

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA PARA A SUSTENTABILIDADE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE
RECURSOS RENOVÁVEIS

Harvey Marín Paladines

**SEMEADURA DIRETA NA RESTAURAÇÃO EM FLORESTA TROPICAL
ÚMIDA NA COLÔMBIA**

Sorocaba

2022

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA PARA A SUSTENTABILIDADE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE
RECURSOS RENOVÁVEIS

Harvey Marín Paladines

SEMEADURA DIRETA NA RESTAURAÇÃO EM FLORESTA TROPICAL ÚMIDA
NA COLÔMBIA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis para obtenção do título de Doutor em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

Orientação: Profa. Dra. Fatima
Conceição Márquez Piña-Rodrigues

Sorocaba

2022

Harvey, Marin Paladines

Semeadura direta na restauração em floresta tropical úmida na Colômbia / Marin Paladines Harvey -- 2022. 85f.

Tese de Doutorado - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador (a): Fatima Conceição Marquez Piña-Rodrigues

Banca Examinadora: Juliana Müller Freire, Daniel Luis Mascia Vieira, Elza Alves Corrêa, Alex Mauri Tello López
Bibliografia

1. Semeadura direta. 2. Restauração ecológica . 3. Áreas degradadas . I. Harvey, Marin Paladines. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Centro de Ciências e Tecnologias Para a Sustentabilidade
Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado do candidato Harvey Marin Paladines, realizada em 13/07/2022.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Fatima Conceição Marquez Piña-Rodrigues (UFSCar)

Profa. Dra. Juliana Müller Freire (EMBRAPA)

Prof. Dr. Daniel Luis Mascia Vieira (EMBRAPA)

Profa. Dra. Elza Alves Corrêa (UNESP)

Prof. Dr. Alex Mauri Tello López (Secretaria de Bienestar)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

Dedico a minha esposa Elcy Gómez, por me incentivar e estar ao meu lado neste momento tão importante e à minha mãe Miryan Paladines que sempre incentivou meus estudos.

AGRADECIMENTOS

Concluir uma tese é mais que resumir em poucas centenas de páginas parte do que nos ocorreu nos últimos quatro anos. Uma tese é uma incursão insólita às expectativas que temos de nós mesmos. É o ápice do prélio interno entre o cabresto de nossas inseguranças e a perseverança de um viajante sonhador que nos motiva a continuar. Concluir uma tese significa, simplesmente, que o viajante ganhou. Essa vitória não é, porém, solitária. Muitos são os que nos dão armas, subsídios ou simplesmente incentivo a persistir. Assim:

Agradeço a Deus, pelo privilégio da vida.

A toda minha família e em especial a minha mãe Miryan Paladines pelo grande apoio.

A minha esposa Elcy Gómez pelo incentivo, amor, paciência, carinho e ajuda durante a coleta de dados no campo;

Aos meus amigos Francisco Medina e Miguel Martinez por toda a ajuda durante a coleta de dados.

Aos meus chefes do trabalho Dr. Cristhian Gómez e Dra. Ângela Guerrero pela ajuda, paciência e compreensão quando precisei.

Ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e uso de Recursos Renováveis em sua coordenação nas pessoas do Prof. Dr. Fábio Minoru Yamaji, Profa. Dra. Franciane Andrade de Pádua e secretaria na pessoa da técnica administrativa Luciana Kawamura pelo ótimo trabalho e incentivo durante todo tempo do curso. Aos meus companheiros e amigos do Laboratório de Sementes e Mudanças Florestais (LASEM) por todo apoio. Especialmente ao Ivonir Piotrowski, Alex Tello e Lausanne Soraya de Almeida.

À professora Fatima C. M. Piña-Rodrigues, pela orientação, apoio, ideias discussões, paciência e confiança ao longo desses seis anos, desde o mestrado até o doutorado, essenciais para minha formação científica e profissional. Ainda lembro com muito carinho, quando a senhora cordialmente levou este estrangeiro a conhecer o campus da universidade. Aos demais professores, José Mauro Santana da Silva, Maurício Cetra, Cláudio Thiersch, Monica Fabiana Bento Moreira Thiersch, pelos conhecimentos transmitidos nas disciplinas cursadas.

A banca de defesa de Tese constituída pelas pessoas Prof. Dra. Juliana Müller Freire, Prof. Dra. Elza Alves Correa, Prof. Dr. Daniel Luís Mascia Vieira, e Dr. Alex Mauri Tello López que trouxeram grandes contribuições para a finalização do trabalho e novas ideias de continuidade em artigos.

RESUMO

MARÍN, Harvey. **Semeadura direta na restauração em floresta tropical úmida na Colômbia**. 2022. Tese (Doutorado em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis) – Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba, Sorocaba, 2022.

Diante dos desafios da restauração ecológica, o estudo de técnicas que possam ser utilizadas em larga escala, com redução de custos e eficiência de resultados, a semeadura direta vem demonstrando sucesso em vários locais, necessitando de aperfeiçoamento da metodologia e, principalmente, seleção de espécies aptas a serem empregadas no início da implantação da restauração. Assim, nossos objetivos foram de identificar espécies florestais com aptidão para semeadura direta bem como analisar a sobrevivência e o desenvolvimento, de acordo com seu desempenho nas variáveis estudadas com fins de classificar as espécies com base na sua probabilidade de sucesso e potencial para semeadura direta. Em área de 768 m² no município Popayán – Cauca, Colombia foi implantada a semeadura direta, em sistema de renques mediante semeadura manual em linha em comparação com semeadura manual ao lanço em solo preparado mediante gradagem onde 17 espécies florestais de diferentes famílias e tamanhos foram utilizadas com densidade de 250.000 sementes.ha⁻¹. A emergência foi monitorada durante 450 dias em diferentes intervalos e todos os indivíduos foram identificados e marcados em 64 parcelas de 3m x 2m. Contou-se e mediu-se altura (H) e o diâmetro na altura do colo (DAC) para todas as mudas. Estabeleceu-se classes de potenciais com base em seu crescimento (H, DAC), germinabilidade, emergência e probabilidade de sucesso. O 94,12% (16 espécies) emergiram com 5 a 240 indivíduos, e 1024 sobreviventes após 450 dias (13.333 plantas.ha⁻¹). A Germinabilidade (Gd) e a taxa de sobrevivência (S) foram variáveis preditoras significativas da Probabilidade de sucesso (PBS) no modelo de regressão linear construído, constatou-se a tendência de aumento da Probabilidade de sucesso com o aumento da Germinabilidade (Gd) e da taxa de sobrevivência (S). A Análise de Componentes Principais (PCA) demonstrou que os dois primeiros componentes foram responsáveis pelo 77,4% da variância total do conjunto de dados; adicionalmente, foi observada uma forte correlação entre as variáveis PBS (Probabilidade de sucesso), Gd (Germinabilidade), sobrevivência (S) com os tamanhos grande e médio das sementes não importando o grupo ecológico. Pode-se concluir que as espécies não pioneiras, *Inga densiflora*, *Quercus. humboldtii* e *Jacaranda caucana*; assim como as espécies pioneiras *Delostoma integrifolium* e *Heliocarpus americanus* apresentaram a melhor aptidão e ao mesmo tempo correlação com as variáveis Probabilidade de sucesso, Germinabilidade, sobrevivência, Emergência e crescimento em altura e diâmetro.

Palavras-chave: Seleção de espécies. Áreas degradadas. Muvuca de sementes. Sementes florestais

ABSTRACT

MARÍN, Harvey. **Direct sowing in tropical rainforest restoration in Colombia.** 2022. Tese (Doutorado em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis) – Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba, 2022.

Faced with the challenges of ecological restoration, the study of techniques that can be used on a large scale, with cost reduction and efficiency of results, direct sowing has shown success in several places, requiring improvement of the methodology and, mainly, selection of species suitable for use at the beginning of the restoration implementation. Thus, our objectives were to identify forest species with aptitude for direct seeding as well as to analyze survival and development, according to their performance in the variables studied in order to classify the species based on their probability of success and potential for direct seeding. In an area of 768 m² in the municipality of Popayán – Cauca, Colombia, direct sowing was implemented, in a row system, using manual sowing in a row, compared to manual sowing by hauling in soil prepared by harrowing where 17 forest species of different families and sizes were used. with a density of 250,000 seeds.ha⁻¹. Emergence was monitored for 450 days at different intervals and all individuals were identified and marked in 64 plots of 3m x 2m. Height (H) and diameter at neck height (DAC) were counted and measured for all seedlings. Potential classes were established based on their growth (H, DAC), germinability, emergence and probability of success. 94.12% (16 species) emerged with 5 to 240 individuals, and 1024 survivors after 450 days (13,333 plants.ha⁻¹). Germinability (Gd) and survival rate (S) were significant predictors of Probability of Success (PBS) in the linear regression model built, there was a tendency to increase Probability of success with increasing Germinability (Gd) and survival rate (S). Principal Component Analysis (PCA) showed that the first two components were responsible for 77.4% of the total variance of the data set; additionally, a strong correlation was observed between the variables PBS (Probability of success), Gd (Germinability), survival (S) with the large and medium sizes of seeds regardless of the ecological group. It can be concluded that the non-pioneer species, *Inga densiflora*, *Quercus. humboldtii* and *Jacaranda caucana*; as well as the pioneer species *Delostoma integrifolium* and *Heliocarpus americanus* showed the best aptitude and at the same time correlation with the variables Probability of success, Germinability, survival, Emergence and growth in height and diameter.

Keywords: Species selection. Degraded areas. Seed mix. Forest seeds

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Área de pastagem degradada com inserção de fragmentos de Floresta úmida em estágio intermediário de sucessão com 768 m² com presença das espécies *Urochloa decumbens* R.D.Webster e *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, no município de Popayán-Cauca..... 27
- Figura 2.** Retirada da espécie *U. decumbens* e *P. aquilinum* com utilização de motorroçadeira em área de estudo de semeadura direta em setembro de 2020..... 27
- Figura 3.** Aplicação de produto químico Metsulfuron Vecol 60% WG em área de estudo de semeadura direta no município de Popayán, Cauca em setembro de 2020. 28
- Figura 4.** Box-plot das médias de germinabilidade das espécies com sementes grandes (n=3), médias (n=6) e pequenas (n=8) das 17 espécies apresentando emergência na semeadura direta em Popayán, Cauca. Grande (<1.000 sementes/ kg); Média (1.000 a 10.000 sementes/ kg); Pequena (10.000 a 100.000 sementes/ kg). 42
- Figura 5.** Número de indivíduos emergentes por classe de tamanho em plantio de semeadura direta aos 450 dias em Popayán - Cauca. Acrônimos das espécies indicados no ANEXO 3. Ind= número de indivíduos. Grande (<1.000 sementes/ kg); Média (1.000 a 10.000 sementes/ kg); Pequena (10.000 a 100.000 sementes/ kg). 43
- Figura 6.** Número de plantas emergentes e de mortalidade de indivíduos ao longo de 450 dias de monitoramento em plantio de semeadura direta no município de Popayán - Cauca. Plantio em novembro de 2020. Dados coletados em 2020 e 2021..... 44
- Figura 7.** Número de plantas sobreviventes por espécie ao longo do estudo de 30 a 450 dias após a semeadura, em plantio de semeadura direta em Popayán - Cauca. Data de plantio: novembro de 2020..... 45
- Figura 8.** Representação gráfica do modelo linear da Probabilidade de sucesso (PBS), em função da Germinabilidade (Gd) e da taxa de sobrevivência (S) 47
- Figura 9.** Dispersão dos resíduos do modelo linear expresso pela equação 1 ($PBS = -0.1180130 + 0.0089215Gd + 0.1400538S + \epsilon$)..... 48
- Figura 10.** Screeplot de sequência dos resultados da PCA mostra os primeiros 3 componentes que explicam 88.9% da variância total. O primeiro componente explica o 53.2% da variância total, o segundo componente explica 24.2% da variância total e o terceiro componente explica o 11.5% da variância total. 49

Figura 11. Projeção das variáveis nos componentes principais 1 e 2.....	50
Figura 12. Valor do \cos^2 correlacionado com a projeção de uma determinada espécie em um determinado PC.....	52
Figura 13. Valor do \cos^2 correlacionado com a projeção de uma determinada espécie em um determinado PC.....	52
Figura 14. Agrupamento de espécies segundo o grupo ecológico nos componentes principais PC1 e PC2.....	53
Figura 15. Agrupamento de espécies segundo o tamanho da semente nos componentes principais PC1 e PC2.....	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Distribuição das sementes de acordo com seu número/kg em classes de tamanho das espécies e quantidades e proporções de sementes empregadas na semeadura direta, na região de Popayán - Cauca.	32
Tabela 2. Tratamentos de quebra de dormência aplicados nas sementes com dormência, antes da semeadura direta realizada em novembro de 2020, na região de Popayán – Cauca.....	32
Tabela 3. Sistema de classificação das espécies-alvo em relação ao seu desempenho na semeadura direta. Notas variando de 1 (baixa ou pequeno) a 4 (alta ou grande). (μ = média; σ = desvio padrão). H= média em altura aos 450 dias; DAC= média em diâmetro na altura do colo aos 450 dias; E (%) = emergência percentual por espécie ao longo de 450 dias; S (%) = percentual de sobrevivências aos 450 dias pós-plantio; Suc= probabilidade de sucesso.	36
Tabela 4. Relação de espécies empregadas na semeadura direta, no município de Popayán, Cauca, por classes de tamanho (Tam) (P= Pequena, M= Media, G=Grande), nomes científicos e popular, família, grupo ecológico (P= pioneira, NP= não pioneira), dispersão, número de sementes por quilo, número de sementes nas parcelas em campo (384m ²), número de indivíduos emergentes nas parcelas e % de emergentes na relação sementes emergidas por número de sementes em campo. Ind= Indivíduos, Sem= sementes. Ane= Anemocórica, Zoo= Zoocórica	39
Tabela 5. Frequência das espécies nas unidades amostrais (n=64) em experimento de semeadura direta com 17 espécies no município de Popayán- Cauca, Colômbia.	41
Tabela 6. Variáveis preditoras da Probabilidade de sucesso (PBS), resultantes do método de seleção stepwise. Probabilidade de sucesso (PBS), Germinabilidade (Gd), E= Emergência e a taxa de sobrevivência (S) AIC= Critério de informação de Akaike.	46
Tabela 7. Coeficientes estimados do intercepto e das variáveis Probabilidade de sucesso (PBS), Germinabilidade (Gd) e a Taxa de sobrevivência (S); resultantes do método de seleção Stepwise. Os níveis de significância são mostrados como: * 0,05, ** 0,01 e *** 0,001.....	46
Tabela 8. Resultados do ajuste da equação com as variáveis significativas Germinabilidade (Gd) e a Taxa de sobrevivência (S) (Equação 1), resultantes do método	

de seleção *stepwise* para Probabilidade de sucesso (Pbs). $R^2(\%)$ = coeficiente de determinação; $R^2_{aj}(\%)$ = coeficiente de determinação ajustado; $S_{xy}(\%)$ = erro padrão da estimativa e estatística F ($P<0,05$). Os níveis de significância são mostrados como: * 0,05, ** 0,01 e *** 0,001. 46

Tabela 9. Coeficientes de ponderação das variáveis e seus coeficientes de correlações com os dois primeiros componentes principais 49

Tabela 10. Notas de aptidão para as espécies que obtiveram indivíduos sobreviventes até os 450 dias em plantio por semeadura direta no município de Popayán- Cauca em novembro de 2020. Ind.= indivíduos sobreviventes, cm= Altura, DACmm= Diâmetro na altura do colo, (S%) = Sobrevivência, (cm) e classe de aptidão por espécie. 55

Tabela 11. Classes de aptidão para as 16 espécies emergentes considerando suas notas em Altura (H cm), diâmetro na altura do colo DACmm, Germinabilidade (GD%), Sobrevivência (S) e probabilidade de sucesso (Suc). Classes de aptidão: 4= alta aptidão, 3 = média aptidão, 2 = regular; 1 = baixa aptidão. 57

Tabela 12. Relação de espécies de regeneração natural presentes nas parcelas de monitoramento e que não foram semeadas em estudo de semeadura direta no município de Popayán - Cauca. 58

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	14
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	17
2.2 SEMEADURA DIRETA	18
2.3 TAMANHO DAS SEMENTES.....	20
2.4 ADUBAÇÃO VERDE.....	22
2.5 POLÍTICA E LEGISLAÇÃO NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	24
2.5.1 Principais políticas e diretrizes relacionadas à restauração ecológica na Colômbia.....	25
3. MATERIAL E MÉTODOS	26
3.1.1 LOCAL DE ESTUDO	26
3.1.2 PREPARO DO SOLO E MANUTENÇÕES	27
3.1.3 MONITORAMENTO E COLETA DE DADOS	29
3.1.4 SELEÇÃO DE ESPÉCIES	30
3.1.5 COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES	32
3.1.6 CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES EM RELAÇÃO AO DESEMPENHO NA SEMEADURA DIRETA.....	33
3.1.7 REGENERAÇÃO PASSIVA.....	36
3.1.8 ANÁLISE DE DADOS	37
4. RESULTADOS... ..	38
4.1 SELEÇÃO, COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DA COMUNIDADE DE ESPÉCIES NA SEMEADURA DIRETA	38
4.2 GERMINABILIDADE E EMERGÊNCIA DAS ESPÉCIES	41
4.3 MORTALIDADE, ESTABELECIMENTO E SOBREVIVÊNCIA.....	43
4.4 ASSEMBLÉIA DE ESPÉCIES E DESEMPENHO NA SEMEADURA DIRETA..	46
4.5 REGENERAÇÃO PASSIVA	58
5. DISCUSSÃO.....	58
6. CONCLUSÃO.....	70
7. REFERÊNCIAS.. ..	71

1. INTRODUÇÃO

Na América Latina e no Caribe, as florestas tropicais representam o 22% da área florestal global, com 891 milhões de hectares. Na Colômbia, as florestas ocupam 52% da área total de seu território, correspondente a 60 milhões de hectares, e representam 7,1% da área florestal da América do Sul, sendo o terceiro país com a maior área de cobertura vegetal (IDEAM, 2019). Não obstante, entre 2000 e 2019, cerca de 2,8 milhões de hectares de floresta foram desmatados, sendo a região da Amazônia a mais afetada pelo desmatamento, pois concentrou 62% do desmatamento do país (IDEAM & SMBYC, 2020).

A Convenção da Diversidade Biológica propôs a meta de restaurar 15% dos ecossistemas terrestres degradados até 2020. Do mesmo modo, na cúpula mundial sobre o clima das Nações Unidas, foi lançada a meta de restaurar 150 milhões de hectares desmatados no planeta até 2020, e a partir daí, pelo menos 200 milhões de hectares adicionais até 2030 (SUDING *et al.*, 2015). Finalmente, a Organização das Nações Unidas declarou o período 2021-2030 como a década da restauração de ecossistemas (ONU, 2019).

Na América Latina, 17 países, se comprometeram a restaurar 53 milhões de hectares de paisagens desmatadas até 2020 (WRI, 2018). Mais amplamente, os países latino-americanos também se comprometeram a restaurar pelo menos 15% de seus ecossistemas degradados até 2020. No caso da Colômbia, para cumprir os compromissos nacionais e internacionais de restauração, segundo o Plano Nacional de Restauração, há o desafio de restaurar pelo menos um milhão de hectares até 2034 (UNDP, 2015).

A destruição das florestas nativas pelas atividades antrópicas é a principal causa da perda de biodiversidade no mundo (CHAUDHARY *et al.*, 2016). Com a supressão da floresta desaparecem também as funções ecológicas por elas exercidas, comprometendo os serviços ecossistêmicos essenciais que contribuem para o bem-estar humano em todo o planeta (DÍAZ *et al.*, 2018), como a mitigação do clima (NAVE *et al.*, 2018; GRISCOM *et al.*, 2019) e a manutenção dos estoques de carbono (HU *et al.*, 2017; YANG *et al.*, 2022). Como forma de enfrentar esse processo histórico de destruição de florestas nativas, recentes iniciativas nacionais e internacionais têm promovido a restauração de paisagens florestais.

No estado do Cauca, na Colômbia, encontra-se o denominado Arco do Desmatamento da Amazônia, o qual apresenta um desmatamento acumulado até o ano 2020 de 1,3 milhões de hectares (IDEAM & SMBYC, 2020), ocasionado por diferentes padrões e dinâmicas. A perda de florestas na região é causada principalmente, por fenômenos de pastoreio orientado para as más práticas de pecuária extensiva, culturas para uso ilícito, extração ilegal de madeira, garimpo ilegal e a expansão não planejada da infraestrutura rodoviária (CONPES, 2020). Tudo aquilo, impulsionado pela presença de grupos armados ilegais que buscam o controle do território.

Atingir esses compromissos nacionais e internacionais demanda a adoção de estratégias efetivas de restauração (LATAWIEC *et al.*, 2015; CECCON & PÉREZ, 2017; MELI *et al.*, 2017; RAMÍREZ-SOTO *et al.*, 2018). A restauração ecológica é uma atividade multidisciplinar que normalmente envolve conhecimentos em ciências do solo, ecologia, botânica, silvicultura e socioeconomia (SANSEVERO *et al.*, 2017; MELI *et al.*, 2019) e tem como alvo o restabelecimento da funcionalidade ecológica de paisagens degradadas, buscando aliar a conservação da biodiversidade com o bem-estar das pessoas (LAESTADIUS *et al.*, 2015).

Para alcançar esses objetivos é urgente melhorar o conhecimento sobre ecologia da restauração e selecionar estratégias eficazes para aumentar a cobertura de árvores em paisagens degradadas. A semeadura direta é uma técnica viável, principalmente em função do seu potencial e vantagens (SILVA & VIEIRA, 2017; FREITAS *et al.*, 2019; RODRIGUES *et al.*, 2019); entre as quais destacam-se a possibilidade de manejar espécies de diferentes estágios sucessionais em altas densidades (AGUIRRE *et al.*, 2015; FREITAS *et al.*, 2019), redução de custos (RAUPP *et al.*, 2020), versatilidade (PELLIZZARO *et al.*, 2017), diminuição do risco de transferência de doenças das plantas dos viveiros para o campo (SÁNCHEZ *et al.* 2005) e tempo do manejo de gramíneas comparada ao plantio de mudas (CAMPOS-FILHO *et al.*, 2013).

No entanto, alguns fatores relacionados às exigências ecológicas e filtros ambientais (LAUGHLIN, 2014; LEVERKUS *et al.*, 2021), devem ser levados em consideração para o sucesso da restauração pela técnica de semeadura direta. Destacam-se os seguintes fatores: qualidade das sementes, baixas taxas de germinação de algumas espécies em campo (CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016), lento crescimento e baixa sobrevivência de plântulas jovens (LEVERKUS *et al.*, 2015), tamanho das

sementes (DALLING & HUBBELL, 2002), a profundidade de semeadura (DOUST, ERSKINE; LAMB, 2006), seleção de espécies adequadas às condições ambientais (LEVERKUS *et al.*, 2021), predação de sementes e competição (CASTRO & LEVERKUS, 2019; LÖF *et al.*, 2019), impossibilidade de armazenamento de sementes recalcitrantes (RODRIGUES *et al.*, 2019) e as barreiras de recuperação da vegetação (SCHMIDT *et al.*, 2019).

A semeadura direta pode ser indicada para enriquecimento de áreas plantadas visando ampliar a diversidade de espécies tardias que dificilmente aportariam naturalmente (COLE *et al.*, 2011). Sua aplicação pode requerer mais de uma fase de semeadura uma vez que as sementes podem não encontrar o nicho necessário para seu estabelecimento, requerendo o enriquecimento com espécies tardias e menos tolerantes à competição com invasoras (MELI *et al.*, 2017). Em alguns plantios de semeadura direta com mais de 10 anos, em área considerada com potencial para regeneração natural, a técnica obteve sucesso propiciando altas densidade de plantas e diversidade de espécies (MELI *et al.*, 2017; FREITAS *et al.*, 2019).

Adicionalmente, com o desenvolvimento de estudos ecológicos aplicados e de conhecimento e técnicas dos praticantes, a semeadura direta tornou-se mais eficiente (RAUPP *et al.*, 2020). O bom preparo do solo, a profundidade correta de semeadura, o controle de espécies invasoras e o uso de arbustos anuais e semiperenes como cobertura vegetal aumentaram o estabelecimento de sementes no campo e, portanto, o sucesso do método (DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006; BALANDIER & FROCHOT, 2009). Estudos de pequena e grande escala da semeadura direta em ecossistemas de floresta tropical têm mostrado excelentes resultados de estabelecimento (BONILLA-MOHENO & HOLL, 2010; PELLIZZARO *et al.*, 2017; SILVA & VIEIRA, 2017). Além disso, há bons exemplos de que a semeadura direta possibilita a geração de trabalho e renda para as comunidades locais, pois demanda grandes quantidades de sementes regionais (SCHMIDT *et al.*, 2019; URZEDO *et al.*, 2020). Embora, a técnica seja comumente aplicada em todo o mundo (PALMA & LAURANCE, 2015; PELLIZZARO *et al.*, 2017; LÖF *et al.*, 2019; LEVERKUS *et al.*, 2021), a restauração de ecossistemas de floresta tropical úmida na Colômbia por meio de semeadura direta ainda é rara ou inexistente.

