação foram utilizados para se verificar a colinearidade entre os índices medidos para a germinação e desenvolvimento das plântulas. A análise foi feita de acordo com o trabalho de Schmidt, Castellani e Dechoum (2021) e Oliveira et al. (2015).

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 *Banco de sementes da área dominada por Pteridium esculentum*

Germinaram no banco de sementes do solo da área invadida um total de 944 indivíduos, pertencentes a 11 famílias, 15 gêneros e 19 espécies, destas, sete espécies foram identificadas somente a nível de gênero, e duas espécies permaneceram indeterminadas. O banco de sementes sob a floresta registrou a presença de 263 indivíduos, pertencentes a 7 famílias, 10 gêneros e 10 espécies (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies amostradas no banco de sementes do solo da área invadida por *P. esculentum* da Floresta Nacional de Pacotuba, ES, e no banco de sementes do solo da floresta ao entorno da área invadida (Floresta). caracterização quanto à forma de vida (FV), grupo ecológico (GE), síndrome de dispersão (SD); Arv. = árvore, Her. = herbáce; P = pioneira; Zoo. = zoocoria, Ane. = anemocoria, Aut. = autocoria; SC = sem classificação.

Família/Espécie	GE	SD	FV	Número de indivíduos		
				Sem frondes	Com frondes	Floresta
Amaranthaceae						
<i>Alternanthera sp.</i>	SC	SC	SC	13	10	1
Asteraceae						
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	P	Ane	Her	95	181	20
<i>Baccharis serrulata</i> (Lam.) Pers.	P	Ane	Her	0	2	0
<i>Bidens pilosa</i> L.	P	Ane	Her	0	1	0
<i>Gamochoaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	P	Ane	Her	0	0	3
<i>Indivíduo Asteraceae</i>	SC	SC	SC	0	0	1
Cannabaceae						
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	P	Zoo	Árv	162	44	49
Celastraceae						
<i>Monteverdia sp.</i>	SC	SC	SC	1	0	2

Dennstaedtiaceae

<i>Pteridium</i> sp.1	P	Ane	Her	5	0	0
<i>Pteridium</i> sp. 2	SC	Ane	Her	25	12	0

Fabaceae

<i>Bauhinia</i> sp.	SC	SC	SC	1	0	0
---------------------	----	----	----	---	---	---

Melastomataceae

<i>Clidemia hirta</i> (L.) D.Don	P	Zoo	Arb	9	7	22
<i>Clidemia</i> sp.	SC	SC	Arb	64	94	
<i>Miconia</i> sp.	SC	SC	SC	16	11	21
<i>Tibouchina herbacea</i> (DC.) Cogn.	SC	Ane	Her	19	6	0
<i>Tibouchina</i> sp.	SC	SC	SC	1	1	0

Phyllanthaceae

<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	P	Ane	Her	119	50	143
-----------------------------------	---	-----	-----	-----	----	-----

Phytolaccaceae

<i>Phytolacca americana</i> L.	SC	Zoo	Her	0	1	0
--------------------------------	----	-----	-----	---	---	---

Solanaceae

<i>Solanum americanum</i> L.	P	Zoo	Her	0	0	1
------------------------------	---	-----	-----	---	---	---

Urticaceae

<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	P	Zoo	Árv	7	0	0
------------------------------------	---	-----	-----	---	---	---

No geral, as formas de vida mais representativas encontradas no banco de sementes tanto com frondes, quanto sem frondes, foram as herbáceas (Tabela 1), (55,0% dos indivíduos e 50,0% das espécies). O baixo número de indivíduos de espécies arbustivas e arbóreas, quando comparadas às espécies herbáceas é comum em trabalhos de análise de banco de sementes (HOPKINS; TRACEY; GRAHAM, 1990; BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 2001; FRANCO et al., 2012; MACHADO et al., 2013; PIAIA et al., 2017; BRANDÃO et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2018). Esse resultado pode ser explicado pelo fato da área de estudos estar em processo inicial de sucessão ecológica e colonizada por *P. esculentum*. Segundo Machado et al. (2013) e Weber et al. (2012) a perturbação do ambiente invadido auxilia na permanência de espécies herbáceas, em função de seu caráter pioneiro e facilidade de adaptação a solos pobres.

O baixo número de indivíduos arbustivo-arbóreos do banco de sementes da área invadida por *P. esculentum* também pode ser atribuído, à densa camada de serapilheira formada pelos esporos da espécie. Essas camadas de serapilheira impedem a chegada de propágulos no solo, além de reduzir a radiação solar incidente no solo, prejudicando a germinação e o estabelecimento de espécies arbustivo-arbóreas no local (RIBEIRO et al., 2013).

A predominância de espécies herbáceas no banco de sementes da área invadida por *P. esculentum* pode estar relacionada com o ciclo de vida dessas espécies, grande produtividade de sementes, mecanismos eficientes de dispersão. Além disso, os dosséis abertos de florestas secundárias, como a do entorno da área invadida, e as clareiras facilitam a dispersão e a incorporação de sementes no solo (BRANDÃO, et al., 2016).

Com exceção de herbáceas invasoras, como *P. esculentum* que podem prejudicar a sucessão local, algumas espécies herbáceas são importantes nos locais em processo de restauração, atuando como colonizadoras iniciais. Quando recrutadas têm o papel de modificar o ambiente e permitir uma nova dinâmica sucessional, pois atuam na atração de fauna dispersora, além de contribuir com a melhora dos atributos químicos e físicos do solo (TRES; REIS, 2009).

No que tange os grupos ecológicos, todas as espécies encontradas no banco de sementes pertencem ao grupo ecológico das pioneiras. O domínio de espécies pioneiras aparece também em outros estudos de banco de sementes do solo (MARTINS, et al., 2008; FRANCO et al., 2012; BRANDÃO et al., 2016; PIAIA et al., 2018), porém no caso do presente trabalho, todas as espécies foram classificadas nesse grupo ecológico. Esse domínio pode ser explicado pelo fato de que a área está invadida, logo, a chegada de novas espécies de estágios sucessionais mais avançados é dificultada. Além disso, o banco de sementes da própria floresta ao entorno da área é composto majoritariamente por espécies pioneiras.

Esse grupo ecológico tem importante papel em ambientes perturbados, caracterizadas pela notável dispersão de suas sementes. Sementes de espécies pioneiras podem ficar dormentes no banco de sementes ou serem continuamente dispersas pelos animais entre clareiras (MACEDO, 1993; WEBER et al., 2012) ou pelo vento, como várias espécies da família Asteraceae (LOPES, et al., 2010), por exemplo, que apresentaram grande dominância no presente estudo. Espécies pioneiras exercem função importante no início da sucessão ecológica para a restauração e recuperação de áreas degradadas (MIRANDA NETO et al., 2010; FRANCO et al., 2012).

A ausência de espécies tardias no banco de sementes da área dominada por *P. esculentum* pode se dar devido ao fato de que produzem sementes grandes e menos numerosas, sendo de mais difícil incorporação ao solo, e ficando expostas à predação. Além disso, espécies tardias podem apresentar dormência facultativa no solo, podendo germinar rapidamente e compor o banco de plântulas ou permanecer dormentes diante de condições adversas (BRANDÃO et al., 2016), como acontece nos microhabitats invadidos por *Pteridium*.