Com base no apresentado, o presente trabalho pretende contribuir para aprimorar a técnica de semeadura direta na Colômbia a partir da seleção de espécies com maiores

aptidão e probabilidade de sucesso. Para tanto, buscou-se atingir os seguintes objetivos: (a) identificar espécies florestais com potencial para a semeadura direta em floresta úmida tropical, (b) analisar a contribuição das características das sementes (tamanho, vigor e emergência) para o estabelecimento e sobrevivência das espécies e (c) classificar as espécies de acordo com sua probabilidade de sucesso e aptidão na semeadura direta, contribuindo para aprimorar a prática de uso e forma de aplicação desta técnica em projetos de restauração ecológica.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

As florestas tropicais são os ecossistemas com os maiores estoques de carbono e níveis de biodiversidade do planeta (GARDNER *et al.*, 2009; LEWIS *et al.*, 2015; MITCHARD, 2018) e fornecem muitos serviços ecossistêmicos essenciais ao bem-estar humano. Ao mesmo tempo, o desmatamento em florestas tropicais continua sendo o principal motivo da perda de biodiversidade e um contribuinte considerável para as mudanças climáticas (KETTLE, 2012). As florestas tropicais possuem as taxas mais elevadas de conversão para terras agrícolas e pastagens (FAO, 2015; HANSEN *et al.*, 2013).

Neste contexto, reduzir o desmatamento e a degradação florestal é essencial para retardar a perda de biodiversidade e as mudanças climáticas (WATSON *et al.*, 2018) já que o nível de desmatamento é maior do que as áreas restauradas (MOURA, 2018). A restauração de florestas constitui uma estratégia complementar à proteção florestal, necessária para mitigar os efeitos negativos de décadas de desmatamento e promover paisagens sustentáveis e multifuncionais (SHIMAMOTO *et al.*, 2018). Assim, para reverter os efeitos do desmatamento, os ecossistemas tropicais vêm experimentando esforços crescentes de restauração nos últimos anos (FAO, 2016).

Duas abordagens principais de restauração têm sido adotadas para promover a conservação da biodiversidade, a mitigação das mudanças do clima e o bem-estar das pessoas. A primeira consiste na restauração florestal, que visa restabelecer o ecossistema florestal nativo em termos de composição, estrutura e funcionamento, tendo-se como base

ecossistemas de referência (SER, 2004). A segunda consiste na restauração de paisagens florestais, que tem como alvo o restabelecimento da funcionalidade ecológica de paisagens degradadas por meio do aumento da cobertura de árvores, criando paisagens heterogêneas que são manejadas com múltiplos objetivos (LAESTADIUS *et al.*, 2015).

Para isso, a restauração de paisagens florestais pode se valer de diversas técnicas como a condução da regeneração natural, os plantios comerciais de espécies nativas e exóticas, e os plantios de restauração florestal e sistemas agroflorestais (CHAZDON & GUARIGUATA, 2016). Atualmente, novas técnicas têm sido desenvolvidas com base nos conhecimentos ecológicos disponíveis e nas informações fornecidas pelo monitoramento de áreas restauradas. As técnicas mais utilizadas na atualidade na restauração consistem na indução da germinação do banco de sementes, no plantio convencional de mudas e na semeadura direta (RODRIGUES *et al.*, 2009).

2.2 SEMEADURA DIRETA

O termo semeadura direta pode ser utilizado para designar não só a técnica de restauração ecológica que estamos abordando neste trabalho, mas também para a área agrícola. Ela pode receber vários nomes e, dentre os mais utilizados, citam-se plantio direto, sistema de plantio direto, semeadura direta, sistema de semeadura direta, plantio direto na palha e sistema de plantio direto na palha, dentre outros, sendo que plantio direto é o que mais se destaca (ARATANI, 2020).

Por outro lado, a semeadura direta envolve o uso de sementes ao invés de mudas, sendo considerada uma técnica alternativa de menor custo (CECCON; GONZÁLES; MARTORELL, 2016), por evitar despesas relacionadas à propagação de plantas em estufas e viveiros com posterior logística ao campo (BASKIN; BASKIN, 2020; RAUPP *et al.*, 2020). Dentre as principais vantagens do sistema de semeadura direta em comparação ao uso de mudas em atividades de restauração, destacam-se: o melhor rendimento do trabalho, evitando o transporte e carregamento de mudas, abertura de berços e plantio (GUERIN *et al.*, 2015).

A semeadura direta pode ser realizada a lanço, linhas ou covas. É recomendável a semeadura a lanço ou em linhas bem próximas por proporcionar um adensamento superior aos outros métodos, pois a semeadura em linhas muito espaçadas ou em covas

cobriria mais lentamente o solo (MARTINS, 2015). A semeadura a lanço é mais simples de executar e é esperada uma cobertura mais homogênea da área, enquanto na semeadura em linhas pode haver roçada ou capina nas entrelinhas para controle de plantas indesejáveis (CALIXTO JUNIOR, 2018). É necessário saber a densidade ideal de sementes para semeadura de cada espécie, para que promova a cobertura rápida do solo de florestas na restauração ecológica. Diversas espécies têm sucesso na semeadura direta, possibilitando inserir certa diversidade nas áreas em restauração, porém outras têm menor sucesso, especialmente as espécies com sementes pequenas e recalcitrantes (SILVA; VIEIRA 2017; PELLIZZARO *et al.* 2017). Nestes casos o consórcio com plantio de mudas aumentaria a diversidade dos plantios (CALIXTO JUNIOR, 2018).

A eficiência da semeadura direta pode ser medida pela proporção de sementes plantadas que resultam em uma muda estabelecida (KILDISHEVA *et al.* 2016). O sucesso da semeadura direta como estratégia de restauração em áreas anteriormente utilizadas para as práticas agrícolas vai depender de dois fatores: germinação da semente e sobrevivência de plântulas (BONILLAMOHEÑO & HOLL, 2010). Existem fatores ecológicos e financeiros para o desenvolvimento de métodos mais eficientes de distribuição e estabelecimento de sementes na técnica de semeadura direta. Não obstante, há falta de sementes nativas viáveis e facilmente disponíveis, particularmente para aqueles projetos de restauração que dependem de sementes nativas (MORTLOCK 2000; BROADHURST *et al.*, 2015), além de que essas sementes podem chegar a um preço elevado (MERRITT & DIXON, 2011; MASAREI *et al.*, 2019).

Na semeadura de precisão, utilizado em agricultura, por outro lado, pode-se distribuir sementes com mais previsibilidade no preparo do solo, favorecendo condições propícias à germinação, emergência e estabelecimento, aumentando a eficiência geral do uso de sementes (MASAREI *et al.*, 2019). A semeadura de precisão garante que as sementes sejam cobertas e incorporadas no perfil do solo, aumentando o contato semente-solo (SHELEY *et al.*, 2006; ROWE, 2010) e protegendo as sementes da predação (DEFALCO *et al.*, 2012). A colocação de sementes em microssítios ideais pode levar a porcentagens de germinação muito mais altas do que a transmissão de sementes na superfície do solo (HALLETT *et al.*, 2014; THETFORD *et al.*, 2015; ROKICH, 2016) e, portanto, reduzir o custo mais baixo por planta estabelecida (MASAREI *et al.*, 2019).

Por outro lado, a semeadura direta pode demandar maior quantidade de sementes, que estão mais sujeitas às ações de fatores bióticos e abióticos e que vão determinar o sucesso de sua utilização (BALANDIER & FROCHOT, 2009), como condições de solo, vegetação competidora, predadores de sementes ou plântulas, entre outros (CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016). Apesar da necessidade de se obter rápido estabelecimento da vegetação na restauração de ecossistemas degradados com o uso da semeadura direta, não há uma metodologia padrão para se determinar a densidade de sementes ideal para tais projetos (BURTON *et al.*, 2006).

Outro fator que também deve ser observado é o tamanho das sementes, o qual em algumas situações pode influenciar na emergência e no estabelecimento das plantas em sítios degradados (DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006). Estudos realizados por Camargo *et al.* (2002) e Ferreira *et al.* (2009) indicaram que o tamanho das sementes influenciou a emergência e o crescimento inicial das plântulas. Doust; Erskine e Lamb (2006) observaram que o tamanho da semente é um importante fator para o estabelecimento da plântula na semeadura direta, sendo que as sementes maiores apresentaram maiores taxas de germinação em relação às sementes menores e intermediárias. Em estudos de semeadura direta, Engel *et al.* (2002) observaram que, embora o desempenho não seja satisfatório, o baixo custo justifica esta alternativa econômica para a recuperação florestal. A semeadura direta é uma alternativa promissora para implantação de povoamentos florestais pois, como verificado por Araki (2005), pode-se obter bons resultados iniciais quanto ao custo de implantação e ao estabelecimento de espécies florestais

2.3 TAMANHO DAS SEMENTES

O tamanho das sementes pode ser tratado de várias formas pois a massa específica difere uma das outras, bem como a sua forma que faz com que sementes arredondadas ou achatadas tenham condições distintas de uso na semeadura direta. A partir do peso de mil sementes pode-se estimar a quantidade de sementes por quilograma e assim dividir as espécies em classes de tamanho e formato. Os diferentes tamanhos de sementes podem ter desempenhos distintos nos plantios. Sementes pequenas têm papel importante na restauração de áreas degradadas por semeadura direta e tendem a apresentar

desempenho aceitável na emergência e estabelecimento das plantas (AGUIRRE *et al.*, 2015). Espécies que produzem sementes pequenas, tais como *Solanum lycocarpum* Saint Hilaire e *Croton floribundus* Spreng são importantes para promover a rápida cobertura do solo, atrair a fauna e com isso, podem ser utilizadas em larga escala.

O tamanho e massa específica das sementes é um importante fator a ser considerado na semeadura direta, pois sementes maiores, além de ter maior estrutura de reserva, também tem menor taxa de predação (SANTOS *et al.*, 2012) e vantagem na emergência e desenvolvimento das mudas (TRIPATHI; KHAN, 1990), sendo associadas a espécies tolerantes à sombra que possuem melhor desempenho em campo (HOOPER; CONDIT; LEGENDRE, 2002).

Espécies que possuem sementes grandes e com maior massa específica, possuem maior desempenho na emergência, com bom estabelecimento das plantas em campo (FERREIRA *et al.*, 2009), resultando em maior competitividade com invasoras (PEREIRA, 2012). Várias pesquisas mostram que espécies com sementes maiores tendem a apresentar maior densidade de mudas estabelecidas do que as pequenas (FLORENTINE *et al.*, 2013; DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006; HOSSAIN; ELLIOTT; CHAIRUANGSRI, 2014). Além disso, sementes maiores estão associadas às espécies de classes de sucessão tardias as quais apresentam melhor desempenho na semeadura direta (TUNJAI; ELLIOTT, 2012), enquanto sementes menores tendem a ter maiores taxas de predação (SANTOS *et al.*, 2012).

Em geral, sementes grandes da família Fabaceae apresentam maior emergência em campo, porém, em relação ao desenvolvimento inicial em altura das mudas, as sementes menores apresentam melhores resultados (PEREIRA, 2012). A variação no tamanho das sementes dentro da espécie também é um fator a ser considerado, sendo recomendado para o caso da espécie *Hymenaea courbaril* (Jatobá), utilizar as sementes grandes ou médias para melhor resultado na produção de mudas (PAGLIARINI *et al.*, 2014). Já o estudo realizado por Alves *et al.*, (2005) concluiu que o tamanho das sementes não afetou a germinabilidade e sim somente o tamanho das mudas.

Para a etapa de semeadura, o tamanho das sementes também deve ser levado em consideração pois a utilização de maquinários para o lançamento das sementes no solo pode ser um impedimento ao não criar uma uniformidade da mistura, havendo necessidade, muitas vezes, de um ajuste operacional (CAMPOS-FILHO *et al.*, 2013).

2.4 ADUBAÇÃO VERDE

A perda de biodiversidade é uma crise global, causada principalmente pela destruição de habitats e invasões não-nativas generalizadas. As gramíneas invasoras são particularmente problemáticas em muitos países tropicais nos ecossistemas, onde possuem características que promovem sua persistência e pode alterar drasticamente as comunidades vegetais nativas (AMMONDT & LITTON, 2011).

Ao longo do processo de restauração ecológica normalmente são necessárias várias intervenções para o controle das plantas daninhas (GONÇALVES *et al.*, 2003), principalmente gramíneas exóticas invasoras, que prejudicam o desenvolvimento de mudas em projetos de restauração florestal (FLORY & CLAY, 2010; CORNISH & BURGIN, 2005). Os custos envolvidos na implantação e manutenção dos projetos de restauração florestal geralmente são elevados (MELO, 2005) e os métodos de controle de plantas daninhas são pouco eficientes, o que reduz o crescimento das espécies nativas plantadas (GONÇALVES *et al.*, 2003).

O sucesso da semeadura direta está na dependência da criação de um microambiente com condições tão favoráveis quanto possíveis para uma rápida emergência e estabelecimento das plântulas e mudas. Para isso, alguns fatores devem ser levados em consideração, como as características do solo, temperatura, luz, umidade, competição com gramíneas, herbivoria, dormência e qualidade das sementes (BOTELHO & DAVIDE, 2002).

A rápida cobertura de uma área pode auxiliar no controle das plantas competidoras (FLORENTINE & WESTBROOKE, 2004; BALANDIER & FROCHOT, 2009), uma vez que o crescimento dessas espécies é inibido pelo sombreamento da área. Uma das alternativas para a criação dessa cobertura do solo é o uso de espécies de bom crescimento e boa cobertura do solo em curto prazo (RODRIGUES *et al.*, 2009) especialmente aquelas que consideradas eficientes para adubação verde, como espécies leguminosas arbustivas de rápido crescimento. Em vários estudos os adubos verdes vêm sendo utilizados como cobertura inicial na semeadura direta, criando microclimas e favorecendo no estágio inicial da germinação das sementes (MOREIRA, 2004; CASTRO, 2013).

Dentre os métodos de semeadura direta utilizados na restauração florestal, a mistura de sementes de adubo verde e espécies florestais em suas diferentes classes de sucessão e hábito é conhecida como “muvuca de sementes” (CAMPOS-FILHO *et al.*, 2013). O uso de espécies de diferentes ciclos de vida, como as agrícolas de curto ciclo de vida, proporcionam melhor cobertura do solo possibilitando um microclima úmido para o início da emergência das espécies florestais (ISA, 2020). As espécies de adubos verdes mais utilizadas nos projetos de restauração são a *Crotalaria juncea* L., *Crotalaria ochroleuca* G. Don., *Cajanus cajan* (L.) e *Canavalia ensiformis* (L.) DC.

Essas espécies são de rápido crescimento, porém de ciclo de vida curto e formam uma cobertura de dossel (LAMB, 2005), sombreando gramíneas e plantas daninhas, o que facilita a colonização do local por uma gama mais ampla de espécies (ELLIOTT *et al.*, 2003). Além disso, essas espécies são capazes de realizar a fixação biológica de nitrogênio, interagir com as micorrizas e contribuir com o aporte de biomassa na serapilheira (JUNIOR *et al.*, 2009).

Desta forma, podemos promover a melhora nas condições do solo (ALCÂNTARA *et al.*, 2000; SEVERINO & CHRISTOFFOLETI, 2001) e consequentemente o melhor desenvolvimento das mudas. A maioria das espécies de adubo verde apresentam a capacidade de restringir o desenvolvimento de espécies daninhas especialmente a Braquiária (BECHARA, 2006) ou também restringir o recrutamento a partir do banco de sementes (SEVERINO & CHRISTOFFOLETI, 2001), contribuindo na redução do nível de infestação da área pelas plantas indesejadas (FAVERO *et al.*, 2001), seja pela sua presença na área, ou pela cobertura do solo promovida pela palhada gerada após roçada (MATHEIS, 2004).

Beltrame e Rodrigues (2008) relataram que a mortalidade de espécies arbóreas pioneiras foi reduzida quando houve o plantio simultâneo de espécies pioneiras e nome da espécie (feijão guandu) em relação ao plantio de espécies pioneiras introduzidas na ausência do feijão guandu. Inúmeros pesquisadores já avaliaram a importância e eficiência de *Cajanus cajan* e *Cajanus ensiformis* em promover um ambiente favorável para o estabelecimento inicial de espécies mediante técnicas nucleadoras (SOUZA & PIÑA-RODRIGUES, 2013; SILVA *et al.*, 2014), mas poucos estudos descrevem sua importância relativa para a estruturação da comunidade vegetal de plântulas (FREITAG

et al., 2018). Estas espécies podem atuar potencializando os processos de restauração favorecendo os processos de interação ecológica da comunidade.

2.5 POLÍTICA E LEGISLAÇÃO NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

A legislação é um importante instrumento para guiar as atividades ambientais, porém muitas vezes a ciência e a política se contradizem fazendo com que parâmetros ecológicos não sejam contemplados nos projetos de restauração (DURIGAN *et al.*, 2010). Acordos internacionais para a agenda 2030 necessitam de governança ambiental para o avanço em estratégias para cumprir metas e controlar atividades do aquecimento global e desmatamentos (SEIXAS *et al.*, 2020). Por sua vez, as normas de produção de sementes nativas deveriam se restringir aos parâmetros de controle de produção, pois a exigência de controle técnico da qualidade pode ser um entrave nos custos e, conseqüentemente, na viabilidade da colheita e beneficiamento (URZEDO *et al.*, 2020).

Políticas e compromissos globais estão gerando múltiplos incentivos para restaurar centenas de milhões de hectares de terras degradadas até 2030 (DAVE *et al.*, 2019). A Década da Restauração de Ecossistemas (2021-2030) está prestes a desencadear a recuperação de ecossistemas degradados e criar oportunidades socioeconômicas em todo o mundo (ONU, 2019). Iniciativas globais e de grande escala como o Desafio de Bonn (IUCN, 2016) e a Iniciativa 20x20 (WRI, 2018) estabeleceram metas audaciosas para a restauração de ecossistemas degradados de 350 milhões de hectares em todo o mundo até 2030 e 20 milhões de hectares na América Latina e Caribe até 2020 (SUDING *et al.*, 2015) respectivamente, refletindo o possível aumento da área de ecossistemas restaurados.

Para atender os compromissos ambientais assumidos pela Colômbia, será necessário restaurar pelo menos 1 milhão de hectares nos próximos 20 anos, meta que foi estabelecida no Plano Nacional de Desenvolvimento assim como no Plano de Restauração ecológica do país apoiado pela iniciativa 20 x20 para restaurar até 20 milhões de ha na América Latina e Caribe até 2020 (SUDING *et al.*, 2015; WRI, 2018).

2.5.1 Principais políticas e diretrizes relacionadas à restauração ecológica na Colômbia

Ano 1996 - CONPES 2834 - Política Florestal: Estabeleceu as diretrizes para a conservação, proteção, uso, manejo, exploração e restauração das florestas do país, incluindo ações de controle ao desmatamento. Esta política apresentou limitações no cumprimento de seus propósitos centrais, assim como a incorporação de critérios ambientais nos programas de substituição de culturas ilícitas. Também não houve promoção suficiente de alternativas produtivas sustentáveis, especialmente na área florestal.

Ano 2000 - Plano Nacional de Desenvolvimento Florestal: Aprovado no ano 2022 com uma visão estratégia de manejo florestal nacional até o ano de 2025 o qual estabeleceu 68 metas. Foram criados diferentes programas como o Programa Nacional de Monitoramento de Florestas e Áreas de Aptidão Florestal; a Estratégia Nacional de Prevenção, Monitoramento, Controle e Vigilância Florestal, essa estratégia possibilitou a consolidação do programa de Governança Florestal na Colômbia e a estratégia de Adaptação e Mitigação às Mudanças Climáticas e Redução das Emissões de Gases de Efeito Estufa.

Ano 2012 - Política Nacional de Gestão Integral da Biodiversidade e seus Serviços Ecossistêmicos: Promoveu ações para reduzir as pressões diretas e indiretas sobre a biodiversidade e seus Serviços Ecossistêmicos, controle ao desmatamento e ações de restauração ecológica.

Ano 2015 - Plano Nacional de Restauração Ecológica, Reabilitação e Recuperação de Áreas: Consiste em orientar e promover processos integrais de restauração ecológica que buscam recuperar as condições dos ecossistemas e garantir a prestação de serviços ecossistêmicos em áreas degradadas de importância ecológica e apresenta o portfólio de áreas passíveis de restauração na Colômbia e tem uma projeção a 20 anos e a meta de restaurar pelo menos um milhão de hectares.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1.1 LOCAL DE ESTUDO

A área de estudo situa-se no município de Popayán, Cauca, Colômbia (2°26'17.6"N - 76°36'47.4"W) em área de 768 m² a uma altitude de 1750 m, inserida em paisagem com fragmentos de Floresta úmida, cercada por pastagens de *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster e alta dominância da samambaia *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn a qual coloniza rapidamente áreas perturbadas (Figura 1).

A região caracteriza-se por apresentar clima do tipo temperado úmido montanhoso *Cfb* (classificação de Köppen-Geiger), com precipitações significativas mesmo no mês mais seco, com temperatura média de 15.7 °C e com precipitações médias de 2594 mm/ano; o mês mais seco é agosto, com 66 mm de chuva e a maior parte da precipitação é em novembro com 336 mm (CLIMATE DATA, 2021). A unidade pedológica da região de estudo é caracterizada pelo acúmulo de rocha piroclástica (ignimbrite) de natureza alcalina e tipo basáltico e cinzas de tipo vulcânico, profundos, bem drenados e com teores elevados de alumínio (IDEAM, 2019).

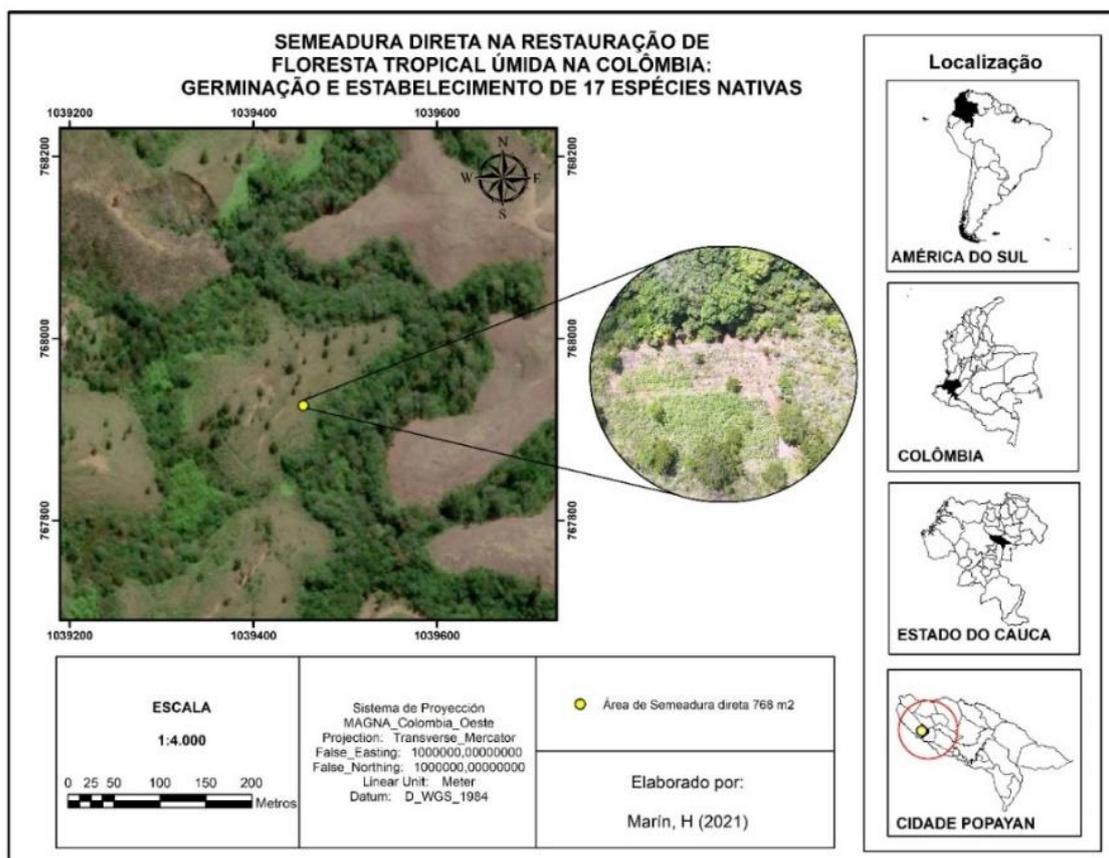


Figura 1. Área de pastagem degradada onde foi realizada a pesquisa com semeadura direta, em meio a fragmentos de Floresta úmida em estágio intermediário de sucessão com 768 m² com presença das espécies *Urochloa decumbens* R.D.Webster e *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, no município de Popayán- Cauca, Colômbia.

3.1.2 PREPARO DO SOLO E MANUTENÇÕES

O preparo do solo adotou o protocolo elaborado a partir de pesquisas anteriores (PIOTROWSKI, 2020) com a seguinte linha de tempo:

60 dias antes da semeadura - O manejo inicial foi feito com a retirada de indivíduos de *U. decumbens* e *P. aquilinum* utilizando-se motorroçadora.



Figura 2. Retirada da espécie *U. decumbens* e *P. aquilinum* com utilização de motorroçadora em área de estudo de semeadura direta em setembro de 2020 na Colômbia. Fonte: Marin, Harvey.

45 dias antes da semeadura - Controle químico com Metsulfuron Vecol 60% WG com o herbicida de pré emergência Flumyazin 500 SC na dosagem de 180g p.c.ha⁻¹ e óleo mineral Nimbus 428 g/L (42,80% m/v) a 0,5%. As pulverizações foram realizadas com o auxílio de equipamento costal com capacidade de 20L de calda (Figura 3). A aplicação dos herbicidas para preparo da área para receber as sementes foi considerada uma atividade importante, mas que necessitou de cuidado. Pois conforme a espécie arbustiva era retirada da área, o solo recebia luminosidade e favorecia a germinação do banco de sementes e a dispersão nas áreas ao redor de plantas daninhas como por exemplo a *U. decumbens*.



Figura 3. Aplicação de produto químico Metsulfuron Vecol 60% WG em área de estudo de semeadura direta no município de Popayán, Cauca, Colômbia, em setembro de 2020. Fonte: Marin, Harvey.

15 dias antes da semeadura – O controle foi realizado utilizando-se isca formicida a base de Fipronil na quantidade de $4\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de forma manual sistemática na área e $10\text{g}\cdot\text{m}^2$ em olheiros e a aplicação de calcário dolomítico 1.5 toneladas/há na área. O controle de formigas cortadeiras foi realizado de duas maneiras, sendo a primeira de controle sistemático e, de maneira pontual e frequente, sempre que se observava infestação mantendo-se o controle destes para evitar o fator de predação das sementes no campo (WOODS; ELLIOTT, 2004) e afetar o crescimento das plântulas.

10 dias antes da semeadura – Para o preparo do solo foi adotado como princípio o plantio direto de cultivo em um sistema que realizasse o manejo mínimo do solo. Com base nisso, a área de 768 m^2 foi dividida em dois quadrantes de 384 m^2 ; no primeiro quadrante o preparo do solo foi feito com gradagem manual; no segundo quadrante imitamos a técnica de subsolagem, abrindo as linhas de plantio manualmente com profundidade de 50 cm. As linhas de plantio foram estabelecidas em um sistema de renques formados pelo conjunto de três linhas espaçadas entre si em 1,5 m. Entre cada renque foi adotado um espaçamento de 3 m.

Dia da semeadura – Após a adubação de cobertura com adubo N- P- K 10:30:10 na quantidade de $400\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ foi realizada a semeadura de forma manual e cada espécie foi distribuída na quantidade previamente estabelecida, sendo realizada a cobertura das

sementes com solo em uma camada em torno de 2 a 3 cm. Para promover a cobertura do solo, juntamente com as sementes florestais, foram acrescentadas quatro sementes/m² de espécies de adubação verde *Phaseolus vulgaris* L. (Feijão vermelho), com a função de reduzir a reinfestação por *U. decumbens* nos primeiros seis meses, e quatro sementes/m² de *Cajanus cajan* (L.) Huth (Feijão guandu) para o controle da infestação por *U. decumbens* e *P. aquilinum* a partir dos 12 meses e propiciar condições de sombra para o desenvolvimento de outras espécies menos exigentes em luz. A função dessas sementes de adubação verde foi favorecer tanto a cobertura do solo quanto a redução da taxa de herbivoria das plantas nativas (REIS *et al.*, 2019).

30 e 60 dias após a semeadura- Aplicação em área total do herbicida pós-emergente Verdict (*Haloxifop*-P-metílico 124.7 g.L⁻¹) na dosagem de 0,5 litros.ha⁻¹ com um volume de calda de 200 litros.ha⁻¹ sendo este controle necessário para combater a reinfestação das gramíneas.

360 dias após a semeadura- Adubação de cobertura com adubo 10-30-10 na quantidade de 400 kg.ha⁻¹. A reinfestação por *U. decumbens* e *P. aquilinum*, após 360 dias, não foi considerada um problema sendo, portanto, descartados procedimentos de controle destas espécies após esse período.

3.1.3 MONITORAMENTO E COLETA DE DADOS

O plantio foi efetuado em novembro de 2020 e o monitoramento foi realizado mensalmente até os 450 dias totalizando 13 avaliações. A avaliação dos indivíduos nas áreas de semeadura foi efetuada principalmente no período crítico de emergência (PCE), entre os 30 e 150 dias pós-semeadura, quando ocorreram picos de emergência. Após esse período, foram realizados monitoramentos fotográficos dos estágios de desenvolvimento das plantas e da situação da floresta.

A área total do experimento é de 768 m² e foi dividida em dois quadrantes (quadrante 1 e quadrante 2). No quadrante 1 com área de 384 m² foi realizado o preparo do solo com adaptação da técnica subsolagem e a semeadura foi manual e a lanço em toda área. No quadrante 2, também com área de 384 m², o preparo do solo foi feito por gradagem em área total e semeadura manual e disposição das sementes nas linhas em

renque. Para a avaliação do experimento, em cada quadrante foram instaladas 8 parcelas de 3m x 2m totalizando 32 parcelas aleatorizadas, totalizando 64 unidades amostrais.

O PCE foi usado como referência, pois estudos anteriores indicaram que mais de 90% das espécies emergidas nesta etapa atingem a fase de estabelecimento até os 360 dias pós sementeira, desde que realizados os tratamentos culturais necessários (PIOTROWSKI, 2020; LÓPEZ, 2020). Durante os monitoramentos, cada indivíduo foi numerado, plaqueteado, identificado e coletados os dados de altura (H, cm), diâmetro a altura do colo (DAC, mm). A contagem dos indivíduos emergentes e de sobreviventes foi anotada ao longo de 450 dias.

3.1.4 SELEÇÃO DE ESPÉCIES

Os critérios iniciais para seleção das espécies buscaram incluir espécies pioneiras e não pioneiras, visando formar estratos com espécies de rápido crescimento, tolerantes à luz (DOUST; ERSKINE; LAMB, 2008) associadas ao grupo sucessional das tardias, favorecendo o processo natural de sucessão ecológica (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). Esta estratégia propicia a formação de microclimas favoráveis para a entrada e estabelecimento de novas espécies não plantadas ou sementeiras (REZENDE; VIEIRA, 2019). Para isto, as espécies foram classificadas como não-pioneiras e pioneiras de acordo com Barbosa *et al.* (2015).

Com base em levantamento bibliográfico (CAMPOS-FILHO *et al.*, 2013; AGUIRRE *et al.*, 2015; CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016), bem como ensaios anteriores de campo e experiência em desenvolvimento de espécies em plantios por mudas (GALETTI *et al.*, 2018), foi elaborado um banco de dados com espécies com potencial de uso em recuperação de áreas degradadas via sementeira direta o qual foi a guia para escolher as próprias espécies nativas da Colômbia; feito isso, as espécies foram escolhidas segundo o seu grupo ecológico, a família e o gênero.

Como critérios de seleção das espécies utilizou-se: (a) ser nativas regionais do Planalto de Popayán, Cauca, Colômbia), (b) espécies com bons resultados baseados nas referências bibliográficas, (c) espécies consideradas chaves em relação aos estudos prévios de plantio de mudas (SANTOS, 2016) e (d) espécies com potencial de uso em

semeadura direta, baseado nos estudos de Rede de Áreas de Semeadura Direta¹. A seguir foi verificada a disponibilidade das espécies no mercado comercial da Colômbia e foi realizada a sua aquisição.

A seleção também levou em consideração os atributos das espécies no sistema, tais como: atração de fauna em curto prazo (pioneiras zoocóricas), adubadoras (leguminosas fixadoras de N₂, e interações com microrganismos) e aporte de biomassa (senescentes). Com base no número de sementes.kg⁻¹ as espécies foram separadas em classes de tamanho (Tabela 1) visando obter-se cerca de 80% de sementes pequenas (P) e muito pequenas (PP) e 20% entre médias (M) e grandes (G) para o plantio em campo. Após selecionadas as espécies, com o objetivo de atingir-se a proporção de espécies e a densidade de 250.000 sementes.ha⁻¹, foi estabelecida a utilização na semeadura de 25000 sementes.ha⁻¹ para cada espécie com sementes de menor tamanho (P e PP), 6634 sementes.ha⁻¹ para cada espécie com sementes de tamanho médio (M) e 3400 sementes.ha⁻¹ para cada espécie com sementes maiores (G), efetuando-se posteriormente os cálculos por espécie baseados no número de sementes por quilo visando definir a quantidade em número e massa (g) a ser empregada na área e para atingir a proporção e a densidade desejada.

A semeadura foi realizada manualmente para se obter maior controle do local onde foram dispostas as sementes. Em laboratório, separou-se previamente as sementes em embalagens que continham a informação de quantas sementes deveriam ser lançadas em cada metro linear nas linhas de plantio no modelo de renque e no modelo ao lanço, distribuindo-se as sementes pequenas e muito pequenas nas linhas mais externas e as médias e as grandes na linha central. Antes da semeadura, as sementes dormentes foram tratadas de acordo com recomendações e pesquisas pré-existentes (MORI; PIÑA-RODRIGUES; FREITAS, 2012; BRASIL, 2013) (Tabela 2).

¹ Projeto Convênio AES-Brasil e Laboratório de Sementes e Mudanças – Universidade Federal de São Carlos

Tabla 1. Distribuição das sementes de acordo com seu número/kg em classes de tamanho das espécies e quantidades e proporções de sementes empregadas na semeadura direta, na região de Popayán - Cauca.

Classe de tamanho	Número de Sementes/Kg	Nº de sementes/spp /ha	Nº de espécies	Nº de sementes/há	% total de sementes
Muito pequena	>100.000	25000	1	25000	10
Pequena	10.000 < x ≤ 100.000	25000	7	175000	70
Média	1.000 < x ≤ 10.000	6634	6	39804	16
Grande	≤ 1.000	3400	3	10200	4
Total			17	250.000	100%

Tabla 2. Tratamentos de quebra de dormência aplicados nas sementes com dormência, antes da semeadura direta realizada em novembro de 2020, na região de Popayán – Cauca.

Nome científico	Família	Tratamento de quebra de dormência
<i>Alchornea latifolia</i>	Euphorbiaceae	Imersão em água a temperatura ambiente por 24h
<i>Ceiba pentadra</i>	Malvaceae	Imersão em água a temperatura ambiente por 24h
<i>Erythrina poeppigiana</i>	Fabaceae	Imersão em água quente a 80°C, e fora do aquecimento por 18 horas
<i>Juglans neotropica</i>	Juglandaceae	Imersão em água a temperatura ambiente por 48h
<i>Myrsine coriacea</i>	Primulaceae	Imersão em água 12h em 30°C e 12h em 20°C
<i>Ochroma pyramidale</i>	Malvaceae	Imersão em água a temperatura ambiente por 24h
<i>Quercus humboldtii</i>	Fagaceae	Imersão em água a temperatura ambiente por 48h
<i>Senna reticulata</i>	Fabaceae	Imersão em água quente a 100°C, e fora do aquecimento por 24 horas

3.1.5 COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

A composição e a diversidade da comunidade de plantas emergentes na semeadura direta foi determinada para as unidades amostrais, obtendo-se os dados de riqueza de espécies (S), abundância (número de plantas), densidade (número de plantas.ha⁻¹) e calculando-se os índices de diversidade de Shannon (H') e equitabilidade de Pielou (J), obtidos de acordo com Magurran (2013).

3.1.6 CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES EM RELAÇÃO AO DESEMPENHO NA SEMEADURA DIRETA

As espécies foram classificadas de acordo com seus atributos de crescimento e de sucesso no estabelecimento em campo. Este sistema de classes foi empregado com o objetivo de contribuir para o adequado manejo e recomendações de uso das espécies em relação à semeadura direta. Para a classificação das espécies, a coleta de dados foi realizada nas 32 unidades amostrais (UA) do primeiro quadrante (semeadura manual e a lança em toda área) e nas 32 unidades amostrais (UA) do segundo quadrante (semeadura manual e disposição das sementes nas linhas em renque) totalizando 64 unidades amostrais (UA) equivalentes a 384 m². Todas as plantas nas unidades amostrais foram numeradas e identificadas, anotando-se os dados de altura- H (cm) e diâmetro a altura do colo - DAC (mm) mensurado à ± 1 cm do solo, calculando-se os dados de médias e desvios padrões por UA e por espécie em cada período de amostragem. A falta de um dos indivíduos marcados em qualquer uma das 13 avaliações e medições ao longo dos 450 dias foi considerada como “indivíduo morto” sendo subtraído do total de plantas emergidas para o cálculo da sobrevivência de plantas aos 450 dias. Em cada época anotou-se o número de plântulas presentes na amostra para fins de cálculo da Germinabilidade (Gd), (Equação 1), sobrevivência (S%) (Equação 2), taxa de sobrevivência aos 450 dias (Taxa S₄₅₀) (Equação 3), sucesso de estabelecimento das espécies- Suc (Equação 4) e as classes de aptidão.

Em tecnologia de sementes, o potencial de formação de plântulas é estimado pela germinação obtida em condições favoráveis e controladas. Contudo, em campo as condições não são controladas e por isso as sementes apresentam emergência, mesmo sob condições não controladas e até desfavoráveis, o que expressa o seu vigor avaliado por diferentes testes e que, em geral, apresentam resultados distintos dos testes de germinação (MARCOS-FILHO, 2015). Com base nesse fato, a presente pesquisa adotou os termos “*emergência*” ao invés de germinação e “*germinabilidade*” que se distingue da “*germinação*” pois representa o vigor das sementes e determina a capacidade teórica das sementes para expressar sua vitalidade mesmo sob condições desfavoráveis. O vigor das sementes e de suas plântulas é característica herdável (KUNDARIYA *et al.*, 2020) e, portanto, deve ser avaliada na semeadura direta.

$$Gd (\%) = E_{30-450}/NTS * 100$$

Equação 1: Cálculo do percentual de germinabilidade das sementes utilizadas em plantio de semeadura direta em Popayán, Cauca - Colômbia.

Onde: Gd = germinabilidade - representa em percentual a relação entre o número de sementes emergidas em campo e o número total de sementes semeadas; E_{30-450} = número total de sementes que emergiram e produziram plântulas dos 30 aos 450 dias e NTS = número do total de sementes semeadas nas parcelas.

$$S (\%) = (NS_{450}/E_{30-450}) * 100$$

Equação 2: Cálculo do percentual de sobrevivência das sementes utilizadas em plantio de semeadura direta em Popayán, Cauca - Colômbia.

Onde: S (%) = percentual de sobrevivência em campo- representa em percentual a relação entre o número de plantas sobreviventes aos 450 dias após a semeadura e o número total de plantas que emergiram e produziram plantas entre os 30 e 450 dias; NS_{450} = número de plantas sobreviventes aos 450 dias, E_{30-450} = número total de sementes que emergiram e produziram plântulas dos 30 aos 450 dias.

$$\text{Taxa } S_{450} = NS_{450}/E_{30-450}$$

Equação 3: Cálculo do percentual de sobrevivência (taxa de sobrevivência das sementes utilizadas em plantio de semeadura direta em Popayán, Cauca - Colômbia.

Onde: Taxa S_{450} = taxa de sobrevivência - representa a proporção entre o número de plantas sobreviventes aos 450 dias pelo número total de plantas emergidas no período de 30 a 450 dias; NS_{450} = número de plantas sobreviventes aos 450 dias; E_{30-450} = número de plantas emergidas entre 30 e 450 dias.

$$Suc = (Gd\% * \text{Taxa } S_{450})$$

Equação 4: Cálculo da probabilidade de sucesso de estabelecimento das sementes utilizadas em plantio de semeadura direta em Popayán, Cauca - Colômbia.

Onde: Suc = Probabilidade de sucesso de cada espécie; Gd% = germinabilidade; Taxa S_{450} = taxa de sobrevivência.

$$\text{Aptidão} = \sum (\text{Nota}_H + \text{Nota}_{DAC} + \text{Nota}_{Gd} + \text{Notas} + \text{Nota}_{Suc})$$

Equação 5: Cálculo da nota de aptidão das sementes utilizadas em plantio de semeadura direta em Popayán, Cauca - Colômbia.

Onde: $Nota_H$ = nota atribuída à altura após quantos dias da semeadura?;
 $Nota_{DAC}$ = nota atribuída ao diâmetro a altura do solo após quantos dias da semeadura?;
 $Nota_{Gd}$ = nota atribuída à germinabilidade $Nota_S$ = nota atribuída à sobrevivência e
 $Nota_{Suc}$ = nota atribuída à probabilidade de sucessão.

A categorização das espécies quanto ao comportamento durante a semeadura direta foi efetuada com base em cenários desejados e funções pré-estabelecidas para cada variável. Com base em Salomão *et al.*, (2014), foram definidas para o conjunto de pioneiras e de não pioneiras, separadamente, as classes de médias e desvio padrão de altura (H), diâmetro na altura do colo (DAC), germinabilidade (Gd%), sobrevivência (S%) e sucesso de estabelecimento (Suc%), atribuindo-se notas para cada classe por variável (Tabela 3).

Tabla 3. Sistema de classificação das espécies-alvo em relação ao seu desempenho na sementeira direta. Notas variando de 1 (baixa ou pequeno) a 4 (alta ou grande). (μ = média; σ = desvio padrão). H= média em altura aos 450 dias; DAC= média em diâmetro na altura do colo aos 450 dias; E (%) = emergência percentual por espécie ao longo de 450 dias; S (%) = percentual de sobrevivências aos 450 dias pós-plantio; Suc- probabilidade de sucesso.

Cenários	Função	Variável	NOTAS ATRIBUIDAS			
			Baixa 1	Regular 2	Média 3	Alta 4
Formar e promover a estrutura vertical e horizontal do plantio	Formação de estrutura vertical	H (cm)	$H \leq (\mu - 1\sigma)$	$(\mu - 1\sigma) < H \leq \mu$	$\mu < H \leq (\mu + 1\sigma)$	$H > (\mu + 1\sigma)$
	Formação de estrutura horizontal	DAC (mm)	$DAC \leq (\mu - 1\sigma)$	$(\mu - 1\sigma) < DAC \leq \mu$	$\mu < DAC \leq (\mu + 1\sigma)$	$DAC > (\mu + 1\sigma)$
Aumento da densidade das plantas e estabelecimento para formação da estrutura inicial da floresta	Maior germinabilidade permite maior aproveitamento e redução da quantidade de sementes	(Gd%) Germinabilidade	$\%Gd \leq (\mu - 1\sigma)$	$(\mu - 1\sigma) < Gd \leq \mu$	$\mu < Gd \leq (\mu + 1\sigma)$	$Gd > (\mu + 1\sigma)$
	Estabelecimento até 15 meses	S (%)	$\%S \leq (\mu - 1\sigma)$	$(\mu - 1\sigma) < \%S \leq \mu$	$\mu < \%S \leq (\mu + 1\sigma)$	$\%S > (\mu + 1\sigma)$
Aumento do sucesso de estabelecimento das espécies	Seleção de espécies com maior probabilidade de sucesso	Suc	$Suc \leq (\mu - 1\sigma)$	$(\mu - 1\sigma) < Suc \leq \mu$	$\mu < Suc \leq (\mu + 1\sigma)$	$Suc > (\mu + 1\sigma)$

As notas finais da classificação das espécies (Equação 5) foi determinada pela soma das variáveis divididas em quatro classes sendo 1 (baixa), 2 (Regular), 3 (Média) e 4 (Ótima).

3.1.7 REGENERAÇÃO PASSIVA

Além das espécies que estavam no mix de sementes distribuídos na área, ao longo do tempo novas espécies foram observadas na área, resultante da regeneração passiva via chuva e banco de sementes. A avaliação da regeneração levou em conta a localização da planta e se o indivíduo estava dentro da área de plantio (768 m²)

verificando-se quando fazia parte das sementes da listagem de semeadura. As espécies encontradas e que faziam parte do mix de semeadura foram avaliadas quanto ao estágio de desenvolvimento. Indivíduos não marcados e fora da linha de plantio, mesmo que constantes da lista de espécies semeadas, foram considerados como de regeneração passiva.

3.1.8 ANÁLISE DE DADOS

A assembleia e diversidade de espécies foram avaliadas pela riqueza de espécies (S), abundância (número de indivíduos) e densidade (número de plantas.ha⁻¹), calculando-se os índices de diversidade de Shannon (H') e Pielou (J) de acordo com Magurran (2013). A influência do tamanho das sementes na germinabilidade foi analisada pelo teste F e Boxplot.

Para avaliar como as características funcionais estavam associadas à assembleia de espécies, realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA), que foi conduzida no ambiente R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2021), para converter as variáveis correlacionadas em variáveis linearmente não correlacionadas denominadas componentes principais (PEARSON, 1901). Antes de realizar a PCA, a normalidade multiparamétrica da distribuição dos dados foi testada mediante o teste de Mardia (HOLGERSSON, 2006) e a correlação de Pearson (r) foi usada para identificar variáveis altamente correlacionadas ($r > 0,9$). O conjunto de dados usado no PCA consistiu em 16 observações (espécies) procedentes de 7 variáveis numéricas (emergência, altura, diâmetro a altura do colo, número de sementes por quilo, germinabilidade, sobrevivência, probabilidade de sucesso) e 2 variáveis categóricas (grupo ecológico e tamanho da semente) utilizadas para agrupar. O PCA foi aplicado para transformar o conjunto de dados em outro de dimensão inferior (JOHNSON & WICHERN, 2002); assim, mediante o comando “prcomp” do pacote Stats os componentes principais foram extraídos; posteriormente a visualização dos dados foi realizada mediante o pacote factextra versão (1.0.7) (KASSAMBARA & MUNDT, 2020).

Para avaliar o potencial das espécies e as características das sementes, foi construído um modelo de regressão linear com a técnica *stepwise*, no qual a escolha das variáveis preditivas foi realizada mediante o critério de Akaike (LIAO *et al.*, 2007). O

modelo de regressão linear completo de três variáveis independentes foi definido como o ponto de partida. Em seguida, foram realizadas as etapas para eliminar variáveis não significativas mediante a seleção *backward stepwise* atendendo o requisito do teste F, já que nos modelos de Regressão Linear, assume-se que existe uma relação linear entre a variável dependente (probabilidade de sucesso) e as variáveis independentes (Densidade de Emergência, Germinabilidade e Taxa de sobrevivência). Para visualizar os gráficos da regressão múltipla foi utilizada a função *avPlots* do pacote CAR (FOX & WEISBERG, 2011) do R.

4. RESULTADOS

4.1 SELEÇÃO, COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DA COMUNIDADE DE ESPÉCIES NA SEMEADURA DIRETA

Das 177 espécies selecionadas de acordo com os critérios pré-estabelecidos foram excluídas 41 espécies que foram relatadas apenas em estudos em outros países. Do restante, mais 98 espécies foram excluídas por não apresentarem resultados confiáveis nos experimentos na Rede de Áreas de Semeadura Direta, ou ainda por sua indisponibilidade no mercado. Após as eliminações, das espécies selecionadas e disponíveis no mercado, foram listadas e adquiridas 17 espécies distribuídas em 10 famílias empregadas no experimento (Tabela 4).

A maior riqueza foi da família Bignoniaceae (4 espécies; 23% das selecionadas), seguida das famílias Fabaceae e Malvaceae com três espécies cada (18%), sendo que o restante das 7 famílias, foi representado por apenas uma espécie. Após 450 dias, do total de 17 espécies selecionadas, 16 espécies (94) apresentaram emergência sendo estas pertencentes a 10 famílias. Bignoniaceae foi a que apresentou maior emergência com 4 espécies que representaram 32% dos indivíduos estabelecidos. Para Fabaceae, todas as três espécies semeadas emergiram, totalizando 29% dos indivíduos. Para Malvaceae, das três espécies semeadas só duas Emergiram, totalizando 5% dos indivíduos.