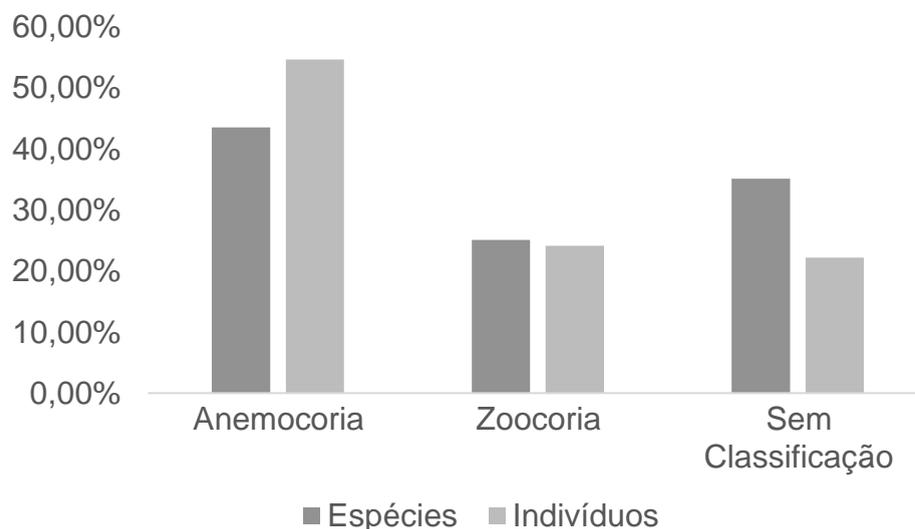


Figura 2: Percentuais de síndromes de dispersão encontradas para número de espécies e indivíduos

Quanto à síndrome de dispersão, houve o predomínio da anemocoria que somou 43,4 % das espécies e 54,5 % dos indivíduos (Figura 2). Essa síndrome de dispersão também foi encontrada na análise de banco de sementes de outros estudos em ambientes invadidos (TRES; REIS, 2009; BRANDÃO et al., 2016; PIAIA et al., 2018).

Espécies com dispersão anemocórica são importantes para a sucessão ecológica pois atuam como colonizadoras iniciais de ambientes degradados, mesmo na ausência de agentes dispersores. As espécies que apresentam interação com a fauna atuam como facilitadoras da sucessão ecológica, pois favorecem o fluxo gênico, atraem e alimentam a fauna dispersora alavancando o processo de sucessão local (CORBIN; HOLL, 2012).

As famílias Melastomataceae e Asteraceae foram as de maior riqueza no banco de sementes da área invadida por *P. esculentum*, com cinco e três espécies, respectivamente. Em estudos de mecanismo da regeneração natural em locais degradados, a família Asteraceae também aparece com predomínio (BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 2001; SOUZA et al., 2006; ARAÚJO et al., 2006; PIAIA et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2018). Em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, tanto a família Asteraceae bem como a Melastomataceae apareceram dentre as de maior riqueza (FRANCO et al.,

2012), demonstrando que é comum encontrar essas famílias no banco de sementes de ambientes fragmentados.

A família Melastomataceae também apresentou maior riqueza em outros locais invadidos por *Pteridium* na Mata Atlântica e Cerrado (SILVA e SILVA MATOS, 2006; RIBEIRO et al., 2013; BRANDÃO et al. 2016). Espécies dessa família são observadas com frequência em áreas invadidas por *Pteridium* devido à grande quantidade e ao tamanho reduzido de suas sementes (RIBEIRO et al., 2013). Estes fatores, aumentam a chance das sementes transporem a densa camada de serapilheira formada pelas frondes da *P. esculentum* atingindo o solo, o que resultaria no destaque da família.

As espécies com maior número de indivíduos no banco de sementes foram: *T. micrantha* com 206 indivíduos (21,82%) e *Phyllanthus tenellus* com 169 indivíduos (17,91%) (Tabela 1). Esse resultado foi semelhante ao encontrado no estudo de mecanismos de regeneração natural que analisou o banco de sementes de uma área degradada no Rio de Janeiro, e encontrou ambas as espécies dentre as mais abundantes (SOUZA et al., 2006; OLIVEIRA et al., 2018). Em estudo de banco de sementes de uma área degradada em Minas Gerais, Martins et al. (2008) também encontrou a *T. micrantha* dentre as arbóreas mais abundantes.

A espécie *P. esculentum* não foi encontrada nessa amostragem em nenhum dos tratamentos. Esse resultado diverge de outros trabalhos que analisaram o banco de sementes do solo de um local invadidos pelo gênero *Pteridium* (SILVA; SILVA-MATOS, 2006; BRANDÃO et al., 2016), que encontraram um banco de sementes composto majoritariamente pela espécie invasora. Oliveira et al. (2018), ao analisar uma área degradada no Noroeste do Rio de Janeiro também encontrou o gênero *P. esculentum* como espécie mais abundante do banco de sementes.

A ausência da espécie *P. esculentum* na amostragem pode estar relacionada as condições de temperatura, umidade e sombreamento (SILVA et al., 2013) às quais as bandejas foram submetidas no viveiro. Essas condições, podem se diferir das encontradas em campo, o que pode ter impedido a

germinação da espécie. Além disso, parte dos esporos da *P. esculentum* podem ter se perdido no momento da coleta do solo para as bandejas.

Com relação ao número de indivíduos encontrados na amostragem não foi observada diferença estatística no número de indivíduos germinados nas bandejas sem e com frondes de *P. esculentum*, que foram 421 e 539, respectivamente. Para a riqueza, observa-se que foi superior nas bandejas com as frondes de *P. esculentum* quando comparado com aquelas sem as frondes (Figura 3).

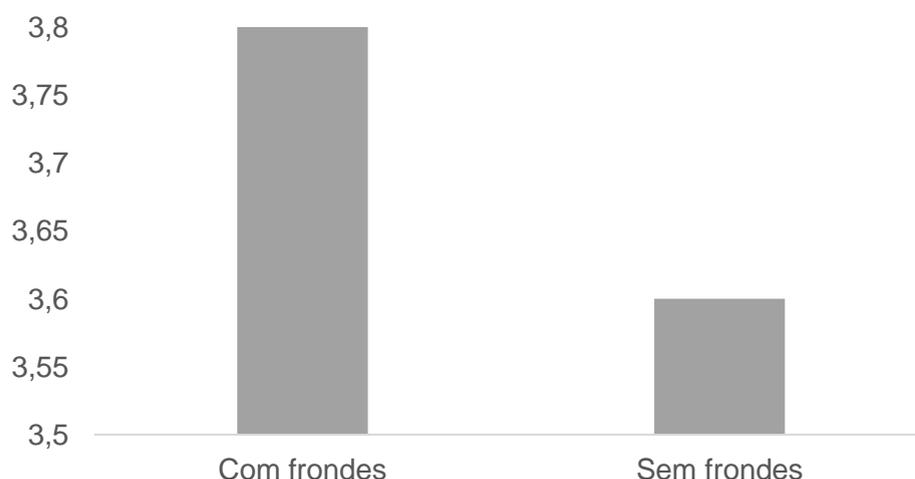


Figura 3: Comparação das médias dos números de espécies que germinaram nas bandejas sem e com cobertura de frondes de *P. esculentum*, pelo teste Kruskal-Wallis.

A maior riqueza nas bandejas sem frondes pode estar relacionada ao fato de todas as espécies emergentes serem pioneiras e estas bandejas receberam maior incidência de raios solares. A germinação de algumas espécies das bandejas com frondes, também pode ter sofrido interferência de compostos alelopáticos, já que algumas espécies podem apresentar maior sensibilidade a essas substâncias. O estudo de Silva Matos e Belinato (2010), que analisou a influência de compostos alelopáticos lixiviados da *Pteridium* sobre o crescimento de mudas em campo, verificou que as espécies pioneiras apresentaram maior resistência, quando comparado às espécies secundárias.

A cobertura de *P. esculentum* sobre as bandejas pode ter auxiliado na retenção de umidade e no sombreamento do solo, facilitando a germinação das plântulas das bandejas com frondes. Essa cobertura, pode ter resultado na ausência de diferença estatística para o número de indivíduos das bandejas sem e com frondes.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') encontrado para o banco da área invadida foi de 0,72 nats/indivíduo indicando que a área possui baixa diversidade, mesmo quando comparada ao índice de outros fragmentos invadidos. Brandão et al. (2016), ao analisar o banco de sementes de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana invadido por *Pteridium*, encontrou o valor de 1,16 nats/indivíduos. Esse resultado pode ser devido à baixa heterogeneidade de espécies presente na floresta ao entorno da área de estudos, o que corrobora com o resultado da germinação do banco de sementes para esse ambiente.

Apesar da baixa diversidade florística encontrada no banco de sementes, foram encontradas espécies pioneiras e anemocóricas, características da fase inicial da dinâmica sucessional. Essas espécies podem contribuir com o avanço do processo de sucessão ecológica no local, devido ao crescimento rápido, típico em espécies pioneiras e atração de fauna dispersora que favorece a colonização por outras espécies (CORBIN; HOLL, 2012).

Para a melhor compreensão dos mecanismos envolvidos na sucessão de áreas invadidas por espécie *P. esculentum* são necessárias que mais pesquisas sejam realizadas a fim de compreender as estratégias mais viáveis para o manejo e restauração desses ambientes.

6.2 Transposição de banco de sementes do solo da floresta como estratégia de restauração da área dominada por *Pteridium esculentum*

A transposição do banco de sementes do solo da floresta para as parcelas da área de estudos resultou em 97 indivíduos, sendo desses 93 de *Trema micrantha* (L) Blume e quatro de *Ageratum conyzoides* L., o que demonstra o destaque da espécie *T. micrantha* nas parcelas da área de estudos.

T. micrantha, espécie nativa pertencente à família Cannabaceae, é uma árvore pioneira, de dispersão ornitocórica, ou seja, por aves (Reflora – Herbário Virtual). A espécie é comumente encontrada por todo Brasil (CASTELLANI; AGUIAR, 1998), colonizando rapidamente áreas florestais perturbadas, como clareiras e áreas de borda (MARTINS; RODRIGUES, 2002; MARTINS et al., 2004). Oliveira et al. (2018) e Kunz e Martins (2014) ao analisarem o banco de sementes do solo de trechos em estágio inicial de sucessão, encontraram uma alta abundância da espécie *T. micrantha*.

É comum em ambientes como clareiras invadidas e fragmentos florestais jovens apresentarem um alto número de indivíduos de espécies pioneiras com produção de numerosas sementes que são responsáveis pela manutenção do banco de sementes do solo (SOUZA et al., 2006). A espécie pioneira *T. micrantha* apresenta grande longevidade no banco do solo, o que tem favorecido sua abundância no banco de sementes de vários fragmentos florestais (GROMBONE-GUARATINI e RODRIGUES, 2002; SEUBERT et al., 2016).

Além do supracitado, a espécie é classificada como zoocórica sendo dispersa por pássaros (ornitocórica), o que em clareiras resulta em uma eficiente forma de dispersão (SEUBERT et al., 2016). Espécies de dispersão do tipo zoocórica são de extrema importância no que se refere à manutenção da fauna dispersora, durante o início da regeneração natural da floresta após distúrbios e em casos de invasão biológica. Espécies que possuem sementes dispersas por animais favorecem a oferta de recursos e abrigos para a fauna dispersora (TRES; REIS, 2009; FRANCO et al., 2012). Por contribuir com a atração de fauna, a zoocoria propicia o fluxo gênico, tendo capacidade de manter o dinamismo do banco de sementes e do banco de plântulas, dando continuidade ao processo sucessional (TRES; REIS, 2009) nesse tipo de ambiente.

Não foi observada diferença estatística entre o número de indivíduos de *T. micrantha* que germinaram nas parcelas controle e nas parcelas que receberam a transposição do banco de sementes da floresta e ficaram sem ou com a cobertura de frondes de *P. esculentum* (Figura 1). Esse resultado, pode ter implicação na influência de compostos alelopáticos presentes no ambiente, que podem não ter influenciado a espécie *T. micrantha* devido à sua abundância

no solo, porém podem ter prejudicado a germinação de outras espécies presentes em menor número.

Quanto à interferência dos aleloquímicos das frondes da samambaia, na germinação das sementes em campo, o resultado do teste Kruskal-Wallis entre os tratamentos (Figura 1) demonstra que não é possível dizer se as frondes de *P. esculentum* influenciaram na germinação das plântulas de *T. micrantha* e demais espécies que compõem o banco de sementes do solo. Portanto, não foi observada diferença estatística entre o número de indivíduos de *T. micrantha* entre as parcelas.

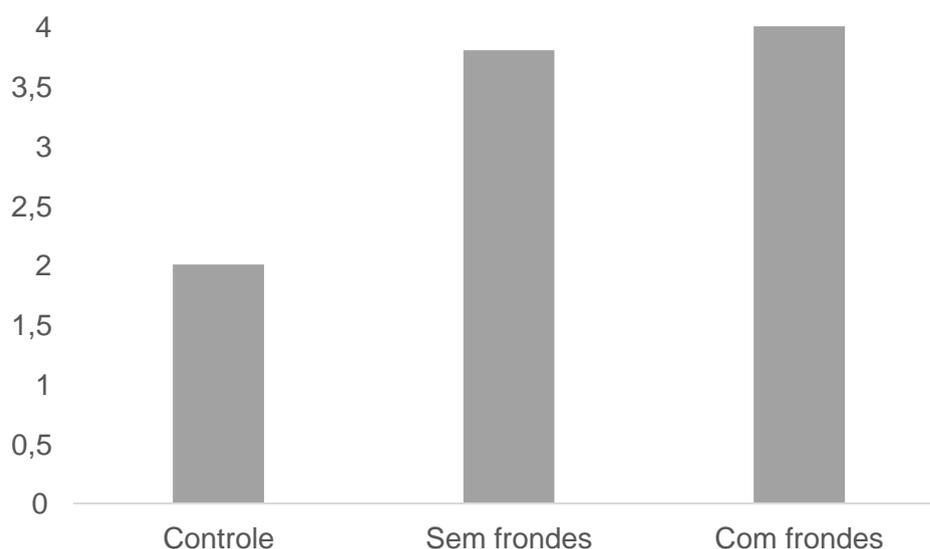


Figura 4: Médias dos números de indivíduos de *T. micrantha* entre os tratamentos, comparadas através do teste Kruskal-Wallis. Tratamento controle; transposição sem cobertura de frondes e transposição com cobertura de frondes.

A baixa abundância e riqueza de espécies, relatada no experimento, pode se resultar da interação negativa da *P. esculentum* com a flora nativa (RIBEIRO et al.,2013), já que a transposição deveria somar em riqueza e número de indivíduos. O fato do banco de sementes da floresta ser composto por baixa diversidade de espécies (Tabela 1) pode também, ter resultado em um banco de sementes homogêneo no local. Essa baixa diversidade e baixa heterogeneidade de espécies pode se dar devido a idade do fragmento florestal circunvizinho (BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 2001), pobre em espécies arbóreas e lenhosas tolerantes à sombra (ABREU et al.,2013). Essas espécies tardias são

essenciais para o sucesso da técnica de transposição na recuperação de áreas invadidas (MIRANDA NETO, et al.,2010).

Há poucos estudos que relatam que os efeitos alelopáticos relacionados à *P. esculentum* que asseguram sua dominância em locais invadidos (MATOS; PIVELLO, 2009; SAITO et al.,1989). No estudo de González e Cristóbal (2004), que analisou a influência das frondes de *P. esculentum* sobre a germinação de *Lactuca sativa* L. em campo, houve interferência dos compostos presentes nas frondes sobre a germinação de *L. sativa*. Uma possível explicação para o resultado do presente estudo, é que os aleloquímicos podem ter sido lixiviados com o passar do período de manutenção, dessa forma não exercendo influência sobre as sementes.

Como *T. micrantha* já estava presente no banco de sementes do solo local, (como observado no experimento do banco de sementes do solo), e germinou em número semelhante nas parcelas controle, não é possível afirmar que a mesma foi trazida com a transposição do solo da floresta. A germinação e a emergência das plântulas de *T. micrantha* na área invadida pode ter sido propiciada pelas limpezas constantes das parcelas, visto que a reabilitação de áreas colonizadas por *Pteridium* é influenciada pela espessura da camada de frondes sobre o solo e suas taxas de deposição e decomposição (GHORBANI et al., 2006). Camadas de serapilheira quando demasiadamente densas, podem impedir a regeneração florestal (SANTOS; VÁLIO, 2002), pois geram tanto limitações físicas à germinação das sementes, as impedindo de atingir o solo, como a redução da radiação nos estratos inferiores (GHORBANI et al., 2006; SILVA MATOS; BELINATO, 2010; SILVA; SILVAMATOS, 2006).