Tabela 4. Relação de espécies empregadas na sementeira direta, no município de Popayán, Cauca, por classes de tamanho (Tam) (P= Pequena, M= Media, G=Grande), nomes científicos e popular, família, grupo ecológico (P= pioneira, NP= não pioneira), dispersão, número de sementes por quilo, número de sementes nas parcelas em campo (384m²), número de indivíduos emergentes nas parcelas e % de emergentes na relação sementes emergidas por número de sementes em campo. Ind= Indivíduos, Sem= sementes. Ane= Anemocórica, Zoo= Zoocórica

Tamanho	Nome científico	nome popular	Família	Grupo ecológico	Dispersão	Nº sem/Kg	Nº de sem/parcelas	Nº de indivíduos	Germinabilidade (%)
P	<i>Alchornea latifolia</i> Sw.	Gargantillo	Euphorbiaceae	P	Zoo	29000	835	24	2,9
P	<i>Bixa orellana</i> L.	Achiote	Bixaceae	P	Zoo	31000	835	93	11,1
P	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro	Meliaceae	NP	Ane	47011	326	108	33,1
P	<i>Ceiba pentadra</i> L. Gaertn	Ceiba	Malvaceae	NP	Ane	27000	326	0	0,0
M	<i>Delostoma integrifolium</i> D.Don	Teterete	Bignoniaceae	P	Ane	41500	835	191	22,9
M	<i>Erythrina poeppigiana</i> (Walp.) O.F.Cook	Cachimbo	Fabaceae	NP	Zoo	8900	326	31	9,5
M	<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.)	Guayacán amarillo	Bignoniaceae	NP	Ane	35500	326	73	22,4
P	<i>Heliocarpus americanus</i> L.	Palo bobo	Malvaceae	P	Ane	97500	835	19	2,3
G	<i>Inga densiflora</i> Benth.	Guamo	Fabaceae	NP	Zoo	68	326	240	73,6
M	<i>Jacaranda caucana</i> Pittier.	Gualanday	Bignoniaceae	NP	Ane	9850	326	99	30,4
G	<i>Juglans neotropica</i> Diels.	Cedro negro	Juglandaceae	NP	Zoo	65	326	14	4,3
P	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Cucharó	Primulaceae	P	Zoo	42090	835	33	4,0

Tamanho	Nome científico	nome popular	Família	Grupo ecológico	Dispersão	Nº sem/Kg	Nº de sem/parcelas	Nº de indivíduos	Germinabilidade (%)
P	<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	Balso	Malvaceae	P	Ane	47000	835	48	5,7
G	<i>Quercus humboldtii</i> Bonpl.	Roble	Fagaceae	NP	Zoo	75	326	137	42,0
M	<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby	Vainillo	Fabaceae	P	Zoo	40478	835	62	7,4
P	<i>Solanum umbellatum</i> Mill.	Pepo	Solanaceae	P	Zoo	1165439	835	22	2,6
M	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	Guayacán rosado	Bignoniaceae	NP	Ane	34072	326	21	6,4

Para as 16 espécies emergentes até aos 450 dias, obteve-se $H' = 2,391$ de diversidade e equitabilidade de $J = 0,862$ com abundância de 1215 plantas e densidade de 15.820 indivíduos.ha⁻¹. As espécies mais frequentes nas unidades amostrais- ua (N= 64) foram *I. densiflora* (n=57 ua), *D. integrifolium* (n= 49 ua), *Q. humboldtii* (n= 43 ua), *C. odorata* (n=40 ua), *B. orellana* (n=39 ua), *H. chrysanthus* (n= 33 ua) e *J. caucana* (n= 33 ua) todas presentes em mais de 50% das parcelas amostrais (Tabela 5).

Tabela 5. Frequência das espécies nas unidades amostrais (n=64) em experimento de semeadura direta com 17 espécies no município de Popayán- Cauca, Colômbia.

Nome científico	Número de unidades amostrais	% de frequência
<i>Inga densiflora</i> Benth.	57	89,1
<i>Delostoma integrifolium</i> D.Don	49	76,6
<i>Quercus humboldtii</i> Bonpl.	43	67,2
<i>Cedrela odorata</i> L.	40	62,5
<i>Bixa orellana</i> L.	39	60,9
<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.)	33	51,6
<i>Jacaranda caucana</i> Pittier.	33	51,6
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby	20	31,3
<i>Erythrina poeppigiana</i> (Walp.) O.F.Cook	15	23,4
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	15	23,4
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	14	21,9
<i>Alchornea latifolia</i> Sw.	13	20,3
<i>Solanum umbellatum</i> Mill.	8	12,5
<i>Juglans neotropica</i> Diels.	6	9,4
<i>Heliocarpus americanus</i> L.	5	7,8
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	5	7,8
<i>Ceiba pentadra</i> L. Gaertn	0	0

4.2 GERMINABILIDADE E EMERGÊNCIA DAS ESPÉCIES

Entre as espécies selecionadas (N= 17), foram utilizadas 8 espécies pioneiras e 9 não pioneiras, sendo que das 16 espécies que emergiram, 8 eram pioneiras com 40% dos indivíduos amostrados e 8 eram não pioneiras com 59 % dos indivíduos. Quanto à síndrome de dispersão, das 17 espécies selecionadas, 47% foram classificadas como anemocóricas (n=8), das quais 7 espécies emergiram e 53% foram autocóricas (n= 9), sendo que as 9 espécies emergiram.

Ao se comparar a emergência (n° de indivíduos.espécie⁻¹) com dispersão biótica (zoocóricas; $n= 9$; $72,89\pm 74,46$ indivíduos) e abiótica (anemocóricas; $n= 8$; $69,88\pm 62,47$ indivíduos), não houve diferença significativa entre as bióticas e as abióticas ($F= 1,4205$; $p= 0,6567$). Aos 450 dias, a amplitude de emergência das espécies variou de 0 a 240 indivíduos, sendo que, das 17 espécies selecionadas, 1 (5,9%) não apresentou emergência, sendo esta a espécie *Ceiba pentandra* da família Bombacaceae.

Dentre as espécies que emergiram, apenas cinco delas representaram 55,64% do total de indivíduos amostrados, sendo elas *I. densiflora* (19,75%), *D. integrifolium* (15,72%), *Q. humboldtii* (11,28%) e *C. odorata* (8,89%). A germinabilidade média para as espécies que emergiram em campo ($n= 16$) foi de $42,9\pm 21,90\%$. As maiores de taxas de germinabilidade foram constatadas para as espécies *I. densiflora* (73,6%) e *Q. humboldtii* (42%).

Em relação ao tamanho, houve diferença significativa ($F= 0,096$; $p < 0,05$) entre a germinabilidade das sementes grandes ($39,97\pm 34,69$) e pequenas ($7,71\pm 10,77$); e diferença significativa ($F= 0,083$; $p < 0,05$) entre as sementes grandes ($39,97\pm 34,69$) e médias ($16,5\pm 10,03$). Houve alta variação na germinabilidade das espécies entre as sementes grandes em relação às pequenas (Figura 4).

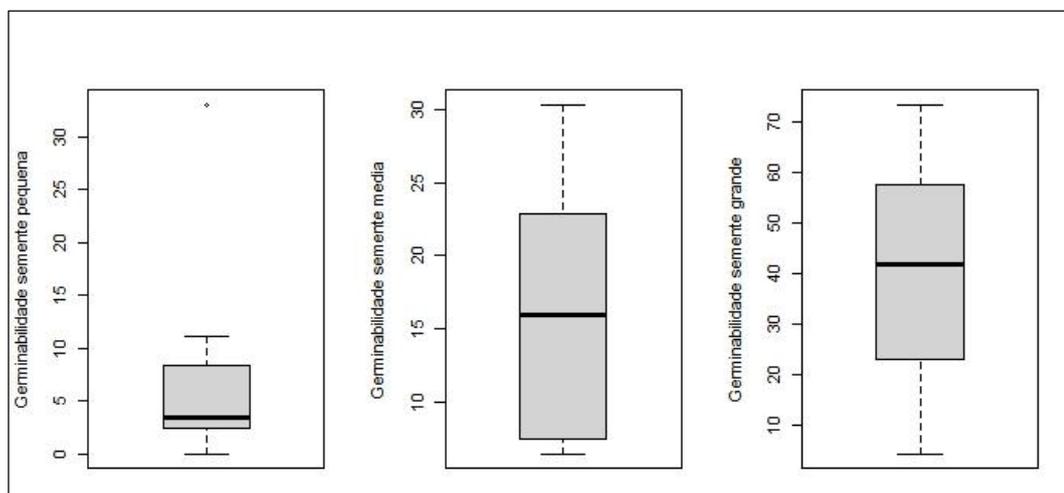


Figura 4. Box-plot das médias de germinabilidade das espécies com sementes grandes ($n=3$), médias ($n=6$) e pequenas ($n=8$) das 17 espécies apresentando emergência na semeadura direta em Popayán, Cauca. Grande (<1.000 sementes/ kg); Média (1.000 a 10.000 sementes/ kg); Pequena (10.000 a 100.000 sementes/ kg).

As sementes médias foram as com maior emergência, sendo que, das 6 espécies semeadas, todas emergiram com 39% ($n= 477$) dos indivíduos em relação ao número total de indivíduos. Por outro lado, para as pequenas ($n= 8$ espécies) houve emergência de 7

espécies, representando 28% (n= 347) dos indivíduos. Para as grandes, todas apresentaram emergência (n= 3 espécies) e os indivíduos emergentes (n= 391) representaram 32,18% do total (Figura 5).

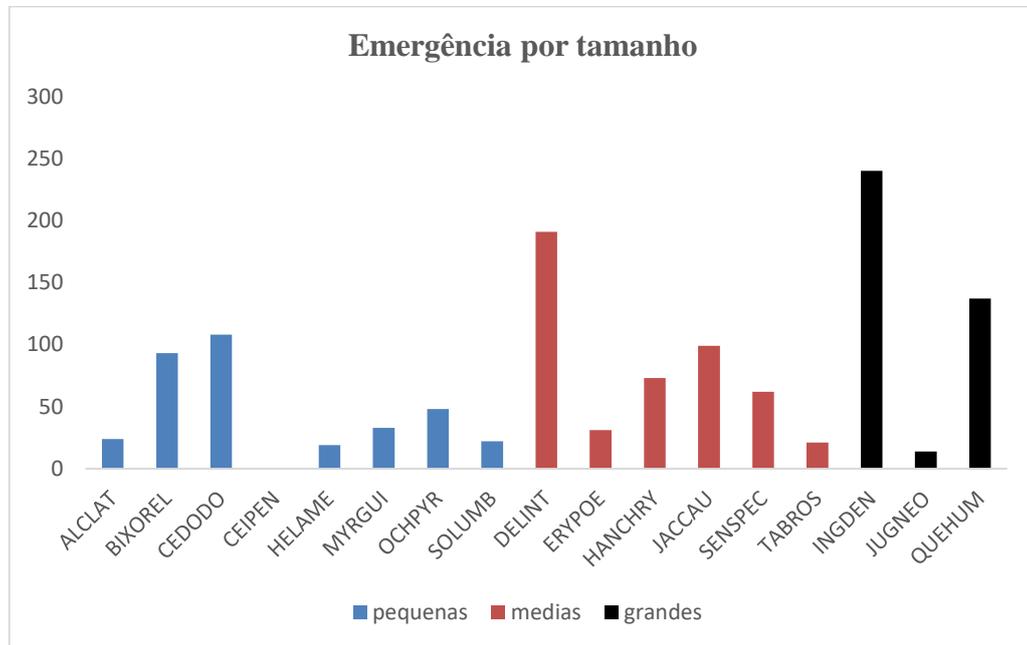


Figura 5. Número de indivíduos emergentes por classe de tamanho em plantio de semeadura direta aos 450 dias em Popayán – Cauca, Colômbia. Ind= número de indivíduos. Grande (<1.000 sementes/ kg); Média (1.000 a 10.000 sementes/ kg); Pequena (10.000 a 100.000 sementes/ kg).

4.3 MORTALIDADE, ESTABELECIMENTO E SOBREVIVÊNCIA

Do número total acumulado de plântulas emergentes ao longo dos 450 dias (n= 1215; estimativa de 15.820 plantas.ha⁻¹), 73,58% (n= 894) emergiram até aos 30 dias após a semeadura (DAS), sendo que *Inga densiflora* se destacou desde o início com 225 indivíduos emergidos e, ao longo do período, totalizou 240 plantas, sendo que destas, 228 plantas sobreviveram até ao final do monitoramento. A emergência ocorreu para a maioria das espécies até aos 90 dias estabilizando-se a seguir até os 450 dias obtendo-se ao final, 1024 indivíduos sobreviventes (84,3%; estimativa de 13.333 plantas.ha⁻¹).

Houve rápido incremento na mortalidade das plantas entre 30 e 90 dias (10% do total de plantas emergentes) e, após este período, a velocidade da mortalidade reduziu, e o número de plantas mortas manteve-se crescente ao longo do tempo, porém em menor proporção, atingindo 16% dos indivíduos aos 450 dias, quando se obteve o maior número

de plantas mortas (n= 191) (Figura 6). Destaca-se que houve entrada de novos indivíduos provenientes do fluxo de emergência das espécies semeadas, atingindo um platô aos 90 dias (n= 1190 plantas emergentes), mantendo-se esta quantidade com pouca variação até o final da avaliação, embora a mortalidade de plantas tenha se mantido em ascensão, indicando que houve emergência de sementes neste período, com entrada de novas plântulas substituindo os indivíduos mortos.

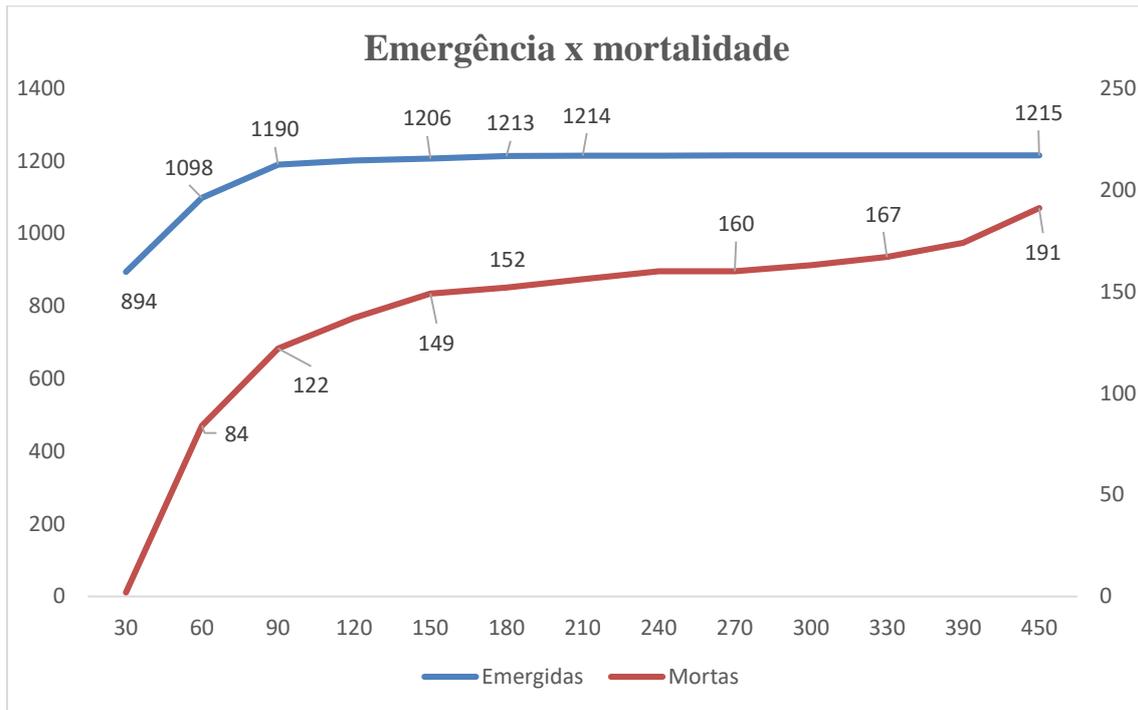


Figura 6. Número de plantas emergentes e de mortalidade de indivíduos ao longo de 450 dias de monitoramento em plantio de semeadura direta no município de Popayán - Cauca. Plantio em novembro de 2020. Dados coletados em 2020 e 2021.

Em geral as espécies, apresentaram altas taxas de sobrevivência, obtendo-se médias acima de 79% para as 16 espécies estabelecidas, constatando-se a persistência do número de plantas emergidas dos 90 aos 450 dias (Figura 7).

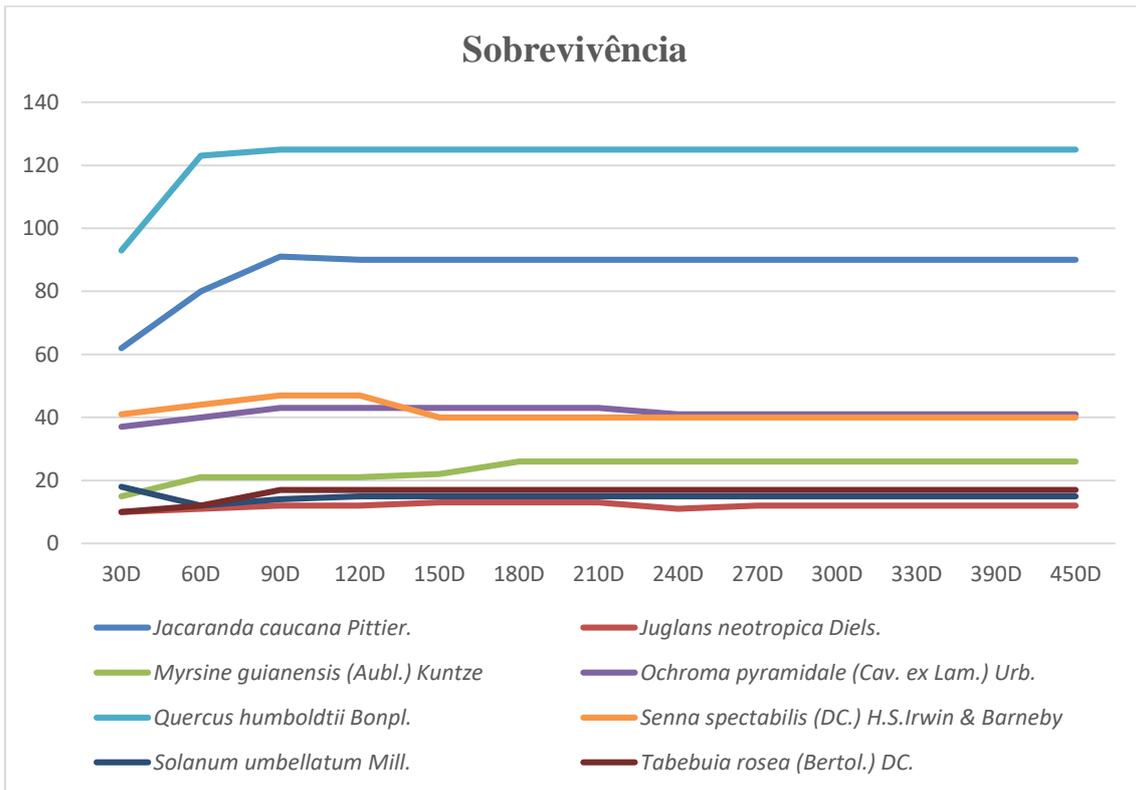
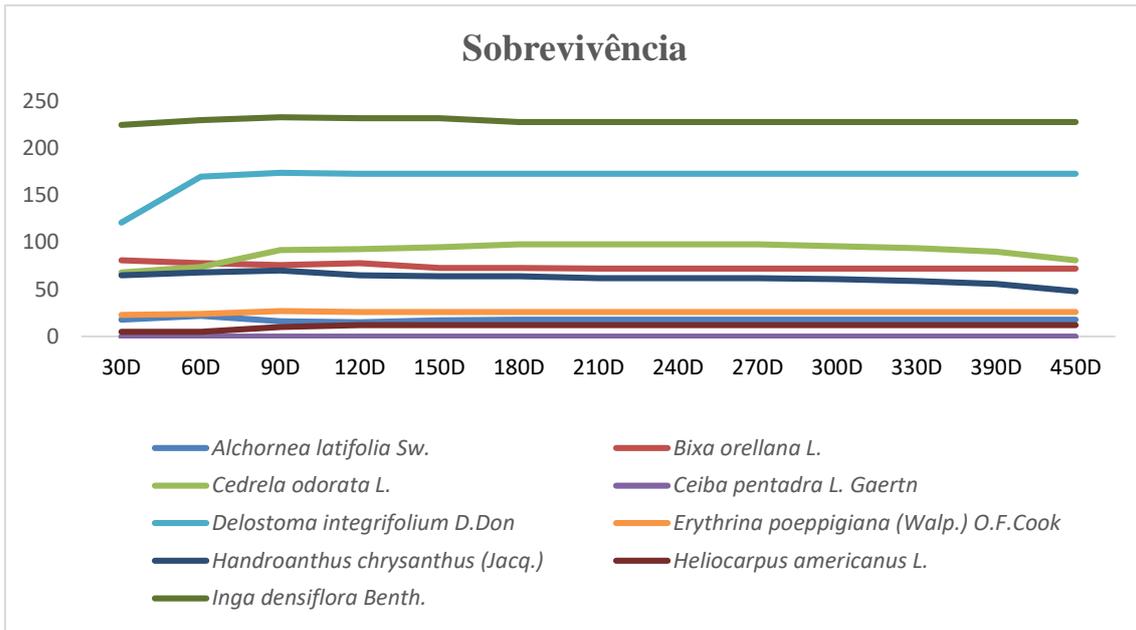


Figura 7. Número de plantas sobreviventes por espécie ao longo do estudo de 30 a 450 dias após a sementeira, em plantio de sementeira direta em Popayán – Cauca, Colômbia. Data de plantio: novembro de 2020.

4.4 ASSEMBLÉIA DE ESPÉCIES E DESEMPENHO NA SEMEADURA DIRETA

A Germinabilidade (Gd) e a taxa de sobrevivência (S) foram preditoras significativas da Probabilidade de sucesso (PBS) (Tabelas 6 e 7). Constatou-se a tendência de aumento da Probabilidade de sucesso com o aumento da Germinabilidade (Gd) e da taxa de sobrevivência (S) (Figura 8); a adequabilidade do modelo de regressão pode ser observada no gráfico da dispersão dos resíduos (Figura 9), podendo a Probabilidade de sucesso ser representada pela equação 6:

$$\text{PBS} = -0.247684 + 0.008787\text{Gd} + 0.290682\text{S} + \varepsilon. \text{ (Equação 6)}$$

Tabela 6. Variáveis preditoras da Probabilidade de sucesso (PBS), resultantes do método de seleção Stepwise. Probabilidade de sucesso (PBS), Emergência (E), Germinabilidade (Gd) e a taxa de sobrevivência (S) AIC= Critério de informação de Akaike.

Modelo	AIC
PBS ~ E + Gd + S	AIC= - 100.87
PBS ~ Gd + S	AIC= -102.7

Tabela 7. Coeficientes estimados do intercepto e das variáveis Probabilidade de sucesso (PBS), Germinabilidade (Gd) e a Taxa de sobrevivência (S); resultantes do método de seleção Stepwise. Os níveis de significância são mostrados como: * 0,05, ** 0,01 e *** 0,001.

Variável	Coeficientes	Significância
Intercepto	$\beta_0 = -0.2476842$	0.0120 *
Germinabilidade (Gd)	$\beta_1 = 0.0087874$	1.62×10^{-9} ***
Taxa de sobrevivência (S)	$\beta_2 = 0.2906821$	0.231

Tabela 8. Resultados do ajuste da equação com as variáveis significativas Germinabilidade (Gd) e a Taxa de sobrevivência (S) (Equação 1), resultantes do método de seleção *stepwise* para Probabilidade de sucesso (Pbs). $R^2(\%)$ = coeficiente de determinação; $R^2_{aj}(\%)$ = coeficiente de determinação ajustado; $S_{xy}(\%)$ = erro padrão da estimativa e estatística F ($P < 0,05$). Os níveis de significância são mostrados como: * 0,05, ** 0,01 e *** 0,001.