Ribeiro et al. (2013), ao analisarem a regeneração natural em um local invadido por *P. esculentum*, observou que quanto maior a cobertura e altura das samambaias, menor a quantidade de indivíduos regenerantes. Esse resultado, evidencia a atuação das frondes como barreira à regeneração, resultando em um modelo de sucessão por inibição (CONNELL; SLATYER, 1977), onde a espécie atua negativamente sobre a abundância de indivíduos e riqueza de espécies.

A remoção de *P. esculentum* das parcelas pode ter reduzido o sombreamento do solo, facilitado a chegada dos raios solares às camadas inferiores, além de ter impedido o acúmulo de serapilheira nas parcelas, levando ao afinamento da camada formada pela espécie, que restringia a chegada da luz solar, água e outros agentes necessários à germinação das sementes. O desbaste em locais de dominância de *P. esculentum* em áreas florestais perturbadas, é sugerido por Silva Matos e Belinato (2010) como uma forma de reabilitação ambiental.

O estabelecimento de espécies pioneiras como *T. micrantha* desempenha importante papel na sucessão ecológica. Essa espécie propicia condições ambientais necessárias para o desenvolvimento de outras espécies secundárias e tardias (CASTELANI; AGUIAR, 1998; BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 2001; FRANCO et al., 2012).

À medida que espécies pioneiras arbóreas, como *T. micrantha*, vão se estabelecendo formam núcleos atraindo a fauna polinizadora e dispersora de sementes, bem como preparando o ambiente para espécies mais tardias, cumprindo o papel de facilitadoras (TRES; REIS 2009). Árvores pioneiras proporcionam maior sombreamento na área, podendo resultar na diminuição de algumas espécies herbáceas pioneiras. Somando a chegada de espécies arbóreas e a presença de fragmentos no entorno da área, que são fonte de diásporos de novas sementes, o processo de sucessão ecológica pode ser facilitado (MACHADO et al., 2013). Logo, a espécie pioneira *T. micrantha* pode favorecer a regeneração do local.

A presença de indivíduos de *T. micrantha* e uma floresta circundando a área invadida, não garantem sozinhas a sucessão ecológica em casos de invasão biológica por *P. esculentum*. As sementes advindas da floresta podem não chegar até o solo, visto que a serapilheira é uma barreira para a incorporação das sementes no banco. Dessa forma, a retirada da serapilheira faz-se necessária para o sucesso da técnica de transposição de banco de sementes (SILVA MATOS; BELINATO, 2010; BRANDÃO et al., 2016). Além disso, dependendo da composição de sementes do local de coleta do solo é necessário também o acréscimo de sementes em abundância e riqueza, a fim

de suprir as carências existentes no banco a ser transposto (BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 2001) o tornando mais heterogêneo a fim de garantir o sucesso da sucessão ecológica nesses ecossistemas invadidos.

6.3 Influência dos compostos alelopáticos de *Pteridium esculentum* na germinação e desenvolvimento de *Handroanthus heptaphyllus*

Das 100 sementes de *H. heptaphyllus* submetidas à água destilada, germinaram entre 40 e 57 sementes por tratamento. Para as concentrações de 12,5%, 25%, 50% e 100%, foram: 40, 49, 57 e 53 sementes, respectivamente. Não houve diferença estatística entre a média de sementes germinadas que foram irrigadas com os diferentes extratos (Tabela 3).

Tabela 3. Médias e desvio padrão do percentual de germinação, TMG e IVG de *Handroanthus heptaphyllus* para as diferentes concentrações dos extratos aquosos de *P. esculentum*.

TRATAMENTOS	GERMINAÇÃO (%)	TMG	IVG
Controle	57±14,4 ^a	10,2±1,09 ^a	1,03±0,16 ^a
T12.50%	40±18,37 ^a	6,2±3,11 ^{bc}	0,84±0,33 ^a
T25%	49±10,83 ^a	7,6±1,14 ^{ab}	0,83±0,19 ^a
T50%	57±16,80 ^a	5,2±1,09 ^{bc}	1,27±0,46 ^a
T100%	53±14,83 ^a	4,2±0,83 ^c	1,25±0,44 ^a

Médias ± D.P seguidas pelas mesmas letras são estatisticamente iguais pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). D. P: Desvio padrão; TMG: Tempo médio de germinação. IVG: Índice de Velocidade de germinação.

Os percentuais de germinação foram semelhantes entre os tratamentos, porém, nem todos os indivíduos germinados de T50% e T100% permaneceram vivos até o final do experimento. No último dia de contagem das sementes germinadas o tratamento T100% somou apenas 32,24% de indivíduos germinados vivos, enquanto T50% somou 30,6 % de indivíduos vivos. A senescência de indivíduos desses tratamentos pode ser devido ao fato de possuírem as maiores concentrações de extratos aquosos de *P. esculentum*.

No estudo de Silva et al. (2012), foi observada a diminuição na taxa de germinação de sementes de *Eruca sativa* L. para extratos de *P. esculentum* mais

concentrados quando comparado ao tratamento controle. No estudo de Silva Matos e Belinato (2010), que testaram extratos de *P. esculentum* na mesma proporção que o utilizado em T100% sobre sementes de espécies usadas em projetos de reflorestamento, os resultados mostraram a inibição da germinação em *Guazuma ulmifolia* Lam., *Schinus terebinthifolius* Raddi., *Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naud., *Tabebuia heptaphylla* (Vell.) Toledo e *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong Timburi.

Para o TMG, as médias para os tratamentos avaliados se diferem estatisticamente. As sementes do tratamento controle, levaram em média 10 dias para iniciar a germinação, se assemelhando ao T25%, que levou aproximadamente 8 dias. Os tratamentos T12,5%, T50% e T100% apresentaram menor tempo de germinação (6, 5 e 4 dias, respectivamente). O trabalho de Silva et al. (2012) encontrou resultado diferente no que diz respeito ao TMG, que demonstrou maior rapidez na germinação das sementes no tratamento controle, quando comparado aos demais

Para o IVG, os resíduos foram considerados normais. As variâncias foram consideradas homogêneas, ou seja, as médias para cada um dos tratamentos para o IVG, não podem ser consideradas diferentes. Silva et al. (2012), observaram diferença significativa para o IVG, no tratamento controle, onde a velocidade observada foi maior que todas as concentrações analisadas, indicando efeito alelopático.

O teste de correlação (Figura 4) entre o percentual de germinação e o IVG demonstra que as variáveis se correlacionam, indicando que quando a variável porcentagem de germinação aumenta o IVG também aumenta. Resultado semelhante foi encontrado por Oliveira et al. (2015), que analisaram os extratos de espécies com potencial alelopático sobre sementes de *Lactuca sativa*. Não houve correlação entre as variáveis TMG, percentual germinativo e IVG.

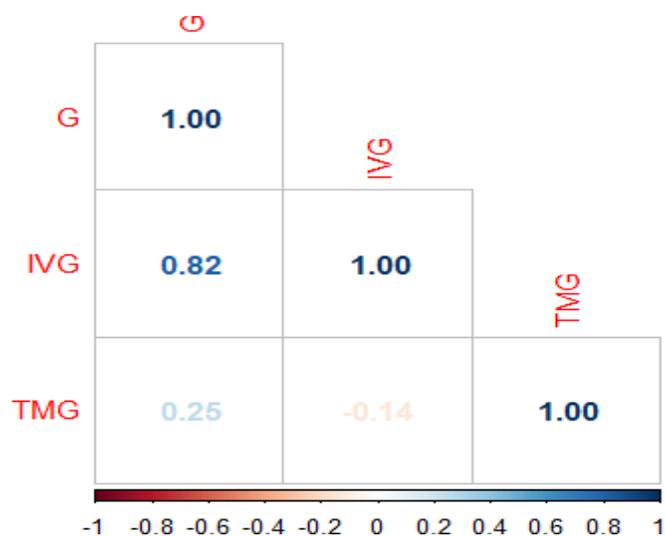


Figura 4. Gráfico de correlação entre as variáveis analisadas para a germinação de *Handroanthus heptaphyllus*, submetidas a extratos aquosos de *P. esculentum*. G: percentual de germinação, IVG: índice de germinação, e TMG: tempo médio de germinação.