Modelo (equação)	R ² (%)	R ² _{aj} (%)	S _{xy} %	P-valor
1	96,78	96,29	0.037	1.986e ⁻¹⁴

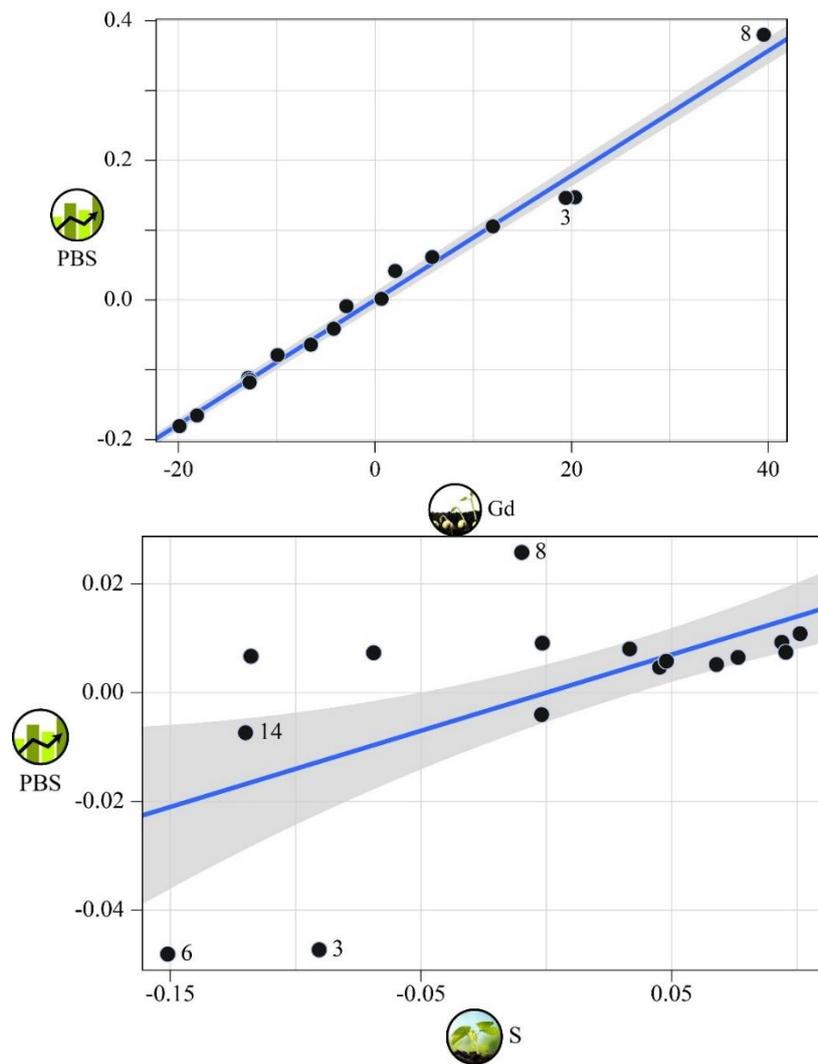


Figura 8. Representação gráfica do modelo linear da Probabilidade de sucesso (PBS), em função da Germinabilidade (Gd) e da taxa de sobrevivência (S)

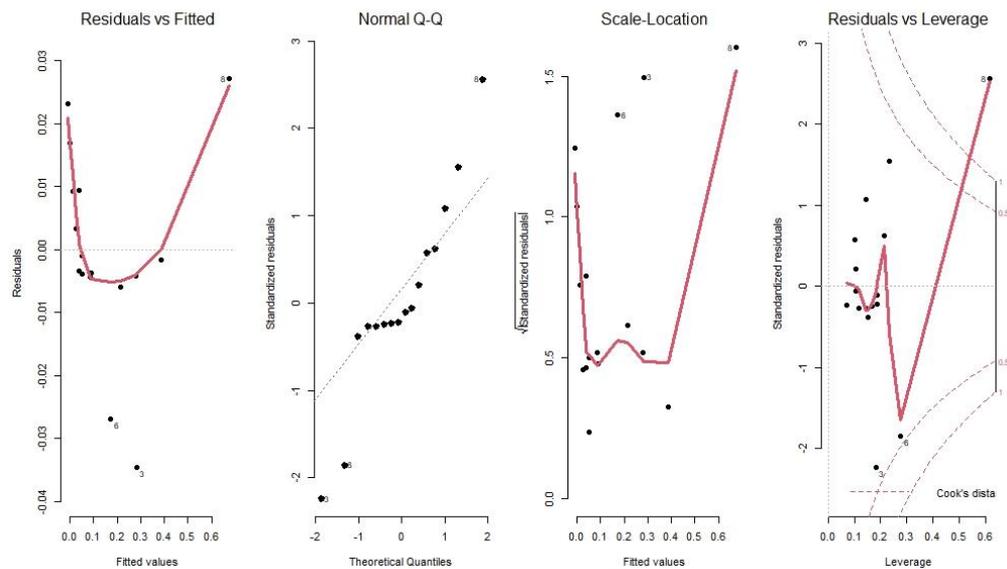


Figura 9. Dispersão dos resíduos do modelo linear expresso pela equação 6 ($PBS = -0.247684 + 0.008787Gd + 0.290682S + \epsilon$)

Com base nos resultados obtidos pela técnica dos componentes principais, os primeiros 3 PCs foram responsáveis pelo 88,9% da variância total. O PC1 foi responsável pelo 53,2% da variância total das espécies e foi associado as variáveis probabilidade de sucesso ($r = 0.941$), germinabilidade ($r = 0.925$), emergência ($r = 0.869$) e taxa de sobrevivência ($r = 0.781$). O PC2 pelo 24,2% da variância total e as variáveis que mais contribuíram para este componente diâmetro a altura do colo ($r = 0.851$) e altura ($r = 0.820$) e o terceiro PC3 foi responsável por 11,51 % da variância total e foi associado a variável número de sementes por quilo ($r = -0.841$).

Para a determinação do número de componentes principais, verificou-se que como os dois primeiros CPs gerados a partir desta análise que tem autovalores > 1 ($\lambda_i > 1$) (FRAGA, *et al.*, 2016) e estes foram responsáveis por 77,4% da variância total no conjunto de dados, os dois CPs foram retidos, com o auxílio do Screeplot (Figura 10) e estão apresentados na Tabela 9. Portanto, os dois primeiros componentes principais resumem efetivamente a variância amostral total e podem ser utilizados para o estudo do conjunto de dados.

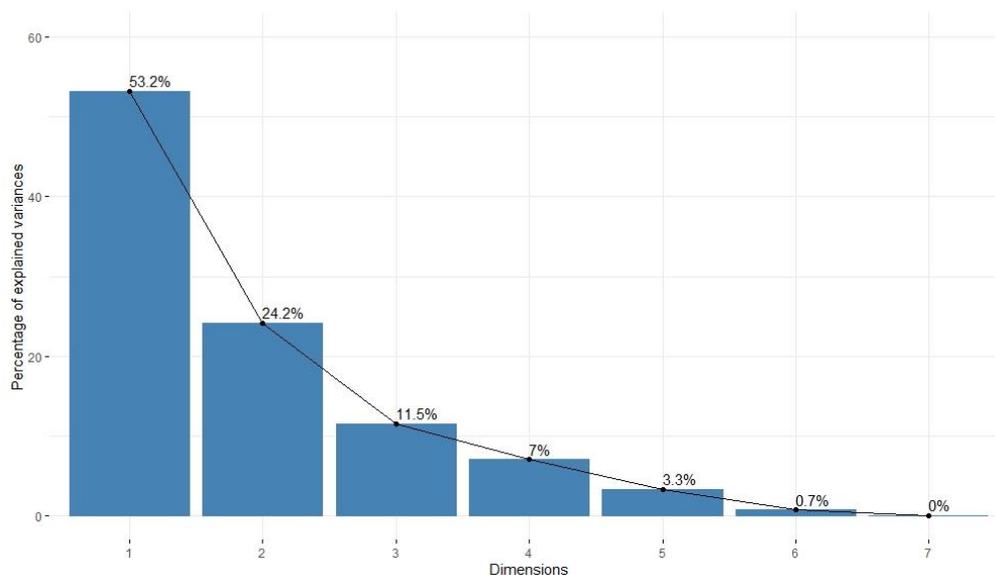


Figura 10. Screeplot de sequência dos resultados da PCA mostra os primeiros 3 componentes que explicam 88.9% da variância total. O primeiro componente explica o 53.2% da variância total, o segundo componente explica 24.2% da variância total e o terceiro componente explica o 11.5% da variância total. Colocar na legenda o que os componentes representam.

Tabela 9. Coeficientes de ponderação das variáveis e seus coeficientes de correlação com os dois primeiros componentes principais. Emergência (E), altura (H), diâmetro à altura do colo (DAC), número de sementes por quilo (NSKg), germinabilidade (Gd), taxa de sobrevivência (S) e probabilidade de sucesso (PBS).

	PC1	PC2	PC3	
Desvio padrão	1.93	1.30	0.90	
Proporção da variação	53.2	24.2	11.5	
Proporção cumulativa	53.2	77.4	88.9	
Variáveis	Coeficientes de ponderação		Coeficientes de correlação	
	PC1	PC2	PC1	PC2
E	0.45	0.32	0.87	0.41
H	-0.22	0.63	-0.43	0.82
DAC	-0.21	0.65	-0.39	0.85
NSKg	-0.27	0.05	-0.51	0.06
Gd	0.48	0.17	0.92	0.23
S	0.41	-0.07	0.78	-0.09
PBS	0.49	0.18	0.94	0.24

A figura 11 mostra a projeção das variáveis nos PCs 1 e 2, bem como o círculo de correlação correspondente, assim as variáveis são coloridas com base em seus valores de contribuição, que correspondem ao cosseno ao quadrado (\cos^2) do ângulo formado entre uma variável e o eixo do PC (ABDI & WILLIAMS, 2010). O valor do \cos^2 se correlaciona com a projeção de uma variável em um determinado PC.

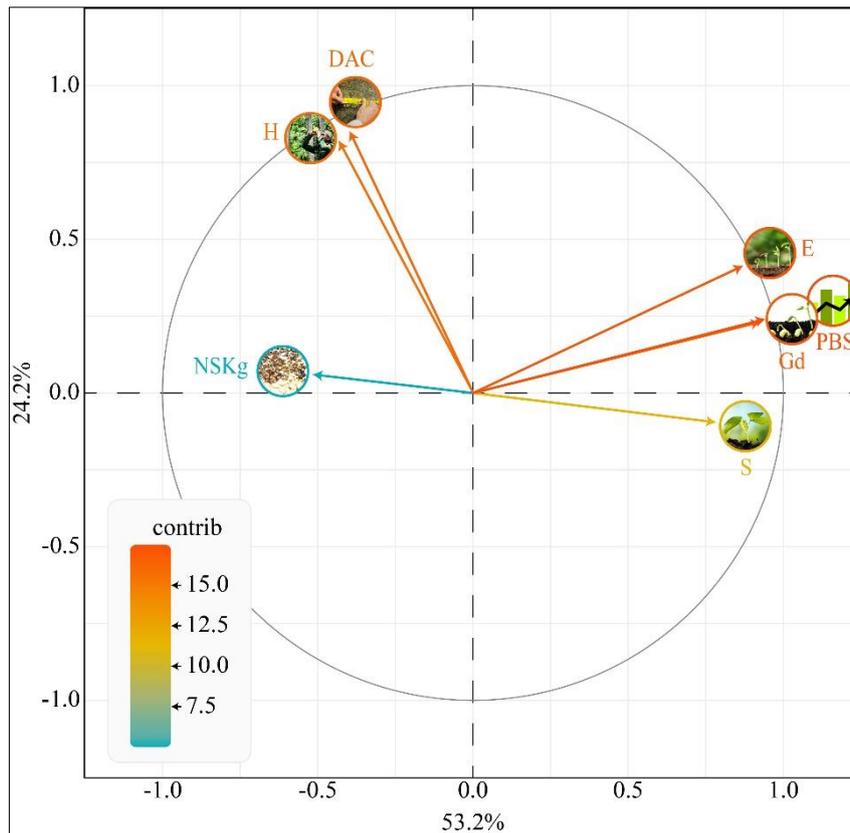


Figura 11. Projeção das variáveis nos componentes principais 1 e 2. Colocar o que os componentes 1 e 2 representam. E também as siglas das variáveis analisadas.

Como intuito de se entender a importância de cada variável na construção dos dois componentes foi calculada a correlação entre as variáveis originais e os componentes principais, com a seleção de dois componentes principais, a redução da dimensão de 7 variáveis quantitativas originais para 2 componentes principais é bastante razoável. Portanto decidiu-se utilizar unicamente os dois primeiros componentes principais para a composição das equações 7 e 8. O círculo de correlação e as variáveis foram coloridas com base em seus valores de contribuição, que correspondem ao cosseno ao quadrado (\cos^2) do ângulo formado entre uma variável e o eixo do PC (ABDI & WILLIAMS, 2010).

$$CP1 = 0.45E - 0.22H - 0.21DAC - 0.27NSKg + 0.48Gd + 0.41S + 0.49PBS \quad (7)$$

Equação 7: Importância das variáveis no componente principal 1

$$CP2 = 0.32E + 0.63H + 0.65DAC + 0.05NSKg + 0.18Gd - 0.07S + 0.18PBS \quad (8)$$

Equação 8: Importância das variáveis no componente principal 2

De acordo com a equação (7) e a Tabela 9, no primeiro componente principal destacaram-se as variáveis PBS (Probabilidade de sucesso), Gd (Germinabilidade) e Emergência (E), neste caso pode-se chamá-lo de espécies relacionadas com a probabilidade de sucesso, germinabilidade e emergência. E de acordo com a equação (8) e Tabela 9, no segundo componente principal ficou evidente o contraste entre H (altura) e DAC (Diâmetro a altura do colo), podendo ser chamado espécies relacionadas com a altura e Diâmetro a altura do colo.

As variáveis PBS e Gd apresentaram contribuições similares para o CP1, isto foi verificado pelas variáveis que têm vetor de maior comprimento e que foram mais próximas ao eixo CP1, mostrado na Figura 11. Existem correlações altas entre as variáveis PBS, Gd e E; pois, formaram ângulos agudos entre as variáveis, também as variáveis H e DAC. Não existe correlação entre as variáveis PBS e NSKg (número de sementes por quilo), pois forma um ângulo próximo de 90 graus, como mostrado na Figura 11. A PCA foi usada para reduzir as dimensões das variáveis originais sem perda de informação. Por definição, a correlação entre os principais componentes é zero, isto é, a variação explicada em CP1 é independente da variação explicada em CP2 e assim por diante. Isto implica que para qualquer componente principal não vai causar uma resposta correlacionada em termos de outros componentes principais, isto é, eles são ortogonais (SAVEGNAGO *et al.*, 2011; FRAGA *et al.*, 2016).

Na figura 12 e figura 13 o valor do \cos^2 se correlaciona com a projeção de uma determinada espécie em um determinado PC. As espécies com um alto \cos^2 são mais bem representados por um determinado PC e, em última análise, são mais característicos de espécies projetadas em uma determinada direção. Como os dois primeiros componentes principais explicaram 77,35% da variação total dos dados (Figura 10), de acordo com

Rencher (2002), pelo menos 70% da variância total deve ser explicada pelo primeiro e o segundo componente principal.

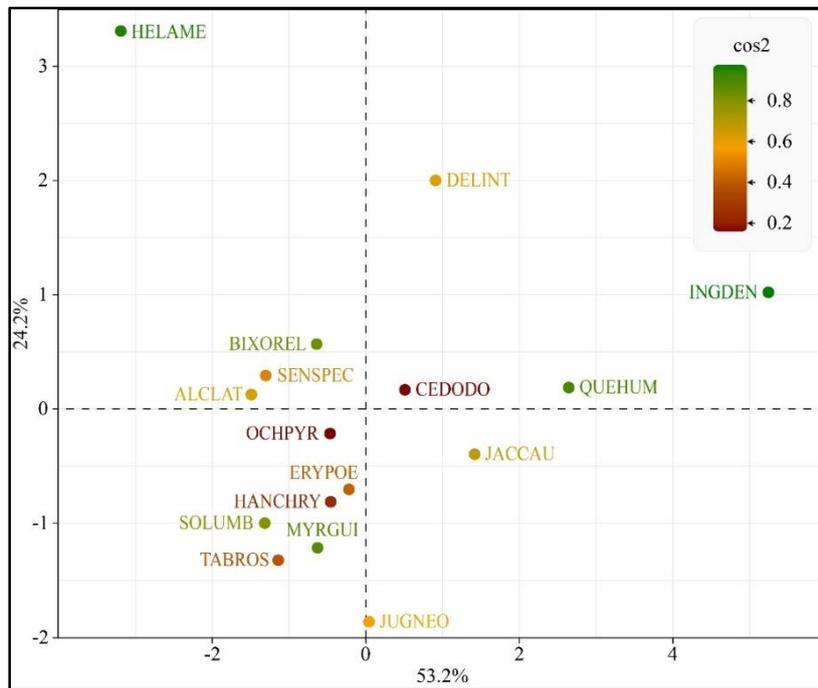


Figura 12. Valor do \cos^2 correlacionado com a projeção de uma determinada espécie em um determinado PC. Colocar o que representa as siglas.

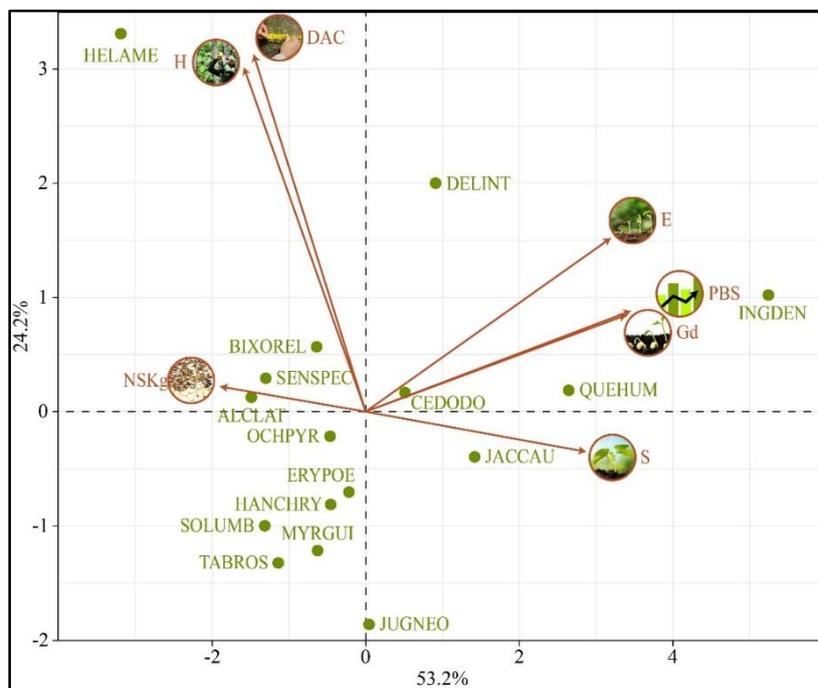


Figura 13. Valor do \cos^2 correlacionado com a projeção de uma determinada espécie em um determinado PC

Por outra parte, A PCA permite ver a "forma" geral dos dados, identificando quais amostras são semelhantes entre si e quais são muito diferentes. Isto permitiu identificar grupos de amostras que são semelhantes e descobrir quais variáveis tornam um grupo diferente de outro, no caso as espécies das espécies do grupo ecológico pioneiro e não pioneiro (figura 14) e o tamanho das sementes (figura 15)

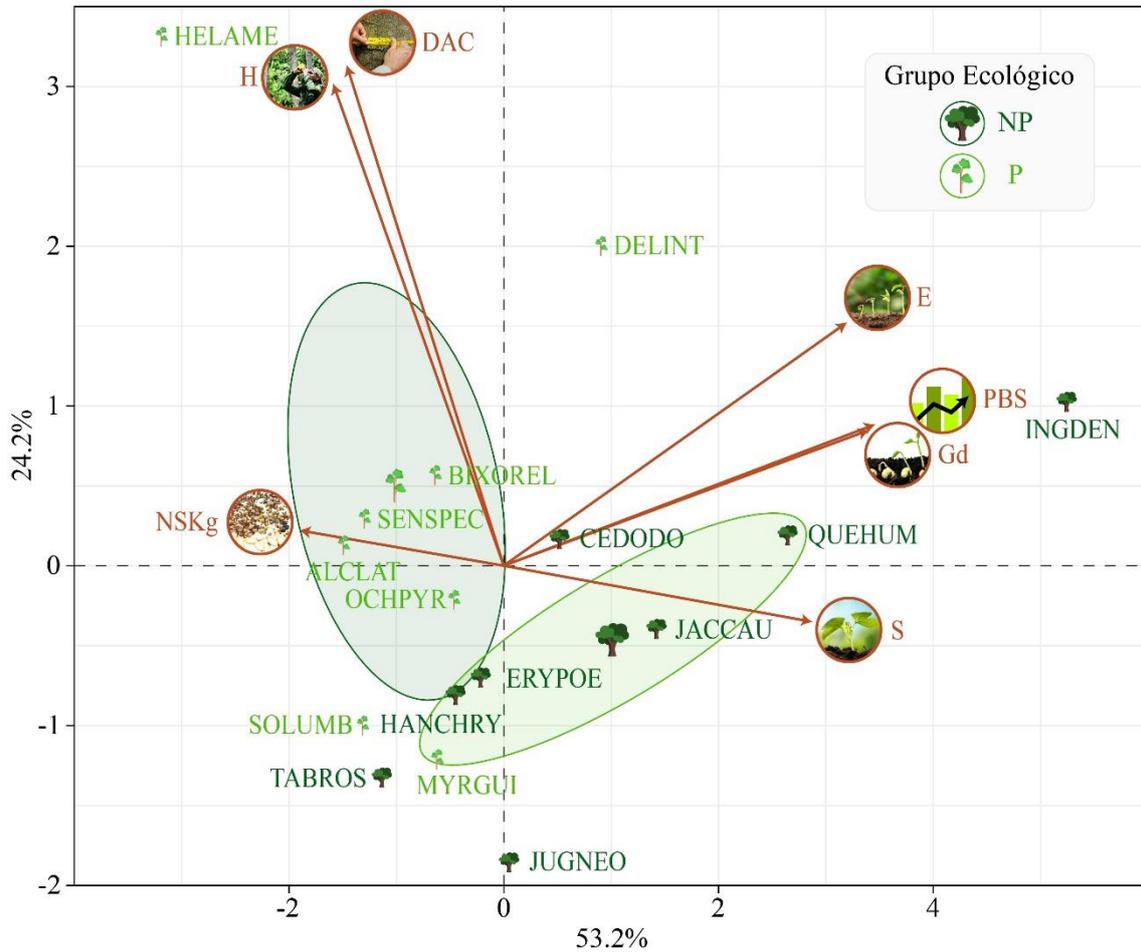


Figura 14. Agrupamento de espécies segundo o grupo ecológico nos componentes principais PC1 e PC2.

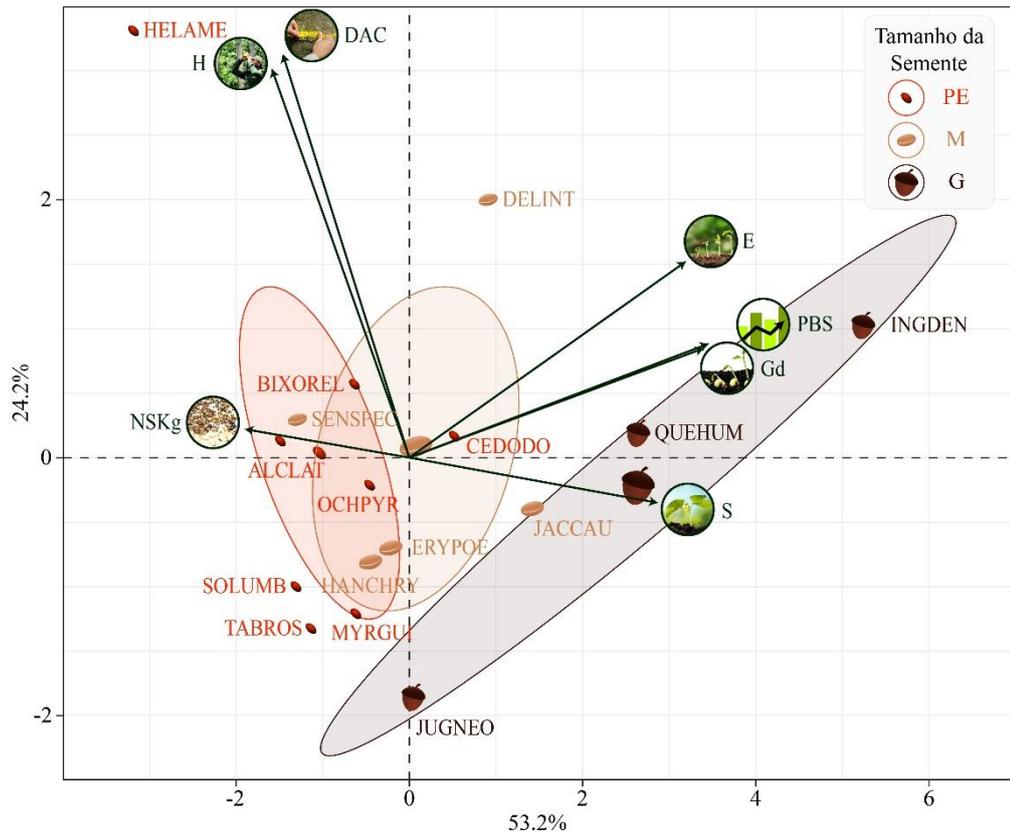


Figura 15. Agrupamento de espécies segundo o tamanho da semente nos componentes principais PC1 e PC2.

Além dos fatores ligados à qualidade das sementes (germinabilidade e emergência) e de probabilidade de se estabelecerem na área (sobrevivência e probabilidade de sucesso), o desenvolvimento das mudas (H e DAC) no campo também evidenciou as espécies que apresentaram potencial como espécies-chaves para semeadura, consideradas como tendo maior aptidão. Em relação ao desenvolvimento em altura, quatro espécies se destacaram sendo duas pioneiras e duas não pioneiras (Tabela 10). A altura média para as pioneiras foi de $147,7 \pm 68,78$ cm após 450 dias, enquanto para não-pioneiras foi de $66,6 \pm 21,39$ cm, sendo as menores alturas observadas para *Tabebuia rosea* e *Juglans neotropica*. O DAC médio das pioneiras foi de $22,29 \pm 13,46$ mm e para as não pioneiras foi $12,76 \pm 3,30$ mm após 450 dias a semeadura.