Quanto aos efeitos dos compostos alelopáticos da *P. esculentum* sobre as características morfológicas das plântulas de *H. heptaphyllus*, houve diferença significativa para a porção aérea entre os tratamentos (Tabela 4). O tratamento “T100%” se diferenciou de T12,5% e T25% e apresentou semelhança com os tratamentos controle e T50%. No estudo de Silva et al. (2012), os compostos alelopáticos de *P. esculentum* afetaram o crescimento da porção aérea das plântulas analisadas. O mesmo estudo (SILVA et al., 2012) relata, que quanto mais concentrado o extrato, maior o efeito de inibição. Nesse presente trabalho, o efeito de inibição do crescimento da porção aérea se deu tanto para os extratos mais concentrados “T100%” e “T50%”, como para o tratamento controle. Esse resultado demonstra que não é possível associar essa inibição a interferência dos aleloquímicos presentes nos extratos vegetais”.

Tabela 4. Médias e desvio padrão dos parâmetros morfológicos das plântulas germinadas de *Handroanthus heptaphyllus* para os diferentes percentuais de concentração dos extratos aquosos de *P. esculentum*.

Tratamentos	Porção aérea	Porção radicular	Coletor	N. de folhas
Controle	4.27±0,39 ^{ab}	2.09±0.20 ^a	1.31±0.25 ^a	0.60±0.89 ^a
T12.5%	5.05±1.07 ^a	2.21±0.86 ^a	1.44±0.11 ^a	1.20±1.10 ^a

T25%	5.04±1.11 ^a	1.95±0.33 ^a	1.48±0.07 ^a	1.30±0.67 ^a
T50%	3.8±0.49 ^{ab}	2.28±0.41 ^a	1.42±0.14 ^a	0.0±0.0 ^a
T100%	2.27±2.08 ^b	1.08±0.99 ^a	0.81±0.75 ^a	0.0±0.0 ^a

Médias ± D.P seguidas pelas mesmas letras são estatisticamente iguais pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). D. P: Desvio padrão.

A porção radicular não apresentou diferença significativa para os tratamentos analisados. No estudo de Oliveira (2013), sobre o efeito dos extratos de *P. esculentum* em sementes de *Cucumis sativus*. L., o resultado indicou que o extrato vegetal prejudicou o crescimento do sistema radicular nas plântulas.

O coleto e o número de folhas, também não apresentaram diferença estatística entre os tratamentos testados. Porém, não foram encontradas folhas saudáveis nas plântulas germinadas para o tratamento mais concentrado (T100%). A ausência de folhas saudáveis em T100%, em conjunto com o percentual de mortalidade para esse tratamento e o baixo valor médio de crescimento radicular, pode ser um indicativo da influência dos compostos alelopáticos em concentrações elevadas, já que os outros tratamentos apresentaram indivíduos com folhas desenvolvidas.

O teste de correlação (Figura 5) demonstra que as variáveis porção aérea (PA), porção radicular (PR) e coleto (C), se correlacionam, logo, à medida que uma dessas variáveis se altera as demais também se modificam. Estes resultados de correlação comprovam a dependência entre as variáveis ligadas ao desenvolvimento morfológico. Resultado contrário foi encontrado no trabalho de Oliveira et al. (2015) em sementes de *L. sativa*, onde as variáveis PA e PR não tiveram nenhuma relação.

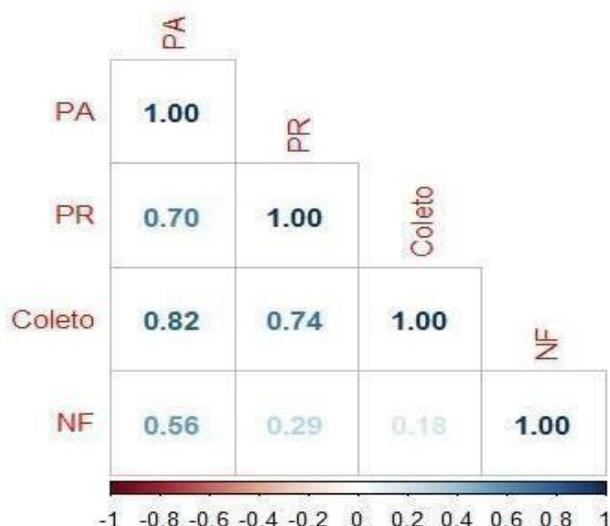


Figura 5. Gráfico de correlação entre os parâmetros morfológicos analisadas para a germinação de *Handroanthus heptaphyllus*, submetidas a extratos aquosos de *Pteridium esculentum*. G: percentual de germinação, IVG: índice de germinação, e TMG: tempo médio de germinação.

O número de folhas (F) não se correlaciona as outras características morfológicas das plântulas demonstrando que as folhas surgiram nas plântulas sem relação com a espessura do coleto e comprimento da raiz ou parte aérea.

7. CONCLUSÃO

Um banco de sementes do solo composto majoritariamente por espécies pioneiras, anemocóricas, das famílias Melastomataceae e Asteraceae como o da área invadida por *P. esculentum* indica estado inicial de processo de sucessão ecológica. Além disso, evidencia o potencial de regeneração do local, quando somado a intervenções de controle da *P. esculentum* e estratégias de restauração do ecossistema.

A presença da espécie *T. micrantha* nas parcelas da área invadida evidencia a possibilidade de continuidade no processo de sucessão ecológica. A espécie é arbórea, anemocórica e pioneira, logo, possui características de suma importância para o sucesso do processo sucessional do local.

Em relação ao banco de sementes germinado no viveiro, não se pode dizer que as frondes afetam negativamente a diversidade de espécies, no caso do presente trabalho. Esse resultado não descarta a necessidade de mais

estudos que busquem compreender os efeitos das frondes da *P. esculentum* na germinação do banco de sementes.

Se tratando das análises de germinação e desenvolvimento de sementes de *H. heptaphyllus* diante dos extratos da samambaia, os resultados indicam que é possível que esses parâmetros sejam influenciados pelos compostos alelopáticos presentes nos extratos, porém para entender a fundo como atuam esses compostos sobre as sementes, faz-se necessários mais pesquisas sobre o tema.

Fica evidente a necessidade de mais estudos que abordam os mecanismos que propiciam a invasão de *P. esculentum* e a restauração em ecossistemas dominados. Esses estudos, facilitam a compreensão dos fatores ambientais que atuam nesses ambientes, além de fornecerem respostas e direções para a implementação de estratégias de restauração para ambientes dominados pela *P. esculentum* na Floresta Atlântica.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

ABREU, K. M. P. et al. ANÁLISE FITOSSOCIOLÓGICA DA FLORESTA NACIONAL DE PACOTUBA, CACHOEIRO DE ITAPEMIRIM, ES - BRASIL. **Cerne**, Lavras, v. 19, n. 1, p. 157-168, jan./mar. 2013.

AGUIRRE, N. Silvicultural contributions to there forestation with native species in the tropical mountain rain forest region of South Ecuador PhD. Thesis. Technischen Universität München, Germany, 2007.

AL HARUN, M. A. Y; JOHNSON, J; ROBINSON, R. W. The contribution of volatilization and exudation to the allelopathic phytotoxicity of invasive *Chrysanthemoides monilifera* subsp. *monilifera* (boneseed). **Biological Invasions**, v. 17, n. 12, p. 3609-3624, 2015.

ALMEIDA-BEZERRA, José Weverton et al. Alelopatia? Não sei! Nunca Vi! Eu só ouço falar. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 12, p. 2020.

ALVARES, C.A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorol-Brasil**, 2013.

ALONSO-AMELOT, M. E.; AVERDÃO, M. Human carcinogenesis and brackenfern: a review of the evidence. **Current Medicinal Chemistry, Schipol**, v. 9, n. 6, p. 675-686, 2002.

APG IV – THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. **Botanical Journal of the Linnean Society**.

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

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.

BIÉ e NOGUEIRA JUNIOR. Identificação dos Biomas e das Fitofisionomias da Vegetação da Ecorregião Tabuleiros Costeiros -, 13º Congresso Interinstitucional de Iniciação Científica – CIIC 2019 30 e 31 de julho de 2019 – Campinas, São Paulo, 2019.

BRACHO, B. C; ARNAUD, O. Efecto de extractos acuosos de *Pteridium aquilinum* L. Kuhn var. *Caudatum* sobre el crecimiento de plántulas de *Solanum lycopersicum* L. **Agronomía Tropical**, v. 62, n. 1-4, p. 039-050, 2012.

BRANDÃO, J. C et al. POTENCIAL DE REGENERAÇÃO DE UMA ÁREA INVADIDA POR *Pteridium aquilinum* NO PARQUE NACIONAL DO CAPARAÓ. Universidade Federal de Viçosa. **FLORESTA**, Curitiba, PR, v. 46, n. 4, p. 543 - 552, out. / dez. 2016.

BRAZIL FLORA GROUP (2021): Brazilian Flora 2020 project - Projeto Flora do Brasil 2020. v393.274. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020.

CARMO, F. M. da S; BORGES, E. E. de L.; TAKAKI, Massanori. Alelopatia de extratos aquosos de canela-sassafrás (*Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer). **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, p. 697-705, 2007.

CASTELLANI, Estela Dalpim; AGUIAR, Ivor Bergemann de. CONDIÇÕES PRELIMINARES PARA A GERMINAÇÃO DE SEMENTES DE CANDIÚBA (*Trema micrantha* (L.) Blume.) 1. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 2, p. 80-83, 1998.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. Perspectives in Plant Ecology, **Evolution and Systematics** 6 (1-2): 51-7, 2003.

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

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 265, p. 37-46, 2012.

CORDEIRO, I. M. et al. Florística e germinação ex situ do banco de sementes do solo em diferentes níveis de luminosidade. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 1, 2021.

CUNHA, J. F. **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 (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, CDD 22. ed. 634.956, Viçosa, MG, 2014.

DIAS, P. B. et al. Riqueza, estrutura e relações ambientais em uma Floresta Nacional no Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 14, n. 4, p. 1-8, 2019.

DOLLING, Ann; ZACKRISSON, Olle; NILSSON, Marie-Charlotte. Seasonal variation in phytotoxicity of bracken (*Pteridium aquilinum* L. Kuhn). *Journal of chemical ecology*, v. 20, n. 12, p. 3163-3172, 1994.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro, 306 p, 2006.

FABRICANTE, J. R. et al. Invasão biológica em sítios de Restinga no Nordeste brasileiro. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 6, p. e48410615942-e48410615942, 2021.

FABRICANTE, J. R. et al. Utilização de espécies exóticas na arborização e a facilitação para o estabelecimento de casos de invasão biológica. *Biotemas*, v. 30, n. 1, p. 55-63, 2017.

FRANCO, B. K. S. et al. Densidade e composição florística do banco de sementes de um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. *Revista Árvore*, Viçosa, MG, v. 36, n. 3, p. 423-432, 2012.

FRANÇA, T.N.; TOKARNIA, C.H. & PEIXOTO, P.V. “Enfermidades determinadas pelo princípio radiomimético de *Pteridium aquilinum* (Polypodiaceae)”. *Pesq. Vet. Bras*, v. 22, p. 85–96, 2002.

FERREIRA, A. G.; AQUILA, M. E. A. Alelopatia: uma área emergente da ecofisiologia. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, v. 12, n. 1, p. 175-204, 2000.

FOWLER, W. M. et al. Evaluating restoration potential of transferred topsoil. *Applied Vegetation Science*, v. 18, n. 3, p. 379-390, 2015.

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.

GATTI, A. B.; PEREZ, S. C. J. G. A.; LIMA, M. I. S., Atividade alelopática de extratos aquosos de *Aristolochia esperanzae* O. Kuntz e na germinação e no

crescimento de *Lactuca sativa* L. e *Raphanussativus* L. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 18, n. 3, p. 459-472, 2004.

GHORBANI, J. et al. Effects of the litter layer of *Pteridium aquilinum* on seed banks under experimental restoration. *Applied Vegetation Science*, New York, v. 9, n. 1, p. 127-136, May 2006.

GLIESSMAN, S., MULLER, C., The allelopathic mechanisms of dominance in bracken (*Pteridium aquilinum*) in southern California. **J. Chem. Ecol.** 4, 337– 362, 1978.

GOLDFARB, M.; PIMENTEL, L. W.; PIMENTEL, N. W., Alelopatia: relações nos agroecossistemas **Tecnologia & Ciência Agropecuária**, João Pessoa, v. 3, n. 1, p. 23-28, 2009.

GONZÁLEZ, A.; SAN CRISTÓBAL, Estado Táchira; ARNAUDE, O. Efecto de residuos de *Pteridium aquilinum* L. Kuhn. incorporados al suelo sobre la acumulación de materia seca de *Lactuca sativa*. In: **Revista de Protección Vegetal**. 2004.

GONZALEZ, V. et al. Inhibition of a photosystem II electron transfer reaction by sorgoleone, a natural product. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, 45:1415- 1421, 1998.

GROMBONE-GUARATINI, M. T.; RODRIGUES, R. R. Seed bank and seed rain in a seasonal semideciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 18, n. 5, p. 759-774, set. 2002.

HAMMER, O., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. PAST: Paleontological Statistics software package for education data analysis. *Paleontologia electronica*, 4, 9p, 2001.

HARTIG, K., BECK, E. The brackenfern (*Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon) dilemma in the Andes of Southern Ecuador. *Ecotropica* 9, 3–13. Holl, K.D., 2012. Restoration of tropical forests. In: van Andel, J., Aronson, J. (Eds.), **Restoration Ecology: The New Frontier**. Blackwell Publishing Ltd, pp. 103–114, 2003.

HOJO-SOUSA, N. S.; CARNEIRO, C. M.; SANTOS, R. C. *Pteridium aquilinum*: o que sabemos e o que ainda falta saber. **Bioscience Journal**, v. 26, n. 5, p. 798-808, 2010.

HOLM, L. et al. *World weeds, natural histories and distribution*. New York, NY: **John Wiley & Sons**, 1997.

HUMPHREY, J., SWAINE, M. Factors affecting the natural regeneration of *Quercus* in Scottis hoak woods. I. Competition from *Pteridium aquilinum*. **J. Appl. Ecol.** 34, 577–584, 1997.

HOPKINS, M. S.; TRACEY, J. G.; GRAHAM, A. W. The size and composition of soil seed banks in remnant patches of three structural rainforest types in North

Queensland, Australia. **Australian Journal of Ecology**, Melbourne, v. 15, n. 1, p. 43-50, Mar. 1990.

ICMBIO - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. PLANO DE MANEJO DA FLORESTA NACIONAL DE PACOTUBA, LOCALIZADA NO ESTADO DO ESPIRITO SANTO. v. i – Diagnostico, Vila Velha, ES. Jun/2011.

INCAPER - Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural - INCAPER, 2020.

JAIN, S. et al. Simulating the hydrologic impact of *Arundo donax* invasion on the headwaters of the Nueces River in Texas. **Hydrology**, v. 2, n. 3, p. 134-147, 2015.