Tabla 4. Notas de aptidão para as espécies que obtiveram indivíduos sobreviventes até os 450 dias em plantio por semeadura direta no município de Popayán- Cauca, Colômbia, em novembro de 2020. Ind.= indivíduos sobreviventes, cm= Altura, DACmm= Diâmetro na altura do colo, (S%) = Sobrevivência, (cm) e classe de aptidão por espécie.

Espécie	Ind.	Sucessão	H+desvio (cm)	Nota (H)	DAC+desvio (mm)	Nota DAC	Germinabilidade (Gd%)	Nota Gd	Sobrevivência (S%)	Nota (S)	Sucesso (Suc)	Nota Sucesso
<i>Alchornea latifolia</i> Sw.	18	P	185,0 ± 58,71	3	14,2 ± 7,1	2	2,87	1	75,00	2	0,02	1
<i>Bixa orellana</i> L.	72	P	140,9 ± 43,76	3	22,0 ± 9,7	3	11,14	2	77,42	2	0,09	2
<i>Cedrela odorata</i> L.	81	NP	77,4 ± 24,19	3	18,7 ± 6,4	4	33,13	3	75,00	2	0,25	3
<i>Delostoma integrifolium</i> D.Don	173	P	214,2 ± 70,74	4	23,1 ± 11,2	3	22,87	3	90,58	4	0,21	3
<i>Erythrina poeppigiana</i> (Walp.) O.F.Cook	26	NP	101,7 ± 30,90	4	13,4 ± 3,6	2	9,51	2	83,87	3	0,08	3
<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.)	48	NP	56,6 ± 17,06	2	10,8 ± 5,3	1	22,39	3	65,75	1	0,15	3
<i>Heliocarpus americanus</i> L.	12	P	259,7 ± 77,74	4	53,2 ± 15,3	4	2,28	1	63,16	1	0,01	1
<i>Inga densiflora</i> Benth.	228	NP	55,6 ± 15,34	3	14,5 ± 4,2	3	73,62	4	95,00	4	0,70	4
<i>Jacaranda caucana</i> Pittier.	90	NP	67,5 ± 23,21	3	12,3 ± 5,1	2	30,37	3	90,91	4	0,28	3
<i>Juglans neotropica</i> Diels.	12	NP	44,3 ± 13,11	1	7,1 ± 2,2	1	4,29	2	85,71	3	0,04	2
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	26	P	59,6 ± 19,39	1	12,2 ± 5,1	2	3,95	2	78,79	2	0,03	2

Espécie	Ind.	Sucessão	H+desvio (cm)	Nota (H)	DAC+desvio (mm)	Nota DAC	Germinabilidade (Gd%)	Nota Gd	Sobrevivência (S%)	Nota (S)	Sucesso (Suc)	Nota Sucesso
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	41	P	86,3 ± 22,97	2	23,2 ± 4,5	3	5,75	2	85,42	3	0,05	2
<i>Quercus humboldtii</i> Bonpl.	125	NP	88,7 ± 27,69	4	13,5 ± 1,3	3	42,02	4	91,24	4	0,38	4
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby	40	P	144,6 ± 43,08	3	19,9 ± 4,3	2	7,43	2	64,52	1	0,05	2
<i>Solanum umbellatum</i> Mill.	15	P	91,5 ± 29,94	2	10,5 ± 2,5	1	2,63	1	68,18	1	0,02	1
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	17	NP	41,2 ± 11,74	1	11,8 ± 4,0	2	6,44	2	80,95	3	0,05	2

As espécies que se enquadraram na classe considerada como de alta aptidão (nota 4) para a semeadura direta foram *Q. humboldtii* e *I. densiflora*, que obtiveram notas maiores em todas as variáveis analisadas, destacando-se principalmente em sobrevivência e probabilidade de sucesso. As quatro espécies enquadradas como de média aptidão (nota 3) foram as espécies *D. integrifolium*, *C. odorata*, *J. caucana* e *E. poeppigiana*. A maior parte das espécies (n=10) se enquadraram como regular a baixa aptidão, sendo que as classificadas como regulares (nota 2) apresentaram bom desenvolvimento em H e DAC, porém tiveram notas mais baixas em relação ao seu estabelecimento (sobrevivência). Por outro lado, as espécies classificadas como de baixa aptidão (classe 1) obtiveram notas baixas em quase todas as variáveis analisadas, alcançando resultados aceitáveis apenas na variável sobrevivência visto que as espécies em geral apresentaram persistência, apesar da menor abundância de plantas (Tabela 11).

Tabela 11. Classes de aptidão para as 16 espécies emergentes considerando suas notas em Altura (H; cm), diâmetro na altura do colo (DAC; mm), Germinabilidade (GD%), Sobrevivência (S) e probabilidade de sucesso (Suc). Classes de aptidão: 4= alta aptidão, 3 = média aptidão, 2 = regular; 1 = baixa aptidão.

Espécie	∑ Notas aptidão	Classe de aptidão
<i>Quercus humboldtii</i> Bonpl.	19	4
<i>Inga densiflora</i> Benth.	18	4
<i>Delostoma integrifolium</i> D.Don	17	3
<i>Cedrela odorata</i> L.	15	3
<i>Jacaranda caucana</i> Pittier.	15	3
<i>Erythrina poeppigiana</i> (Walp.) O.F.Cook	14	3
<i>Bixa orellana</i> L.	12	2
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	12	2
<i>Heliocarpus americanus</i> L.	11	2
<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.)	10	2
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby	10	2
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	10	2
<i>Alchornea latifolia</i> Sw.	9	2
<i>Juglans neotropica</i> Diels.	9	2
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	9	2
<i>Solanum umbellatum</i> Mill.	6	1

4.5 REGENERAÇÃO PASSIVA

Do total de indivíduos observados na regeneração natural da área, 82,22% foi oriundo do aporte de sementes alóctones via dispersão. O aporte de indivíduos via brotação representou o 17,78 % 4 espécies, de 4 diferentes famílias, com densidade de 1.172 plantas.ha⁻¹ (Tabela 12). Apenas a família Melastomataceae representou o 44,44% dos indivíduos com 4 espécies.

Tabela 12. Relação de espécies de regeneração natural presentes nas parcelas de monitoramento e que não foram semeadas em estudo de semeadura direta no município de Popayán - Cauca.

Família	Espécie	Brotação	Regeneração	Total
Melastomataceae	<i>Tibouchina lepidota</i> (Bonpl.)	3	7	10
Melastomataceae	<i>Miconia aeruginosa</i> Naudin	0	2	2
Melastomataceae	<i>Miconia alata</i> (Aubl.) DC.	0	3	3
Melastomataceae	<i>Meriania hexamera</i> Sprague	0	5	5
Clusiaceae	<i>Clusia grandiflora</i> Splitg	1	5	6
Anacardiaceae	<i>Toxicodendron striatum</i> (Ruiz & Pav.)	0	5	5
Lauraceae	<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.)	0	3	3
Ephorbiaceae	<i>Euphorbia laurifolia</i> Juss. ex Lam	3	0	3
Cecropiaceae	<i>Cecropia angustifolia</i> Trécul	0	4	4
Hypericaceae	<i>Vismia baccifera</i> (L.) Planch. & Triana	1	3	4
	Total Geral	8	37	45
	% Geral	17,78	82,22	

5. DISCUSSÃO

A eficiência da técnica de semeadura direta (94,1%) foi superior ao obtido para outros estudos (PALMA & LAURANCE, 2015). A emergência variou em outros trabalhos em Floresta Estacional entre 28,6% (ISERNHAGEN, 2010), 60,5% (PIOTROWSKI, 2020) e 61,3% (TELLO LOPEZ, 2020) o que reforça que a adequada seleção de espécies é fundamental para aumentar a sobrevivência, emergência e o estabelecimento em campo. A assembleia de espécies formada apresentou resultados

similares com outros estudos, e indica a dominância de algumas espécies e o seu potencial para utilização na restauração de áreas degradadas.

A seleção das espécies em projetos de semeadura direta deve passar por diversas etapas antes de se chegar a uma lista que resulte no aumento da probabilidade de sucesso da semeadura direta e, conseqüentemente, da restauração. Neste trabalho, a partir das 117 pré-selecionadas, foi possível reduzir o número de espécies aplicando-se tanto o conhecimento prático em campo como as consultas à literatura. Contudo, a disponibilidade do mercado contribuiu para restringir as opções, chegando-se à lista das 17 espécies utilizadas, das quais 16 espécies apresentaram emergência em campo.

A espécie *Ceiba pentadra* a qual que não emergiu em campo evidenciou problemas de qualidade inicial do lote, como também em relação à falta de técnicas para promover sua germinação. Estes fatos reforçam a proposta de Urzedo *et al.*, (2020) da necessidade de se incentivar uma maior diversidade de espécies no mercado pela conformação e atuação de redes comunitárias de sementes florestais na Colômbia. O mercado comercial de sementes florestais tem oferta concentrada em determinadas espécies de fácil produção (SCHMIDT *et al.*, 2019) e requer que se amplie a oferta de sementes e diversidade de espécies por iniciativas comunitárias como as redes e mesmo por diversificação das fontes da iniciativa privada e pública.

A germinabilidade das sementes ou taxa de emergência das 16 espécies que emergiram ($Gd = 17,5 \pm 19,5\%$) situou-se nas faixas relatadas por outros estudos de semeadura direta, tais como os 4,3% e 20,3% para três espécies (PÉREZ *et al.*, 2019), 14,9% de emergência para 8 espécies (AGUIRRE *et al.*, 2015), $8,2 \pm 3,7\%$ aos 180 dias (MELI *et al.*, 2017), $4,6\% \pm 6,9\%$ aos 161 dias para 19 espécies (PIETRO-SOUZA; SILVA, 2014), 8,6% para 36 espécies (OLIVEIRA *et al.*, 2019) e os 10% de emergência para 38 espécies (PELLIZZARO *et al.*, 2017). Apesar do número variável de espécies, a germinabilidade ou taxa de emergência nos diferentes estudos situou-se, em geral, abaixo de 20%, o que evidencia o baixo desempenho e aproveitamento das sementes em campo. Ao mesmo tempo, ressalta a importância da seleção de espécies com maior aptidão para a semeadura direta e que possam apresentar maiores taxas de germinabilidade em campo.

O preparo do solo é uma das práticas que pode afetar diretamente a germinabilidade e emergência das sementes nos primeiros meses (FERREIRA *et al.*, 2009; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). O sistema de semeadura

direta sensu agrícola insere procedimentos operacionais (cultivo mínimo) e manejos técnicos (rotação de cultura, incorporação da biomassa) que não são adotados no setor de restauração florestal e, portanto, mantém em comum apenas o fato de se empregar o lançamento das sementes diretamente ao solo. No entanto, descrições do preparo de solo para a semeadura direta com fins de restauração envolvem a gradagem em área total repetidas vezes para eliminação da matocompetição e incorporação da palhada no solo (GUERIN *et al.*, 2015; CAMPOS-FILHO *et al.*, 2013). Este procedimento não se enquadra na definição de “semeadura direta” sensu agrícola, associando-se mais às práticas da agricultura com plantio convencional praticadas quando há o uso de arados e grades no preparo da área (ALBUQUERQUE FILHO, 2020).

No presente estudo, a adoção das práticas de dessecação das gramíneas invasoras e posterior adaptação da técnica subsolagem somente nas linhas de semeadura, configura-se como “plantio direto de sementes” na palhada. Isto porque o plantio é realizado após incorporar a massa seca das gramíneas dessecadas, caracterizando estes procedimentos como de cultivo mínimo sendo, portanto, distinto das práticas de semeadura direta que empregam o revolvimento do solo relatados em outros estudos no Brasil (SANTOS *et al.*, 2012).

Os cuidados com o tempo de emergência das espécies devem ser considerados na priorização das práticas de manejo inicial do plantio. Conforme foi constatado, as espécies apresentaram emergência crescente até os 90 dias, após poucas espécies emergiram, sendo esse período determinante para ocorrer a germinação e emergência das plântulas (Figura 6). Este comportamento também foi constatado por Ferreira *et al.*, (2009) e Isernhagen (2010) na semeadura direta. Após este período, houve significativa redução da quantidade de indivíduos emergidos por mês. Este fato também ressalta que os fatores iniciais relativos ao preparo do solo (nicho de germinação), condições de luz (redução da competição por luz com outras espécies) e o combate a invasoras neste intervalo de tempo podem ter sido cruciais para a trajetória e o sucesso da semeadura direta.

Conforme observou-se, a sobrevivência apresentou baixa correlação com a germinabilidade, emergência e probabilidade de sucesso, evidenciando que fatores distintos afetaram o estabelecimento inicial (germinabilidade e emergência) e o final das mudas (sobrevivência). Considerando que, após este intervalo de 0 a 90 dias, a

abundância de plantas praticamente não se alterou, conclui-se que as práticas de manejo adotadas foram eficientes em propiciar a sobrevivência e o consequente estabelecimento das plantas.

Fatores climáticos, predação ou outros têm sido apontados como causadores de alta mortalidade em plântulas recém-emergidas (FLORENTINE *et al.*, 2013) e foi confirmado no presente trabalho com o aumento exponencial da mortalidade de plantas até os 180 dias, a partir de quando houve tendência à estabilização (Figura 6). Os resultados evidenciam a importância dos fatores ligados à emergência das sementes até aos 90 dias, com a semeadura direta atuando como catalizadora dos processos ecológicos. Isto permite o monitoramento precoce e uso intensivo de práticas de cultivo para favorecer a emergência das sementes até aos 90 dias o que se reflete na redução das práticas de manejo e dos custos da restauração.

A adoção de práticas como a peletização das sementes, o plantio em profundidades adequadas e o suprimento de água ao longo dos primeiros 90 dias podem aumentar a emergência de plântulas e o sucesso da semeadura direta (referências). Por outro lado, a partir dos 90 dias, quando a plântula já apresenta suas estruturas completas, as práticas culturais como controle da matocompetição, fertilidade do solo, disponibilidade de água entre outros, são essenciais para a sobrevivência do maior número de plantas que emergiram até aos 60 dias (referências). Para favorecer ainda mais o estabelecimento e a sobrevivência, é necessário o emprego de espécies potenciais, visando estabelecer um número de indivíduos pretendidos na área para gerar competição entre as espécies, e evitar a formação de clareiras que favoreçam o retorno das gramíneas invasoras.

No que se refere ao tamanho das sementes, a alta variabilidade dentro de cada classe de tamanho evidenciou a existência de desempenhos diferenciados entre as espécies, (Figura 5). De acordo com Ceccon, González e Martorell (2016) levantamentos baseados em 30 artigos científicos identificaram 89 espécies potenciais para a semeadura direta. Dentre estas, as espécies que mais se destacaram foram as com sementes grandes e com altas taxas de germinação, corroborando com a revisão realizada por Palma e Laurance (2015) que confirmaram os melhores resultados para espécies da família Fabaceae e com sementes grandes (SOARES e RODRIGUES, 2008). Estas sementes de maior tamanho possuem maior massa específica com maior velocidade de emergência e

sobrevivência (FERREIRA *et al.*, 2009; LÖF *et al.*, 2019), condição que lhes favorece o rápido estabelecimento. Contudo, nossos estudos mostraram o potencial de espécies com sementes pequenas e médias de algumas espécies estudadas, dentre as quais se destacaram as espécies não pioneiras, *Inga densiflora*, *Quercus. humboldtii* e *Jacaranda caucana*; assim como as espécies pioneiras *Delostoma integrifolium* e *Heliocarpus americanus*.

Entre as espécies com sementes grandes, para as quais se esperava maior germinabilidade (CECCON; GONZÁLES; MARTORELL, 2016; FLORENTINE *et al.*, 2013; HOSSAIN; ELLIOTT; CHAIRUANGSRI, 2014), *J. neotropica* apresentou baixa germinabilidade (4,3%) e abundância (n= 12), porém com persistência dos indivíduos que apresentaram 85,7% de sobrevivência aos 450 dias (Tabela 11). Por outro lado, a Fabaceae e recalcitrante *I. densiflora* destacou-se com alta abundância de plantas (n= 228) e sobrevivência (95%), estando incluída entre as espécies com alta aptidão. Por sua vez, entre as espécies de sementes pequenas, que tenderam a apresentar desempenho inferior às grandes na semeadura direta (DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006; SANTOS *et al.*, 2012), a Bombacaceae *O. pyramidale* destacou-se com altas abundância de plantas (n= 41) e sobrevivência (85,4%).

Apesar de pesquisas como as de Palma e Laurance (2015) e Ceccon; González; Martorell, (2016) terem verificado que as sementes maiores apresentam maior germinabilidade, no presente estudo verificou-se que as sementes médias exibiram maior abundância de indivíduos do que as pequenas e grandes. Estes resultados indicam que a classificação por tamanho, embora facilite a escolha das espécies, não deve ser adotada de forma generalizada como a principal característica na seleção de espécies para a semeadura direta (DOUST; ERSKINE; LAMB, 2008). Destacou-se neste estudo, a pioneira de semente média *D. integrifolium*, com altas abundância de plantas (n= 173) e sobrevivência (90,6%).

O grupo ecológico afetou a emergência das espécies em campo, as não pioneiras apresentaram o 59,51% da emergência e as pioneiras o 40,49%, porém, entre as espécies que emergiram, houve igual riqueza de espécies não pioneiras e pioneiras. Destacaram-se as espécies *I. densiflora* e *Q. humboldtii*, as quais alcançaram as maiores notas de aptidão de desempenho. A inclusão do grupo sucessional como característica para a seleção das espécies na semeadura direta deve ser considerada. Neste cenário, as pioneiras

teriam a sua função mais ligada ao recobrimento da área por suas características de alta abundância e densidade na sementeira direta.

As espécies com síndrome de dispersão zoocóricas devem ser divididas em grupos reprodutivos como precoces, com curto (< 3 anos) e tardias, com longo período (> 10 anos) para o início da formação de frutos. Espécies zoocóricas que apresentaram boa aptidão devido à boa emergência e abundância como *I. densiflora* e *Q. humboldtii* tendem a frutificar tardiamente, acima de 10 anos de idade. Em função disto, recomenda-se que na mistura de sementes para sementeira direta devam ser incorporadas espécies zoocóricas com frutificação em idades mais precoces.

Há uma grande necessidade de legislação na Colômbia que preconize a comercialização das sementes com dados de germinação emitidos por laboratórios oficiais. Na Colômbia só existe um provedor de sementes a nível nacional que cumpre com esta normativa. Para a espécie *Ceiba pentadra* que não apresentou emergência em campo, os ensaios em laboratório confirmaram sua baixa qualidade e/ou ausência de germinação. O fato destas espécies estarem inviáveis ou apresentarem baixa viabilidade e, por consequência, não terem emergido em campo, trazem algumas questões como:

- I. As sementes foram plantadas em profundidades que impediram sua emergência ou ficaram expostas e susceptíveis a predação?
- II. As espécies tinham algum grau de dormência não superada nos tratamentos realizados?
- III. As sementes permaneceram dormentes no solo após o sombreamento por espécies de rápido crescimento podendo emergir no futuro ou perder sua viabilidade ao longo do tempo?

Essas questões evidenciam a necessidade de realização de testes rápidos de avaliação da qualidade das sementes em laboratório (SCHMIDT *et al.*, 2019) e que permita obter os resultados de germinação e vigor antes da sementeira direta, ainda na fase de seleção de espécies e aquisição de sementes. O fato de algumas das espécies testadas apresentarem baixa qualidade do lote de sementes não invalida que se busque testar estas espécies em outros ensaios. De acordo com Ferreira *et al.* (2009), é necessária a utilização de sementes de alta qualidade na sementeira direta. No entanto, mesmo

espécies com baixo sucesso de estabelecimento são importantes para a diversidade e riqueza do plantio (PELLIZZARO *et al.*, 2017).

A Germinabilidade (Gd) e a taxa de sobrevivência (S) foram variáveis preditoras significativas da Probabilidade de sucesso (PBS), uma vez que a Germinabilidade avalia a quantidade de sementes que emergiram (emergência) em relação ao que foi semeada, fornecendo informações sobre o vigor das sementes utilizadas. A qualidade das sementes, expressa pela sua germinação em laboratório e pelo vigor, expresso por sua germinabilidade em campo, foi o fator que mais afetou a probabilidade de sucesso de estabelecimento das espécies. A dependência da probabilidade de sucesso em relação à sobrevivência evidencia que os fatores que ocorreram de 0 a 90 dias, quando a maioria das sementes emergiu, foram mais determinantes para o número de plantas estabelecidas do que os fatores que ocorreram na pós-emergência e que afetaram a sobrevivência dos indivíduos dos 90 aos 450 dias de estudo. Considerando que a sobrevivência foi avaliada individualmente ao longo do tempo (0-450 dias), as condições ocorridas na área, na fase de estabelecimento das plantas, não foram tão limitantes quanto aqueles na fase de emergência (0- 90 dias), uma vez que os filtros ambientais na emergência são maiores que no estabelecimento (OLIVEIRA *et al.*, 2019). Isto significa que os filtros ocorrentes no início do plantio devem ser mais bem estudados, para que na fase pós emergência das plantas, a sobrevivência não seja fator limitante para o desenvolvimento inicial da floresta.

Em relação a diversidade de espécies na semeadura direta, o índice de Shannon ($H' = 2,39$) foi inferior ao obtido em florestas nativas, como constatado em quatro fragmentos de Floresta Montana ($H' = 3,31$) (GARCIA *et al.*, 2014), porém com maior equitabilidade ($J' = 0,8622$) em relação ao obtido pelos autores ($J' = 0,791$). Em estudo de diversidade em diferentes metodologias de plantio, a diversidade constatada variou de $H' = 3,017$ em plantio de restauração, a $H' = 1,965$ para plantio na técnica de nucleação e $H' = 2,008$ para restauração passiva (TRENTIN *et al.*, 2018). Estes dados demonstram o potencial do uso das 16 espécies emergentes, tendo a diversidade da semeadura direta, sido compatível com os resultados obtidos em outras áreas restauradas por meio do plantio de mudas, evidenciando o potencial desta técnica em propiciar alta diversidade inicial na restauração.

Das 17 espécies selecionadas, 94,12% delas se estabeleceram após um ano e três meses de plantio mesmo que com abundância variáveis, com alta sobrevivência dos indivíduos de cada uma das 16 espécies que emergiram ($71,47 \pm 66,95\%$). Em estudos de Campos-Filho *et al.* (2013), foi obtida estimativa entre 2% a 10% de sobrevivência das espécies após os 3 anos. Das 214 espécies utilizadas na semeadura obteve-se sucesso para 89 (42%) das espécies utilizadas. Por sua vez, Pérez *et al.*, (2019) obtiveram 4,3 a 22,3% de espécies sobreviventes, valores considerados baixos pelos autores. Considerando a dificuldade de se obter sementes e os altos custos de sua produção (URZEDO *et al.*, 2020), deve-se buscar na semeadura direta práticas que proporcionem o menor desperdício de sementes e a escolha eficiente das espécies.

A quantidade de sementes a ser utilizada na semeadura direta depende de estudos adicionais no campo. O custo das sementes ainda é o fator de maior impacto, quando se refere à escolha da metodologia na restauração, principalmente na Colômbia, onde não existem redes de coletores de sementes. Diversos estudos utilizaram em caráter experimental quantidades variáveis de sementes arbóreas e arbustivas de 200.000 (ISA, 2020) até 5.000.000 de sementes.ha⁻¹ (FERREIRA *et al.*, 2007) buscando obter resultados satisfatórios em termos de densidade de plântulas emergidas. No presente trabalho utilizou-se 250.000 sementes.ha⁻¹ resultando na densidade de 15.820 indivíduos.ha⁻¹, muito acima do empregado em plantios por mudas (1666 plantas.ha⁻¹). Plantios adensados por mudas com espaçamentos de 2 m x 1 m a 1 m x 1,5 m têm mostrado resultados positivos em relação ao desenvolvimento das plantas, sobrevivência e restabelecimento das funções ecológicas (NASCIMENTO *et al.*, 2012; GALETTI, *et al.*, 2018). Considerando que há uma relação linear entre a densidade de semeadura e a emergência de plântulas (MELI *et al.*, 2017), para obter-se a densidade de 5.000 plantas.ha⁻¹ nas condições do presente estudo, teoricamente, poder-se-ia realizar a semeadura com 100.000 a 110.000 sementes.ha⁻¹, o que pode representar considerável redução na quantidade de sementes utilizadas, desde que empregando a seleção adequada de espécies.

A densidade de plantas estabelecidas pode ser usada como referencial para verificar o sucesso da semeadura direta. No presente trabalho se obteve o estabelecimento de 15.820 plantas.ha⁻¹, o que representa um incremento de até 326% acima de outros resultados de semeadura direta, apontada como sendo da ordem de cerca de 4200

indivíduos.ha⁻¹ (FREITAS *et al.*, 2019), podendo variar de 1400 a 13.000 plantas.ha⁻¹, dependendo da densidade de sementeira (MELI *et al.*, 2017). A estimativa de obtenção de 1666 mudas.ha⁻¹, na técnica de plantio de mudas, faz com que se possa estabelecer a meta de atingir esta densidade por meio da sementeira direta. Apesar da mortalidade das plantas emergidas, após dois anos, a técnica de sementeira direta tem sido apontada como capaz de superar a do plantio com mudas (AGUIRRE *et al.*, 2015). Estudos como os de Tunjai e Elliott (2012) mostraram que algumas espécies podem emergir, porém não se estabelecem ao longo do tempo.