JATOBA, L. J. et al. Allelopathy of brackenfern (*Pteridium arachnoideum*): New evidence from green fronds, litter, and Soil. **PLoS ONE**, v. 11, n. 8, p. 1-16, 2016.

KERNS, B. K. Et al. Invasive grasses: A new perfect storm for forested ecosystems?. **Forest Ecology and Management**, 463, 2020.

KISS, R. et al. Grassland seed bank and community resilience in a changing climate. **Restoration Ecology**, v. 26, p. S141-S150, 2018.

KOPPEN, W. Climatologia: conun estudio de los climas de la tierra. Ciudad del México: **Fondo de Cultura Económica**. p. 479, 1948.

KUNZ, S. H.; MARTINS, S. V. Regeneração natural de floresta estacional semidecidual em diferentes estágios sucessionais. **Floresta**, Curitiba, v. 44, n. 1, p. 111-124, 2014.

LAURENCE, W. F. et al. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature** **404**: 836. 2000.

LEATHER, Gerald R.; EINHELLIG, Frank A. Bioassay of naturally occurring allelochemicals for phytotoxicity. **Journal of Chemical Ecology**, v. 14, n. 10, p. 1821-1828, 1988.

LINERA, G. W.; MOHENO, M. B.; BARRERA, F. L. Tropical cloud forest recovery: the role of seed banks in pastures dominated by an exotic grass. **New Forests**, v. 47, n. 3, p. 481-496, 2016.

LIPPOK, D., et al., 2013. Effects of disturbance and altitude on soil seed bank of tropical montane forests. *J. Trop. Ecol.* 29, 523–529. Loydi, A., Eckstein, R., Otte, A., Donath, T., 2013.

LOPES, A. V. et al. Long-tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation** **142**: 1154-1165. 2009.

- LOPES, J. C.; PEREIRA, M. D. Germinação de sementes de cubiu em diferentes substratos e temperaturas. **Revista Brasileira de sementes**, v. 27, p. 146-150, 2005.
- LOPES, S. F.; OLIVEIRA, A. P.; NEVES, S. B.; SCHIAVINI, I. Dispersão de sementes de uruvalheira (*Platypodium elegans* vog.) (Fabaceae) em um cerradão, Uberlândia-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 807-813, 2010.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Editora Plantarum, 252p. 1992
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 3. Ed. Nova Odessa: **Editora Plantarum**, V.1. 2000.
- MACEDO, A. C. Revegetação: Matas ciliares e de proteção ambiental. São Paulo: **Fundação Florestal**, 27 p. 1993.
- MACHADO, V. M. et al. Avaliação do banco de sementes de uma área em processo de recuperação em cerrado campestre. **Planta Daninha**, Rio de Janeiro, v. 31, n. 2, p. 303-312, 2013.
- MAGURRAN, A.E. Ecological diversity and its measurement. London: Croom Helm Limited, 179p, 1988.
- MARRS, R.H., et al. The ecology of bracken: its role in succession and implications for control. **Ann. Bot.** 85, 3–15, 2000.
- MARRS, R.H., WATT, A.S. Biological flora of the British Isles: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. **J. Ecol.** 94, 1272–1321, 2006.
- MARTENSEN, A. C., R. G. PIMENTEL, and J. P. METZGER. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation** 141:2184-2192. 2008.
- MARTINS, D. A. P. et al. Avaliação da transposição de serapilheira e do banco de sementes do solo em uma área degradada no planalto catarinense. **Floresta**, v. 47, n. 3, 2017.
- MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south - eastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 163, n. 1, p. 51-62, 2002.
- MARTINS, S. V. et al. Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a semideciduous mesophytic forest in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v.172, n.1, p.121-131, 2004.
- MARTINS, S. V. et al. 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. 270 p, 2009.

- MARTINS, S. V.; BORGES, E. E. L.; SILVA, K. A. O banco de sementes do solo e sua utilização como bioindicador de restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 2^a edição. Viçosa- MG, editora UFV, p. 376, 2015.
- 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, jan. 2009.
- MATSUHARA, M.K. et al. Estudo do potencial alelopático da samambaia *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon. In: **Anais do XXII Congresso de Iniciação Científica**, Marília, p. 1896-1899, 2010.
- MEDEIROS, A.R.M. Alelopatia: importância e suas aplicações. **Horti Sul** 1 (3): 27-32, 1990.
- MENEZES, E. S; MUCIDA, D. P; PEREIRA, I. M. Mapeamento de focos de calor em área de invasão biológica no domínio Mata Atlântica em Minas Gerais. **Mapeamento de focos de calor em área de invasão biológica no domínio Mata Atlântica em Minas Gerais**, p. 1-388–416, 2018.
- MIATTO, R. C. et al. Woody vegetation structure of Brazilian Cerrado invaded by *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae). **Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 206, n. 8, p. 757-762, 2011.
- MIRANDA NETO et al. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 3, n. 6, p. 1035-1043, 2010.
- MOLISCH, H. Der Einfluss einer Pflanze auf die andere Allelopathie. Jena, Fischer. 1937.
- NAKAGAWA, J. Testes de vigor baseados no desempenho das plântulas. In: KRZYZANOWSKI, F. C.; VIEIRA, R. D.; FRANÇA NETO, J. B. (Ed.). Vigor de ENCICLOPÉDIA BIOSFERA, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.8, N.14; p. 2012 442 sementes: conceitos e testes. Londrina: **ABRATES**, cap. 2, p. 1-24, 1999.
- NASCENTE, J. C.; et al., RPAS APLICADO NA DETECÇÃO DE PLANTAS INVASORAS EM HABITAT DE ÁREAS ÚMIDAS. **Anais do XIX simpósio brasileiro de sensoriamento remoto**. Vol 19, 2019.
- NETO, R. M. R. et al. Estrutura e composição florística da comunidade arbustivo-arbórea de uma clareira de origem antrópica, em uma floresta estacional semidecídua montana, Lavras-MG, Brasil. **Cerne**, v. 6, n. 2, p. 79-94, 2000.
- OLIVEIRA, Alison Anjos. Alelopatia em samambaias. **Aprendendo Ciência ISSN 2237-8766**, v. 3, n. 1, p. 15-18, 2013.

OLIVEIRA, J. S. et al. Avaliação de extratos das espécies *Helianthus annuus*, *Brachiariabrizanthae* *Sorghum bicolor* com potencial alelopático para uso como herbicida natural. **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**, v. 17, p. 379-384, 2015.

OLIVEIRA, T. J. F. et al. Banco de sementes do solo para uso na recuperação de matas ciliares degradadas na região noroeste fluminense. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 206-217, 2018.

OLIVEIRA, I. C. et al., ROOT PROTRUSION IN QUALITY EVALUATION OF CHIA SEEDS. **Rev. Caatinga**, Mossoró, v. 32, n. 1, p. 282 – 287, jan. – mar., 2019.

OLIVEIRA, R. P.; SCIVITTARO, W. B.; VASCONCELLOS, L. A. B. C. Avaliação de mudas de maracujazeiro em função do substrato e do tipo de bandeja. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 50, n. 2, p. 261-266, 1993.

PAGAD, S. et al. Data descriptor: introducing the global register of introduced and invasive species. **Scientific Data**, 5 (170102):1-12, 2018.

PIAIA, B. B. et al. Transposição do banco de sementes para restauração ecológica da floresta estacional no Rio Grande do Sul. **Revista agrária**, v.12, n.2, p.227-235, 2017.

PIMENTEL, D. Biological Invasions: Economica nd Environmental Costs of Alien Plant, Animal, and Microbe Species. 2 ed. CRC Press, 384p, 2011.

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, jul./set. 2009.

PINTO, M. A. da S et al. Invasão biológica de *Corythuchaciliata* em espaços verdes urbanos de Portugal: modelação do nicho ecológico com o método de máxima entropia. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 3, p. 597-607, 2014.

PLANO DE MANEJO, FLONA, 2011.

PLUE, J., COUSINS, S. A. O. Temporal dispersal in fragmented landscapes. **Biological Conservation**, v. 160, p. 250-262, 2013.

R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available in: <<https://www.R-project.org>> (Accessed on Dez 19, 2021).

REFLORA – **Herbário Virtual**.
<http://www.herbariovirtualreflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/Acessoem09/12/2021>.

REIS, A. et al. 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, D. N.; DAVIDE, A. C.; FERREIRA, D. F. Indicadores preliminares para avaliação da restauração em reflorestamentos de ambientes ciliares. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 34, n. 80, p. 375-389, 2014.

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

RIZVI, S.J.H. et al. A discipline called allelopathy. In: RIZVI, S.J.H. & RIZVI, H. (Eds.) *Allelopathy: Basic and applied aspects*. London, Chapman & Hall, p.1-10, 1992.

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**, v. 34, p. 65-73, 2010.

SABOGAL, C., C. BESACIER, AND D. MCGUIRE. Forest and lands caperestoration: concepts, approaches and challenges for implementation. **Unasyva**, v. 245, p. 3–10, 2015.

SAITO, K. et al. Chemical assay of ptaquiloside, the carcinogen of *Pteridium aquilinum*, and the distribution of related compounds in the Pteridaceae. *Phytochemistry: Chemistry, Biochemistry*, **Molecular Biology**, New York, v. 28, n. 6, p. 1605-1611, June 1989.

SANTANA, Ingrid do Bom Parto Araújo; DE FIGUEIREDO, Nivaldo. INVASÃO BIOLÓGICA POR *Crotalaria retusa* L. (FABACEAE) EM DUNAS NO NORDESTE DO BRASIL. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 29, n. 2.

SANTOS, A. C. et al. Gramíneas e leguminosas na recuperação de áreas degradadas: efeito nas características químicas de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 4, p. 1063-1071, 2001.

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, mar. 2002.

SENYANZOBE, J. M. V. et al. Impact of *Pteridium aquilinum* on vegetation in Nyungwe Forest, Rwanda. **Heliyon**, v. 6, n. 9, p. e04806, 2020.

SEUBERT, R. C. et al. Banco de sementes do solo sob plantios de *Eucalyptus grandis* no município de Brusque, Santa Catarina. **Floresta**, Curitiba, v. 46, n. 2, p. 165-172, 2016.

SILVA et al. Efeitos fisiológicos da utilização de filmes de partículas na aclimatização de mudas de café conilon. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DOS CAFÉS DO BRASIL, 8. Anais.Vitória da Conquista: [s. n.], 2013.

SILVA, F. O.; FABRICANTE, J. R. Invasão Biológica no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 13, n. 2, p. 17-26, 2019.

SILVA, J. E. et al. Efeito alelopático de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. Sobre germinação e desenvolvimento inicial de rúcula (*Eruca sativa* L.). *Enciclopédia Biosfera*, Centro Científico Conhecer – Goiânia, v. 8, n. 14, 2012.

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

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

SIMÕES et al. Grafting among species of the genus *Handroanthus* (Bignoniaceae). *Scientia Forestalis*. 2021.

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. (Ed). *Ecology of soil seed banks*. London: **Academic Press**, 1989. p.3-8.

SODAEIZADEH, H., RAFIEIOLHOSSAINI, M.; VAN DAMME, P. Herbicidal activity of a medicinal plant, *Peganum harmala* L., and decomposition dynamics of its phytotoxins in the soil. *Industrial Crops and Products*, 31(2), 385-394, 2010.

SOUSA, F. Q. et al. Transposição do banco de sementes do solo para restauração ecológica da caatinga no Núcleo de Desertificação do Seridó. *Braz. J. of Develop.*, Curitiba, v. 6, n. 7, p. 50120-50138, jul. 2020.

SOUZA, P. A. et al. Avaliação do banco de sementes contido na serrapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. *Cerne*, Lavras, v. 12, n. 1, p. 57, 2006.

SOUZA, V. C. de et al. Produção de mudas de ipê-amarelo (*Tabebuia serratifolia* (vahl.) Nich.) em diferentes substratos e tamanhos de recipientes. *Agropecuária Técnica*, Areia, PB, v.26, n.2, 2005.

SOUZA, T. R., COSTA, F. R. C., BENTOS, T. V., LEAL FILHO, N., MESQUITA, R. C. G., RIBEIRO, I. O. The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of central Amazonia. *Forest Ecology and Management*, v. 393, p. 105-112, 2017.

SALI, D., MOE S., SHEIL, F. Treeseedrain and seed removal, but not the seed bank, impede forest recovery in bracken (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) - dominated clearings in the African highlands. *Ecology and Evolution* published by John Wiley & Sons Ltd.:4224–4236, 2018.

SCHMIDT, A. D; CASTELLANI, T. T; DECHOUM, M. Efeito alelopático de folhas e pseudofrutos de *Hovenia dulcis* Thunb. sobre a germinação de sementes e desenvolvimento de plântulas de *Schinus terebinthifolius* Raddi. *Bioinvasiones* 8 (1): 38 - 49, 2021.

STREIBIG, J. C. Herbicide bioassay. **Weed research**, v. 28, n. 6, p. 479-484, 1988.

TAMBOSI, L. R. Estratégias Espaciais baseadas em ecologia de paisagens para otimização dos esforços de restauração. **Tese de doutorado Ciências**. Instituto de Biociência da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2014.

TOKARNIA, C. H.; DOBEREINER, J.; PEIXOTI, P. V. Plantas de ação radiomimética. in: TOKARNIA, C. H.; DOBEREINER, J.; PEIXOTI, P. V. **Plantas tóxicas do Brasil**. Rio de Janeiro: Helianthus, p. 178-187, 2000.

TOZER, M. G.; MACKENZIE, B. D. E.; SIMPSON, C. C. An Application of Plant Functional Types for Predicting Restoration Outcomes. **Restoration Ecology**, v. 20, n.6, p. 730 - 739, 2012.

TRES, D. R.; REIS, A. Técnicas nucleadoras na restauração de floresta ribeirinha em área de Floresta Ombrófila Mista, Sul do Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 22, n. 4, p. 59-71, dez. de 2009.

VAN DER PIJL, L. Ecological Dispersal Classes, Established on the Basis of the Dispersing Agents. In: VAN DER PIJL, L. (Ed.). Principles of Dispersal in Higher Plants. 3rd. ed. New York: Springer -Verlag Berlin Heidelberg, 1982a. p. 22–90, 1982.

VALDEZ-RAMÍREZ, Carlos et al. Cambios químicos y biológicos del suelo provocados por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn en áreas de influencia de la reserva de la biosfera de Calakmul, Campeche. **Terra Latinoamericana**, v. 38, n. 2, p. 289-300, 2020.

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, 123 p. 1991.

VERDCOURT, B. Flora of tropical East Africa: Dennstaedtiaceae. Richmond, UK: Kew, **Royal Botanic Gardens**, 1999.

VIEIRA, R. D; CARVALHO, N. M. Testes de vigor em sementes. Jaboticabal: Funep. 164 p, 1994.

VITOUSEK, P. M. Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos* 57:7–13, 1990.

XAVIER, R. O. et al. The role of *Pteridium arachnoideum* (Kaulf) on the seed bank of the endangered Brazilian Cerrado. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, p. 256-267, 2016.

WANG, T. et al. Perfluorinated compounds in water, sediment and soil from Guanting Reservoir, China. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 87, n. 1, p. 74-79, 2011.

WEBER, A. J. C. S. et al. Composição florística e distribuição sazonal do banco de sementes em Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Araucária, PR. *Pesquisa Florestal Brasileira*, Colombo, v. 32, n. 70, p. 193-207, 2012.

WILLIS, R. J. *The history of allelopathy*. Springer Science & Business Media. 2007.

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, Sílvia Renate; GALVÃO, Franklin. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliottii* e *P. taeda*. **Floresta**, v. 32, n. 1, 2002.