O número de sementes se mostrou satisfatório para a técnica de sementeira direta obtendo uma alta densidade de indivíduos.ha⁻¹, podendo, em estudos posteriores, reduzir ainda mais este número, com a seleção e densidade de sementes mais adequada por espécie. Na sementeira direta, a quantidade de indivíduos por hectare se mostrou eficiente no processo de cobertura do solo (AGUIRRE *et al.*, 2015). Deve-se lembrar, no entanto, que em áreas de restauração mais antigas o índice de diversidade em plantios com mudas cai drasticamente e o retorno dos processos ecológicos é prejudicado, visto que a área não atinge a resiliência adequada para sua sobrevivência.

As espécies de adubo verde empregadas no plantio, *Phaseolus vulgaris* e *Cajanus cajan*, tiveram papéis diferenciados e complementares na trajetória do plantio. Enquanto *P. vulgaris* permaneceu na área até os 3 meses e mostrou-se eficiente no controle de *U. decumbens*, a espécie *C. Cajan* promoveu sombreamento a partir dos 180 dias, necessitando de avaliação futura quanto ao seu benefício e facilitação para as espécies arbóreas.

A probabilidade de sucesso da espécie pode ser vista como um fator a ser considerado de grande importância nos critérios de seleção da espécie, pois a relação entre a germinabilidade e o estabelecimento das espécies permitem que se estime a quantidade de sementes a ser utilizada na área bem como a proporção e chance de sucesso no estabelecimento dos indivíduos. Da mesma forma, a classificação das espécies em classes de aptidão colabora com o restaurador para obter informações sobre as espécies a partir de seu comportamento e de sua probabilidade de sucesso. Espécies com notas baixas em relação ao crescimento (altura e diâmetro) devem ser consideradas como parte do grupo de espécies que contribuem para a diversidade fazendo com que a estrutura inicial da floresta se estabeleça e que estas espécies possam fazer parte tanto do dossel quanto do

sub-bosque futuro. Esta categoria deve ter relativa tolerância a sombreamento e, de preferência, fazer parte das não pioneiras, pois as espécies pioneiras podem ter problema de desenvolvimento se permanecerem em ambiente sombreado tendo estiolamento e perda na competitividade. Por sua vez, espécies com alta taxa de germinabilidade proporcionam maior abundância de indivíduos e estão associadas a espécies com maior crescimento. Nestas condições é preciso atentar para a quantidade (nº ou massa) a ser empregada na área, para que esta não se torne um problema de competitividade com as outras espécies. Em relação à aptidão, outros fatores não analisados devem ser observados, como a predação. Neste estudo a espécie *J. neotropica* foi predada pelo inseto *Gretchena spp*, mas a porcentagem de dano não foi significativa na área foliar dos indivíduos.

Referente a Análise de Componentes Principais e analisando ao BiplotCP1xCP2 com as espécies e as equações (2) e (3), pode-se concluir que as espécies não pioneiras, INGDEN (*I. densiflora*), QUEHUM (*Q. humboldtii*), e JACCAU (*J. caucana*) foram as espécies correlacionadas com as variáveis da PC1 PBS (Probabilidade de sucesso), Gd (Germinabilidade), sobrevivência (S) e Emergência (E). Por outro lado, as espécies pioneiras DELINT (*D. integrifolium*) e HELAME (*H. americanus*) foram as espécies que apresentaram maior correlação com as variáveis da PC2 Altura (H) y diâmetro (DAC). Igualmente, a análise mostrou uma forte correlação entre as variáveis PBS (Probabilidade de sucesso), Gd (Germinabilidade), sobrevivência (S) com os tamanhos grande e médio das sementes, não importando o grupo ecológico. Embora todas as espécies tenham apresentado alta correlação com a germinabilidade, o comportamento de *I. densiflora*, *Q. humboldtii* e *J. caucana* foram mais influenciadas pelo vigor das sementes do que pelo desenvolvimento das plântulas.

Esses resultados reforçam que a probabilidade de sucesso está diretamente correlacionada ao vigor das sementes (germinabilidade), que por sua vez se reflete na abundância de plantas (emergência) obtidas. Contudo, embora a sobrevivência também esteja correlacionada com a PBS, apresenta uma interação menos intensa do que a observada para a germinabilidade. O mesmo resultado foi obtido por PIOTROWSKI (2020) em estudos sobre semeadura direta em Floresta Estacional no Brasil. Os resultados obtidos evidenciam a importância de se avaliar o vigor das sementes por meio de testes específicos, conforme recomendados por Marcos-Filho (2015). Apenas o potencial

germinativo, como tem sido realizado em estudos de laboratório que apoiam estudos de semeadura direta (FREITAS *et al.*, 2019), não permitem uma previsibilidade mais efetiva da germinabilidade em campo.

Por sua vez, o tamanho das sementes (NSKg), característica citada por vários autores como um dos principais fatores de sucesso da semeadura direta (SOARES; RODRIGUES, 2008; PALMA & LAURANCE, 2015; CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016; SOUZA; ENGEL, 2018), teve menor interação com a abundância, sobrevivência e probabilidade de sucesso das espécies, do que o vigor das sementes.

Em relação ao modelo de regressão linear, as variáveis Germinabilidade (Gd) e taxa de sobrevivência (S) foram preditoras significativas da Probabilidade de sucesso (PBS). Constatou-se a tendência de aumento da Probabilidade de sucesso com o aumento da Germinabilidade (Gd) e da taxa de sobrevivência (S) já que a probabilidade de sucesso é um fator cujo cálculo é realizado a partir da relação entre a germinabilidade e a sobrevivência. Contudo, a germinabilidade reflete o vigor das sementes, característica intrínseca das sementes cuja resposta depende do filtro ambiental em relação às condições de substrato, temperatura e água, etc. A taxa de sobrevivência aos 450 dias representa as respostas da espécie aos filtros ambientais ao longo do desenvolvimento da plântula até a muda, e são distintos dos filtros na etapa de emergência que é uma das variáveis utilizadas na germinabilidade e, conseqüentemente, na probabilidade de sucesso. O resultado obtido de maior ajuste do PBS com a germinabilidade evidencia que as características de vigor das sementes, mais do que aquelas relacionadas à sobrevivência das plântulas e mudas, refletem o potencial de umas espécies em se estabelecer (emergir e sobreviver). Isto pode evidenciar o bom comportamento ao longo dos 450 dias das espécies *I. densiflora*, *Q. humboldtii*, *J. caucana* e *D. integrifolium*.

As espécies destacadas na classe de alta aptidão devem ser priorizadas na restauração pela performance em desenvolvimento e sucesso de estabelecimento. Ao mesmo tempo, os custos da restauração podem diminuir na aquisição das sementes e a quantidade de indivíduos.ha⁻¹ pode favorecer a rápida cobertura do solo permitindo o controle das invasoras gramíneas. No entanto, para estas espécies deve-se avaliar cuidadosamente a quantidade de sementes a serem utilizadas na semeadura, para que esta não influencie e exerça dominância do ambiente. Dentre estas espécies, destacou-se *D.*

integrifolium que, pelo fato de ser considerada espécie pioneira, apresentou rápido desenvolvimento tanto em crescimento quanto diâmetro.

A entrada de espécies não plantadas ou alóctones, colonizando a área, pode ser eficaz na fase de gatilho da restauração (FREITAS *et al.*, 2019) e podem ser constituídas por espécies de rebrota de regenerantes ou não sementes que surgem na área (RODRIGUES, 2018). Isso, faz com que a área recupere o processo de sucessão de espécies e demonstre condição de resiliência ecológica e benefício para a construção de um ambiente favorável na formação da floresta (CABIN *et al.*, 2002). Das espécies regenerantes encontradas ao ano e três meses de idade verificou-se que poucas delas são de espécies sementes, e que a maior parte pertence a espécies nem mesmo referenciadas nos estudos de sementeira direta. Portanto, estas espécies podem ser indicadas como potenciais para promover a sucessão e reestruturar a estrutura inicial da área.

O número de espécies alóctones e oriundas da regeneração natural, representou (1.172 plantas.ha⁻¹) uma quantidade muito próxima das mudas plantadas no sistema convencional de restauração por mudas. Isso ressalta o papel nucleador da sementeira direta quando próxima a fragmentos florestais tendo destacado seu potencial para promover o aumento da riqueza e diversidade de espécies. Outra questão relevante é o fato de que em avaliações de estudos de restauração, algumas espécies comuns como é o caso da *M. aeruginosa* e *C. grandiflora*, provêm da chuva de sementes. O favorecimento da entrada destas espécies pode ter relação com as técnicas de manejo do solo e de controle da matocompetição com produtos seletivos, e principalmente utilizados poucas vezes, favorecendo um ambiente adequado para o desenvolvimento das espécies.

Os custos de práticas de manejo até o estabelecimento das espécies pela técnica de sementeira direta, tem sido menor quando comparado ao valor de muda plantada estabelecida versus o custo das sementes com plantas estabelecidas (CAMPOS-FILHO *et al.*, 2013). A sementeira direta é uma técnica promissora em termos numéricos e econômicos quando comparada ao plantio de mudas (MELI *et al.*, 2017; RAUPP *et al.*, 2020) porém, conforme observado por Oliveira *et al.*, (2019), deve-se levar em conta que o grande número de plantas desfavorece a chegada de plântulas no sub-bosque e a sucessão natural das espécies na formação da floresta. Portanto o recobrimento inicial deve passar por um desbaste natural ao longo do tempo, possibilitando que haja menor

competição entre as espécies e favorecendo o recrutamento e estabelecimento de espécies tardias.

O processo de restauração da área é facilitado pela regeneração natural e para que isso ocorra Rezende e Vieira (2019) recomendam que possam ser utilizadas técnicas complementares que favoreçam a maior ocupação da área, e conseqüentemente quebrem barreiras que impeçam a emergência e estabelecimento de espécies. A sementeira direta se torna, diante disso, uma técnica com alto potencial em áreas suscetíveis a regeneração, pois pode aumentar a velocidade de estabelecimento de espécies locais regenerantes e dar condições para que espécies de diversos grupos e funções se estabeleçam e atraiam polinizadores e dispersores para melhorar a funcionalidade ecológica da área.

6. CONCLUSÃO

A seleção das espécies favoreceu o sucesso da técnica de sementeira direta na restauração ecológica, contribuindo para a obtenção de alta densidade de plantas (15.820 plantas.ha⁻¹), para a riqueza (n= 16) e diversidade da área restaurada, com sobrevivência superior a 80% dos indivíduos que emergiram inicialmente.

O período entre a sementeira direta e 90 dias pós sementeira concentrou a ocorrência da emergência da maioria das espécies. A alta sobrevivência (> 80%) após a emergência sugere que os filtros ambientais iniciais da restauração que atuam diretamente na germinação e desenvolvimento das plântulas devem ser trabalhados no planejamento do plantio.

Estudos de enriquecimento da área com espécies zoocóricas, com frutificação precoce, e mudas de espécies recalcitrantes como da família Myrtaceae são sugeridos para melhorar a diversidade e promover a atração da fauna para o local.

Para o caso da Floresta Monatana na região estudada, espécies com sementes de tamanho médio e grandes tiveram maior probabilidade de sucesso. A classificação das espécies utilizando escores de acordo com seu crescimento, germinabilidade e probabilidade de sucesso traz ao restaurador parâmetros práticos para a seleção de espécies potenciais e para definir a quantidade de sementes a serem utilizadas na sementeira direta. *Cedrela odorata*, *Delostoma integrifolium* e *Jacaranda caucana* foram classificadas e consideradas como de média aptidão e também apresentaram no campo

alta germinabilidade, sobrevivência e mesmo persistência, com a maioria dos indivíduos emergidos sobrevivendo até aos 450 dias após a semeadura.

A técnica de semeadura direta mostrou seu potencial quanto a restauração de áreas de Floresta Montana; no entanto, é imprescindível a conformação e consolidação de redes de coletores de sementes que possam ofertar sementes com diversidade de espécies e qualidade.

7. REFERÊNCIAS

ABDI, H.; WILLIAMS, L.J. Principal Component Analysis. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics**, v.2, p.433-459, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/wics.101>. Acesso em 10 fevereiro de 2022.

AGUIRRE, A.G.; LIMA, J.T.; TEIXEIRA, J.; GANDOLFI, S. Potencial da semeadura direta na restauração florestal de pastagem abandonada no município de Piracaia, SP, Brasil. **Hoehnea**, n. 42, v.4, p. 629-640, 2015. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S223689062015000400629&lng=pt&nrm=iso. Acesso em: 07 jul 2021.

ALBUQUERQUE FILHO, M. R.; PEREIRA FILHO, I. A.; VIANA, J. H. M.; ALVARENGA, R. C.; CRUZ, J. C. Preparo convencional do solo. **Agência Embrapa de Informação Tecnológica**, 2020. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/milho/arvore/CONTAG01_32_59200523355.html#:~:text=Ag%C3%A2ncia%20Embrapa%20de%20Informa%C3%A7%C3%A3o%20Tecnol%C3%B3gica%20%2D%20Plantio%20Convencional&text=O%20preparo%20inicial%20do%20solo,popula%C3%A7%C3%A3o%20inicial%20de%20plantas%20invasoras. Acesso em 10 fevereiro de 2022.

ALCÂNTARA, F.A.; NETO, A.E.F.; PAULA, M.B.; MESQUITA, H.A.; MUNIZ, J.A. Adubação verde na recuperação da fertilidade de um latossolo vermelho-escuro degradado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n. 2, p. 277-288, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2000000200006>

ALVES, E. U.; BRUNO, R. L. A.; OLIVEIRA, A. P.; ALVES, A. U.; ALVES, A. U.; PAULA, R. C. Influência do tamanho e da procedência de sementes de mimosa *Caesalpiniiifolia Benth.* sobre a germinação e vigor. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 29, n. 6, p. 877-885, 2005. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S010067622005000600006>. Acesso em 10 de agosto de 2021.

AMMONDT, S.A.; LITTON, C.M. Competition between native Hawaiian plants and the invasive grass *Megathyrus maximus*: implications of functional diversity for ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 20, p. 638-646, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00806.x>. Acesso em 12 de outubro de 2021.

ARATANI, R. G. Estudo exploratório dos termos “plantio direto” e “semeadura direta” e suas variações em bases de dados bibliográficas. **Research, Society and Development**, Vargem Grande Paulista, SP, v. 9, n. 8, 2020. Disponível em <<https://orcid.org/0000-00030575-5528>>. Acesso em 18 de Agosto de 2021.

ARAKI, D.F. Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para a recuperação de áreas degradadas. 2005. 172p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas)- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

BALANDIER, P.; FROCHOT, H.; SOURISSEAU, A. Improvement of direct tree seeding with cover crops in afforestation: Microclimate and resource availability induced by vegetation composition. **Forest Ecology and Management**, v. 257, p. 1716-1724, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.032>. Acesso em: 22 ago. 2021.

BARBOSA, L. M.; SHIRASUNA, R. T.; LIMA, F. C. DE; ORTIZ, P. R. T. **Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo**. In: Simpósio de Restauração Ecológica, VI, p. 303-436, 2015. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutodebotanica/wpcontent/uploads/sites/235/2019/10/lista-especies-rad-2019.pdf>>. Acesso em 12 julho de 2021.

BASKIN, C.C.; BASKIN, J.M. B. Breaking seed dormancy during dry storage: a useful tool or major problem for successful restoration via direct seeding? **Plants**, v. 9, n. 636, p.1-17, 2020. Disponível em: [10.3390/plants9050636](https://doi.org/10.3390/plants9050636). Acesso em: 13 fev. 2022.

BECHARA, F.C. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. Tese (Doutorado) em conservação de ecossistemas Florestais- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BELTRAME, T.P.; RODRIGUES, E. Feijão guandu (*Cajanus cajan* (L) Millsp.) na restauração de florestas tropicais. Seminário: Ciências Agrárias, Londrina, v.28, n.1, p. 19-28, 2008.

BONILLA-MOHENO, M.; HOLL, K. D. Direct seeding to restore tropical mature-forest species in areas of slash-and-burn agriculture. **Restoration Ecology**, v. 18, n. S2, p. 438-445, 2010. Disponível em <<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00580.x>>. Acesso em 4 mar. 2022.

BOTELHO, S.A.; DAVIDE, A.C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, Belo Horizonte. Anais, Belo Horizonte, p.123-145, 2002.

BURTON, C.M.; BURTON, P.J.; HEBDA, R.; TURNER, N.J. Determining the optimal sowing density for a mixture of native plants used to revegetate degraded ecosystems. **Restoration Ecology**, v.14, n.3, p.379-390, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00146.x>. Acesso em 4 mar. 2022.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instruções para análise de sementes de espécies florestais**. Brasília, 2013. E-book. Disponível em: encurtador.com.br/cjpvV. Acesso em: 4 mar. 2021.

BROADHURST, L.; DRIVER, M.; GUJA, L.; NORTH, T.; VANZELLA, B.; FIFIELD, G.; BRUCE, S.; TAYLOR, D.; BUSH, D. Seeding the future – the issues of supply and demand in restoration in Australia. **Ecological Management & Restoration**, v.16, p.29–32, 2015.

CABIN, R. J.; WELLER, S. G.; LORENCE, D. H.; CORDELL, S.; HADWAY, L. J. Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve. **Biological Conservation**, v. 104, n. 2, p. 181190, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00163-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00163-X). Acesso fevereiro de 2022.

CALIXTO JÚNIOR, J. E. D. 2018. Semeadura direta consorciada com plantio de mudas: teste para cobrir o solo e acelerar a restauração florestal. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais, Publicação PPGEFL. DM/2018. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 46 f.

CAMPOS-FILHO, E. M.; COSTA, J. N. M. N.; SOUSA, O. L.; JUNQUEIRA, R. G. P. Mechanized direct-seeding of native forests in Xingu, central Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 32, n. 7, p. 702-727, 2013. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10549811.2013.817341>. Acesso em: 12 jan. 2022.

CAMARGO, J.L.C.; FERRAZ, I.D.K.; AMAKAWA, A.M. Rehabilitation of degraded áreas of central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. *Restoration Ecology*, v10, p.636-644, 2002.

CASTRO, D.C.V. Semeadura directa de espécies arbustivas e de adubação verde como estratégia de sombramento para restauração de áreas degradadas. Dissertação (Mestrado em Ciências, Programa: Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2013.

CASTRO, J.; LEVERKUS, A.B. Effect of herbaceous layer interference on the post-fire regeneration of a serotinous pine (*Pinus pinaster Aiton*) across two seedling ages. **Forests**, v.10, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f10010074>. Acesso em: 12 jan. 2022

CECCON, E.; GONZÁLEZ, E. J.; MARTORELL, C. Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a Meta-analysis. **Land Degradation and Development**, v. 27, n. 3, p. 511-520, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.2421>. Acesso em: 16 jan. 2022.

CECCON, E.; PEREZ, D.R. Beyond restoration ecology: Social perspectives in Latin America and the Caribbean. **Vázquez Mazzini Editores**, p.384, 2017.

COLE, R. J.; HOLL, K. D.; KEENE, C. L.; ZAHAWI, R. A. Direct seeding of late successional trees to restore tropical montane forest. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1590-1597, 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112710003701>. Acesso em: 01 ago. 2021.

CONPES, 2020. Consejo Nacional De Política Económica Y Social. Política nacional para el control de la deforestación y la gestión sostenible de los bosques. Disponível em: <https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Conpes/Econ%C3%B3micos/4021.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2022.

CORNISH, P.S.; BURGIN, S. Residual effects of glifosato herbicide in ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 13, n.4, p. 695-702, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00088.x>. Acesso em: 23 fev. 2022.

CHAUDHARY, A.; PFISTER, S.; HELLWEG, S. Spatially explicit analysis of biodiversity loss due to global agriculture, pasture and forest land use from a producer and consumer perspective. **Environmental science & technology**, v. 50(7), p. 3928-3936, 2016.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v.48(6), p.716-730, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12381>

DALLING, J.W.; HUBBELL, S.P. Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. **Journal of Ecology**, v. 90, p. 557–568, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2002.00695.x> Acesso em: 22 mar. 2022.

DAVE, R.; SAINT-LAURENT, C.; MURRAY, L.; DALDEGAN, G. A.; BROUWER, R.; SCARAMUZZA, C. A. M.; RAES, L.; SIMONIT, S.; CATAPAN, M.; CONTRERAS, G. G. G.; NDOLI, A.; KARANGWA, C.; PERERA, N.; HINGORANI, S.; PEARSON, T. **Second Bonn Challenge progress report**. Application of the Barometer in 2018. Gland, Switzerland: IUCN, 2019. 80 p. Disponível em: <https://infoflr.org/bonn-challengebarometer>. Acesso em 11 novembro de 2021.

DEFALCO, L.A.; ESQUE, T.C.; NICKLAS, M.B.; KANE, J.M. Supplementing seed banks to rehabilitate disturbed Mojave Desert shrublands: where do all the seeds go? **Restoration Ecology**, v. 20, p.85–94, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00739.x>. Acesso em: 22 mar. 2022.

DÍAZ, S.; PASCUAL, U.; STENSEKE, M.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; WATSON, R. T.; MOLNÁR, Z.; POLASKY, S. Assessing nature's contributions to people. **Science**, v. 359, p. 270-272, 2018. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aap8826>

DOUST, S. J.; ERSKINE, P. D.; LAMB, D. Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on

degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 234, n. 1-3, p. 333-343, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.07.014>. Acesso em: 22 ago. 2021.

DOUST, S. J.; ERSKINE, P. D.; LAMB, D. Restoring rainforest species by direct seeding: Tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 5, p. 1178-1188, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.019>. Acesso em 16 de agosto de 2021.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G.; MARQUES, C. M.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000300011>. Acesso em 11 de agosto de 2021.

ELLIOTT, S.; NAVAKITBUMRUNG, P.; KUARAK, C.; ZANGKUM, S.; ANUSARNSUNTHORN, V.; BLAKESLEY, D. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. **Forest Ecology and Management**, vol. 184, p. 177-191, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00211-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00211-1).

ENGEL, V. L.; MASSOCA, P. E. S.; PATRÍCIO, A. L.; MUNHOZ, M. O. Implantação de espécies nativas em solos degradados a través de semeadura direta. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS – ÁGUA E BIODIVERSIDADE, 2002. Belo Horizonte. Anais do Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas – Água e Biodiversidade. SOBRADE, Belo Horizonte. 2002.

FAO. Food And Agriculture Organization Of The United Nations. Global Forest Resources Assessment: How Are the World's Forests Changing?. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2015. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i4793e.pdf>

FAO. Food And Agriculture Organization Of The United Nations. The Agricultural Sectors in Nationally Determined Contributions (NDCs): Priority areas for International Support, 2016. Acesso em: 22 jul. 2021.

FAVERO, C.; JUXKSCH, I.; ALVARENGA, R.C.; COSTA, L.M. Modificações na população de plantas espontâneas na presença de adubos verdes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n.11, p. 1355-1362, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2001001100005>

FOX, J.; WEISBERG, S. An R Companion to Applied Regression, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. 2019. Disponível em: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>

FERREIRA, R. A.; DAVIDE, A. C.; BEARZOTI, E.; MOTTA, M. S. Tree species direct sowing for forest restoration. **Cerne**, v. 13, n. 3, p. 271-279, 2007. Disponível em: <http://cerne.ufla.br/site/index.php/CERNE/article/view/319>. Acesso em 7 de fevereiro de 2022.

FERREIRA, R. A.; SANTOS, P. L.; ARAGÃO, A. G. DE; SANTOS, T. I. S.; SANTOS-NETO, E. M. DOS; REZENDE, A. M. D. S. Semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe. Brazil. **Scientia Forestalis**, v. 37, n. 81, p. 37–46, 2009.

FLORENTINE, S.K.; WESTBROOKE, M.E. Evaluation of alternative approaches to rainforest restoration on abandoned pasturelands in tropical North Queensland, Australia. **Land Degradation and Development**, West Sussex, v. 15, p. 1-13, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.586>

FLORENTINE, S. K.; GRAZ, F. P.; AMBROSE, G.; O'BRIEN, L. The current status of different age, direct-seeded revegetation sites in an agricultural landscape in the Burrumbeet Region, Victoria, Australia. **Land Degradation and Development**, v. 24, n. 1, p. 81-89, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.1110>. Acesso em 10 de agosto de 2021.

FLORY S.L.; CLAY, K. Non-native grass invasion alters native plant composition in experimental communities. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 12, n. 5, p. 1285-1294. 2010.

FRAGA, A.B.; SILVA, F.L.; HONGYU, K.; SANTOS, D.D.S.; MURPHY, T.W.; LOPES, F.B. Multivariate analysis to evaluate genetic groups and production traits of crossbred Holstein Zebu cows. **Tropical Animal Health and Production**, v. 48, p. 533–538, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11250-015-0985-2>. Acesso em 10 de fevereiro de 2022.

FREITAG, R.; BONINI, I.; SILVA, N. M.; VECCHIATO, A. B. Técnicas nucleadoras e adubação verde em unidades demonstrativas de restauração ecológica. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 41, p.61-70, 2018. Disponível em: http://www.scielo.mec.pt/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0871018X2018000100008&lng=pt&nrm=iso. ISSN 0871-018X. <http://dx.doi.org/10.19084/RCA17076>.

FREITAS, M. G.; RODRIGUES, S. B.; CAMPOS-FILHO, E. M.; CARMO, G. H. P.; VEIGA, J. M.; JUNQUEIRA, R. G. P.; VIEIRA, D. L. M. Evaluating the success of direct seeding for tropical forest restoration for over ten years. **Forest Ecology and Management**, v. 438, p. 224-232, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.024>. Acesso em: 22 jul. 2021.

GALETTI, G.; SILVA, J. M. S.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; PIOTROWISKI, I. Análise multicriterial da estabilidade ecológica em três modelos de restauração florestal. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n.48, p. 142-157, 2018. Disponível em: <http://doi.org/10.5327/Z2176-947820180301>. Acesso em 16 de fevereiro de 2022.

GONÇALVES, J. L. M.; NOGUEIRA JÚNIOR, L. R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2003. p. 111-163.

GUERIN, N., ISERNHAGEN, I., VIEIRA, D.L.M., CAMPOS-FILHO, E.M. & CAMPOS, R.J.B. 2015. Avanços e próximos desafios da semeadura direta para restauração ecológica. In: S.V. Martins. (org.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. 2 ed. Editora UFV, Viçosa, pp. 331-376.

GRISCOM, B.W.; LOMAX, G.; KROEGER, T.; FARGIONE, J.E.; ADAMS, J.; ALMOND, L.; BOSSIO, D.; COOK-PATTON, S.C.; ELLIS, P.W.; KENNEDY, C.M.; KIESECKER, J. We need both natural and energy solutions to stabilize our climate. **Global change biology**, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.14612>. Acesso em 16 de fevereiro de 2022.

HALLETT, L.M.; STANDISH, R.J.; JONSON, J.; HOBBS, R.J. Seedling emergence and summer survival after direct seeding for woodland restoration on old fields in South-Western Australia. **Ecological Management & Restoration**, v.15, p.140–146, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/emr.12110>. Acesso em: 24 jun. 2021.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S. A.; TYUKAVINA, A.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINIC, L.; JUSTICEAND, C.O.; TOWNSHEND, J. R. G. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, v. 342(6160), p. 850-853, 2013. Disponível em: [https:// DOI: 10.1126/science.1244693](https://doi.org/10.1126/science.1244693). Acesso em: 22 mai. 2021.

HOLGERSSON, H.E.T. A graphical method for assessing multivariate normality. **Computational Statistics**, v. 21, p. 141–149, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00180-006-0256-9>. Acesso em: 22 mai. 2022.

HOOPER, E.; CONDIT, R.; LEGENDRE, P. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in panama. **Ecological Applications**, v. 12, p. 1626-1641, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1890/10510761\(2002\)012\[1626:RONTST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/10510761(2002)012[1626:RONTST]2.0.CO;2). Acesso em 12 de Agosto de 2021.

HOSSAIN, F.; ELLIOTT, S.; CHAIRUANGSRI, S. Effectiveness of direct seeding for forest restoration on severely degraded land in Lampang Province, Thailand. **Open Journal of Forestry**, v. 04, n. 05, p. 512-519, 2014. Disponível em: <http://doi.org/10.4236/ojf.2014.45055>. Acesso em: 22 mai. 2021.

HU, J.; LU, Y.; FU, B.; COMBER, A.J.; HARRIS, P. Quantifying the effect of ecological restoration on runoff and sediment yields: A meta-analysis for the Loess Plateau of China. **Progress in Physical Geography: Earth and Environment**, v. 41, p. 753-774, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0309133317738710>

IDEAM, 2019. Instituto De Hidrología, Meteorología Y Estudios Ambientales. **Boletín De Detección Temprana De Deforestación: Cuarto Trimestre 2019**. Disponível em: <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023884/21-BOLETIN.pdf>. Acesso em: 5 sep. 2021.

IDEAM & SMBYC, 2020. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono. Reporte final de cifras de la deforestación en Colombia.

IUCN, 2016. Bonn Challenge. <<http://www.bonnchallenge.org>>. Google Scholar. Acesso em: 23 ago. 2021.

ISA. INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL, 2020. **Guia da Muvuca**. Disponível em: <https://us14.campaign-rchive.com/?u=2e9f3527128e6ed6d086fc5b4&id=64400ed51b>. Acesso em: 04 jul. 2021.

ISERNHAGEN, I. Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil. 2010. 105 f. **Tese** (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2010. Disponível em: encurtador.com.br/fjuLR . Acesso em: 19 mar. 2021

JUNIOR, J.C.; VIEGAS, L.B.; TONELLO, K.C. Proposta de recuperação florestal de uma área de pastagem no Município de Agudos-SP, com vista à apicultura. Sorocaba: Universidade Federal de São Carlos. 7p. 2009

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D.W. Applied Multivariate Statistical Analysis. 2002.

KASSAMBARA, A.; MUNDT, F. Factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R Package Version 1.0.7, 2020. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2022.

KILDISHEVA, O. A.; ERICKSON, T.E.; MERRITT, D.J.; DIXON, K.W. Setting the scene for dryland recovery: an overview and key findings from a workshop targeting seedbased restoration. *Restoration Ecology* v. 24, p.36–42. 2016.

KUNDARIYA, H.; YANG, X.; MORTON, K. MSH1-induced heritable enhanced growth vigor through grafting is associated with the RdDM pathway in plants. **Nature communications**, v.11, 5343, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19140-x>. Acesso em: 10 de junho de 2022.

LAESTADIUS, L.; BUCKINGHAM, K.; MAGINNIS, S.; SAINT-LAURENT, C. Before Bonn and beyond: the history and future of forest landscape restoration. **Unasylva**, v. 66, p.11, 2015.

LAMB, D. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, vol. 310, n. 5754, p. 1628-1632, 2005. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1111773>.

LATAWIEC, A.E.; CROUZEILLES, R.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; SANSEVERO, J.B.; SILVEIRA DOS SANTOS, J.; MILLS, M.; NAVE, A.G.; STRASSBURG, B.B. Natural regeneration and biodiversity: A global meta-analysis and implications for spatial planning. **Biotropica**, v. 48 (6), p. 844-855, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12386>

LAUGHLIN, D.C. Applying trait-based models to achieve functional targets for theory-driven ecological restoration. **Ecology letters**, v. 17, p. 771–784, 2014. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/ele.12288>

LEVERKUS, A.B.; ROJO, M.; CASTRO, J. Habitat complexity and individual acorn protectors enhance the post-fire restoration of oak forests via seed sowing. **Ecological Engineering** v. 83, p.276–280, 2015.

LEVERKUS, A.B.; THORN, S.; GUSTAFSSON, L.; NOSS, R.; MÜLLER, J.; PAUSAS J.G.; LINDENMAYER, D.B. Environmental policies to cope with novel disturbance regimes—steps to address a world scientists’ warning to humanity. **Environmental Research Letters**, v.16 (2), 2021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/abdc5a>

LEWIS, S. L., EDWARDS, D. P., & GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, 349(6250), p. 827-832, 2015. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aaa9932>

LIAO, X.; LI, Q.; YANG, X.; ZHANG, W.; LI, W. Multi-objective optimization for crash safety design of vehicles using stepwise regression model. **Structural and Multidisciplinary Optimization**, v. 35, p.561–569, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00158-007-0163-x>. Acesso em: jul. 2021

LÖF, M.; CASTRO, J.; ENGMAN, M.; LEVERKUS, A.B.; MADSEN, P.; REQUE, J.A.; VILLALOBOS, A.; GARDINER, E.S. Tamm review: direct seeding to restore oak (*Quercus spp.*) forests and woodlands. **Forest Ecology and Management**, v. 448, p.474–489, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.06.032>. Acesso em: mar. 2022.

LÓPEZ, A.M.T. Potencial da semeadura direta em áreas de pastagens em Floresta Decidual do Estado de São Paulo. **Tese** (Doutor em Ciências Ambientais). Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba. 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/13695>. Acesso em: mar. 2021

MARCOS-FILHO, J. **Fisiologia de sementes de plantas cultivadas**. Londrina: ABRATES, 2015. 660p.

MARCOS-FILHO, J. Seed vigor testing: an overview of the past, present and future perspective. **Scientia Agricola**, v. 72, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2015-0007>. Acesso em julho de 2022.

MAGURRAN, A.E. **Medindo a diversidade biológica**. Tradução: Vianna, D.M. Curitiba: Ed. da UFPR, 2013. 261p.

MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 2nd ed. Editora UFV, 2015. 376 p.

MASAREI, M.; GUZZOMI, A.L.; MERRITT, D.J.; ERICKSON, T.E. Factoring restoration practitioner perceptions into future design of mechanical direct seeders for native seeds. **Restoration Ecology**, V. 27, p. 1251–1262, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.13001>.

MATHEIS, H.A.S.M. (2004) Efeitos de diferentes coberturas mortas obtidas a partir do manejo mecânico com roçadeira lateral na dinâmica populacional de plantas daninhas em citros. Dissertação de mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba- SP.

MELI, P.; ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, E. C. C.; BEHLING, M.; RODRIGUES, R. R. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 2, p. 212-219, 2017. Disponível em < <https://doi.org/10.1111/rec.12567>>. Acesso em: 01 fev. 2022.

MELI, P.; SCHWEIZER, D.; BRANCALION, P.H.S.; MURCIA, C.; GUARIGUATA, M.R. Multidimensional training among Latin America’s restoration professionals. **Restoration Ecology**, v. 27, p. 477-484, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.12933>

MELO, A.C.G. A legislação como suporte a programas de recuperação florestal no Estado de São Paulo. **Florestar estatístico**, v.8, p. 9-15, 2005.

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

MITCHARD, E. T. A. The tropical forest carbon cycle and climate change. **Nature**, v. 559, p. 527–534, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0300-2>

MOURA, R. Ainda é pouco: “Maior projeto de reflorestamento da história” recupera menos de 5% do desmatamento anual na Amazônia. **BBC**, 2018. Disponível em: <<http://www.bbc.com/portuguese/internacional-42485742>>. Acesso em: 06 jun. 2021. Nature Conservancy, 2017. 136 p.

MOREIRA, P.R. Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauita, Poços de Caldas, MG. Tese de (Doutor em Ciências Biológicas)- Faculdade de Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro. 2004.

MORI, E. S.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; FREITAS, N. P. **Guia para germinação de 100 espécies nativas**. p. 19-26, 2012. Disponível em: <http://esalqplastrop.com.br/img/publicacoes/C2.pdf>. Acesso em 16 de junho de 2021.

MORTLOCK, B.W. Local seed for revegetation. **Ecological Management & Restoration**, v. 1, p.93–101, 2000.

NASCIMENTO, D. F. DO; LELES, P. S. DOS S.; NETO, S. N. DE O.; MOREIRA, R. T. S.; ALONSO, J. M. Initial growth of six forest tree species in different spacing conditions. **Cerne**, v. 18, n. 1, p. 159–165, 2012. Disponível em 10.1590/S010477602012000100019. Acesso em 12 de junho de 2022.

NAVE, L.E.; DOMKE, G.M.; HOFMEISTER, K.L.; MISHRA, U.; PERRY, C.H.; WALTERS, B.F.; SWANSTON, C.W. Reforestation can sequester two pentagrams of carbon in US topsoils in a century. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 115:201719685, 2018.

OLIVEIRA, M. C.; LEITE, J. B.; GALDINO, P. S.; OGATA, R. S.; SILVA, D. A.; RIBEIRO, J. F. Sobrevivência e crescimento de espécies nativas do Cerrado após semeadura direta na recuperação de pastagem abandonada. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 14, n. 3, p. 313-327, 2019. Disponível em: <https://neotropical.pensoft.net/article/38290/>. Acesso em 6 de junho de 2022.

ONU - Assembleia Geral das Nações Unidas, 2019. Década sobre Restauração de Ecossistemas. Disponível em <http://nacoesunidas.org/onu-declara-decada-sobre-restauracao-de-ecossistemas/>. Acessado em abril de 2021.

PAGLIARINI, M. K.; NASSER, M. D.; NASSER, F. A. C. M.; CAVICHIOLI, J. C.; CASTILHO, R. M. Influência do tamanho de sementes e substratos na germinação e biometria de plântulas de jatobá. *Tecnologia & Ciência Agropecuária*, v. 8, n. 5, p. 33-38, 2014. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/326782656_Influencia_do_tamanho_de_sementes_e_substratos_na_germinacao_e_biometria_de_plantulas_de_jatoba. Acesso em 10 de agosto de 2021.

PALMA, A. C.; LAURANCE, S. G. W. 2015. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? **Applied Vegetation Science**, v 18, n. 4, p. 561–568. 2015. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/avsc.12173>. Acesso em: sep. 2021.

PEARSON, K. LIII. On lines and planes of closest fit to systems of points in space, *The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science*, pp. 559-572, 1901. Disponível em: <https://10.1080/14786440109462720>. Acesso em: jan. 2022.

PELLIZZARO, K. F.; CORDEIRO, A. O. O.; ALVES, M.; MOTTA, C. P.; REZENDE, G. M.; SILVA, R. R. P.; RIBEIRO, J. F.; SAMPAIO, A. B.; VIEIRA, D. L. M.; SCHMIDT, I. B. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, v.40, p. 681-

693, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0371-6>. Acesso em: 16 fev. 2022.

PEREIRA, S. R. **Recuperação florestal através de semeadura direta: uso da superação de dormência e influência do tamanho de sementes e de gramíneas exóticas no estabelecimento de espécies de árvores**. 2012. Tese (Doutorado em Ciências), Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, 2012. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/1758?show=full>. Acesso em 12 de agosto de 2021.

PÉREZ, D. R.; GONZÁLEZ, F.; CEBALLOS, C.; ONETO, M. E.; ARONSON, J. Direct seeding and outplantings in drylands of Argentinean Patagonia: estimated costs, and prospects for large-scale restoration and rehabilitation. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 5, p. 1105-1116, 2019. Disponível em < <https://doi.org/10.1111/rec.12961>>. Acesso em 12 de fevereiro de 2022.

PIETRO-SOUZA, W.; SILVA, N. M. Plantio manual de muvuca de sementes no contexto da restauração ecológica de áreas de preservação permanente degradadas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 9, n. 3, p. 63-74, 2014. Disponível em: <http://revistas.abaagroecologia.org.br/index.php/rbagroecologia/article/view/15350>. Acesso em 8 de junho de 2022.

PIOTROWSKI, I. Probabilidade de sucesso de espécies florestais na semeadura direta em restauração ecológica. 2020. **Tese** (Doutor em Ciências Ambientais). Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba. 2020.

R Development Core Team R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2021.

RAMÍREZ-SOTO, A.; LUCIO-PALACIO, C.R.; RODRÍGUEZ-MESA, R.; SHESEÑA-HERNÁNDEZ, I.; FARHAT, F.N.; VILLA-BONILLA, B. Restoration of tropical montane cloud forests: A six-prong strategy. **Restoration Ecology**, v. 26, p. 206–211, 2018.

RAUPP, P. P.; CARDOSO, M. F.; ALVES, M.; CAMPOS-FILHO, E.M.; SARTORELLI, P.A.; CONSOLARO, H.N.; VIEIRA, D.L.M. Direct seeding reduces the costs of tree planting for forest and savanna restoration. **Ecological Engineering**, v. 148, p. 2-9, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105788>. Acesso em: 22 fev. 2022.

REIS, L. K.; GUERRA, A.; COLADO, M. L. Z.; BORGES, F. L. G.; OLIVEIRA, M. R.; GONDIM, E. X; SINANI, T. R. F.; GUERIN, N.; GARCIA, L. C. Which spatial arrangement of green manure is able to reduce herbivory and invasion of exotic grasses in native species? **Ecological Applications**, v. 19, n. 8, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eap.2000>. Acesso em 8 de novembro de 2021.

RENCHER, A.C. *Methods of Multivariate Analysis*.p.727. 2ed. 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/0471271357.ch6>

REZENDE, G. M.; VIEIRA, D. L. M. Forest restoration in southern Amazonia: Soil preparation triggers natural regeneration. **Forest Ecology and Management**, v. 433, p. 93104, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.049>. Acesso em 7 de janeiro de 2022.

RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org). Pacto pela restauração da Mata Atlântica : referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. 259p.

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

RODRIGUES, S. B. **Espécies semeadas e colonizadoras garantem a trajetória sucessional da restauração de florestas na bacia do Alto Xingu**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, 2018. Disponível em: https://repositorio.unb.br/bitstream/10482/31947/1/2018_SilviaBarbosaRodrigues.pdf. Acesso em 10 de janeiro de 2022.

RODRIGUES, S. B.; FREITAS, M.G.; CAMPOS-FILHO, E.M.; CARMO, G.H.P. do; VEIGA, J.M. da; JUNQUEIRA, R.G.P.; VIEIRA, D.L.M. Direct seeded and colonizing species guarantee successful early restoration of South Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, v. 451, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117559>. Acesso em: 03 mar. 2022.

ROKICH, D.P. Melding of research and practice to improve restoration of Banksia woodlands after sand extraction, Perth, Western Australia. *Ecological Management & Restoration*, v. 17, p.112–123, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/emr.12214>. Acesso em 20 de fevereiro de 2022.

ROWE, H.I. Tricks of the trade: techniques and opinions from 38 experts in tallgrass prairie restoration. **Restoration Ecology**, v. 18, p.253–262, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00663.x>. Acesso em 20 de fevereiro de 2022.

SÁNCHEZ, M.E.; ANDICOBERRY, S.; TRAPERO, A. Pathogenicity of three *Phytophthora spp.* causing late seedling rot of *Quercus ilex ssp.* **Forest Pathology**, v. 35, p.115–125, 2005.

SANTOS, P. L.; FERREIRA, R. A.; ARAGÃO, A. G.; AMARAL, L. A.; OLIVEIRA, A. S. Estabelecimento de espécies florestais nativas por meio de semeadura direta para recuperação de áreas degradadas. **Revista Árvore**, v.36, n.2, p. 237-245, 2012. Disponível em < <https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000200005>>. Acesso em 16 de agosto de 2021.

SANTOS, I. P. **Aptidão de espécies florestais para a restauração ecológica**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos - UFSCar, 2016. Disponível em:

<https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/10606?show=full>. Acesso em 16 de setembro de 2021.

SANSEVERO, J.B.B.; ALONSO, J.M.; BOOTH, M.C.; BUENO, M.M.; CARVALHO, L.S.; CLEMENTE, N.; FOESCH, M.D.S.; MATEUS, F.A.; VALCARCEL, R. On the teaching of ecological restoration in Brazil: An analysis of postgraduate courses **Restoration Ecology**, v. 26, p. 997-1004, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.12662>. Acesso em 20 de fevereiro de 2022.

SAVEGNAGO, R.P.; CAETANO, S.L.; RAMOS, S.B.; NASCIMENTO, G.B.; SCHMIDT, G.S.; LEDUR, M.C.; MUNARI, D.P. Estimates of genetic parameters, and cluster and principal components analyses of breeding values related to egg production traits in a White Leghorn population, **Poultry Science**, v.90, p.2174-2188, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.3382/ps.2011-01474>. Acesso em 20 de janeiro de 2022.

SER. Society for Ecological Restoration. International, Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. Princípios da SER International sobre a restauração ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International, 2004. Disponível em: https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser-primer-portuguese.pdf. Acesso em 20 de agosto de 2021.

SEIXAS, C. S.; PRADO, D. S.; JOLY, C. A.; MAY, P. H.; NEVES, E. M. S. C.; TEIXEIRA, L. R. Governança ambiental no Brasil: rumo aos objetivos do desenvolvimento sustentável (ODS)? *Cadernos Gestão Pública e Cidadania*, v. 25, n. 81, 2020. Disponível em: <http://bibliotecadigital.fgv.br/ojs/index.php/cgpc/article/view/81404>. Acesso em 16 de janeiro de 2022

SEVERINO, F.J.; CHRISTOFFOLETI, P.J. Banco de sementes de plantas daninhas em solo cultivado com adubos verdes. *Bragantia*, Campinas, v. 60, n.3, p. 201-204, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0006-87052001000300007>

SILVA, F.T.A.; JUNGLOS, F.S.; JUNGLOS, M.S.; BRANDANI, J.Z.; PEREIRA, Z.V. & MORAIS, G.A. Utilização de Métodos Biológicos para Restauração de Áreas Degradadas no Município de Ivinhema-MS. *Cadernos de Agroecologia*, vol. 9, n. 4, p. 1-12, 2014.

SILVA, R. R. P.; VIEIRA, D. L. M. Direct seeding of 16 Brazilian savana trees: responses to seed burial, mulching and na invasive grass. **Applied Vegetation Science**, [s.l.], v. 20, p. 410-421, 2017.

SOARES, P. G.; RODRIGUES, R. R. Semeadura direta de leguminosas florestais: Efeito da inoculação com rizóbio na emergência de plântulas e crescimento inicial no campo. **Scientia Florestalis**, v. 36, n. 78, p. 115-121, 2008. Disponível em: <http://www.lerf.esalq.usp.br/divulgacao/tecnicos/2008sfv36n78p115-121.pdf>. Acesso em: 22 jun. 2022.

SOUZA, D. C.; ENGEL, V. L. Direct seeding reduces costs, but it is not promising for restoring tropical seasonal forests. **Ecological Engineering**, v. 116, p. 35-44, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.019>. Acesso em: 22 jun. 2021.

SOUZA, M.C.S. DE & PIÑA-RODRIGUES, F.C.M. Desenvolvimento de espécies arbóreas em Sistemas Agroflorestais para Recuperação de Áreas Degradadas na Floresta Densa, Paraty, RJ. **Revista Árvore**, vol. 37, n. 1, p. 89-98. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622013000100010>. 2013.

SUDING, K.; HIGGS, E.; PALMER, M.; CALLICOTT, J.B.; ANDERSON, C.B.; BAKER, M.; GUTRICH, J.J.; HONDULA, K.L.; LAFEVOR, M.C.; LARSON, B.M.H.; RANDALL, A.; RUHL, J.B.; SCHWARTZ, K.Z.S. Committing to ecological restoration. Efforts around the globe need legal and policy clarification. **Science**, v. 348, p. 638-640, 2015. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aaa4216>

SCHMIDT, I. B.; FERREIRA, M. C.; SAMPAIO, A. B.; WALTER, B. M. T.; VIEIRA, D. L. M.; HOLL, K. D. Tailoring restoration interventions to the grassland-savanna-forest complex in central Brazil. **Restoration Ecology**, v. 27, p. 942-948. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.12981>. Acesso em: 22 jun. 2021.

SHELEY, R.L.; MANGOLD, J.M.; ANDERSON, J.L. Potential for successional theory to guide restoration of invasive-plant-dominated rangeland. **Ecological Monographs**, v. 76, p.365–379, 2006. Disponível em <https://www.jstor.org/stable/27646048>

SHIMAMOTO, C. Y.; PADIAL, A. A.; DA ROSA, C. M.; MARQUES, M. C. M. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. **PLoS One**, v. 13, p.1–16, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.02>

SILVA, R.R.P; VIEIRA, D.L.M. Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: Responses to seed burial mulching and an invasive grass. **Applied Vegetation Science**, v. 20 p. 410-421, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/avsc.12305>. Acesso em: 13 jan. 2022.

TELLO LOPEZ, A. Potencial da sementeira direta em áreas de pastagens em Floresta Decidual do Estado de São Paulo. 2020. Tese (Doutor em Ciências Ambientais). Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba. 2020.

TUNJAI, P.; ELLIOTT, S. Effects of seed traits on the success of direct seeding for restoring southern Thailand's lowland evergreen forest ecosystem. **New Forest**, v. 43, n. 3, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11056-011-9283-7>. Acesso em 13 jul. 2021.

THETFORD, M.; MILLER, D.L.; ATWOOD, L.W.; BALLARD, B.O. Microsite and rooting depth are more important than water-holding gel for establishment of restoration plantings of *Ilex vomitoria* on barrier islands in the Gulf of Mexico. **Native Plants Journal**, v.16, p.77–86, 2015. Disponível em: <https://doi:10.3368/npj.16.2.77>. Acesso em: 13 jan. 2022.

TRENTIN, B. E.; ESTEVAN, D. A.; ROSSETTO, E. F. S.; GORENSTEIN, M. R.; BRIZOLA, G. P.; BECHARA, F. C. Restauração florestal na Mata Atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 160-174, 2018. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.5902/1980509831647>>. Acesso em 7 de fevereiro de 2022.

TRIPATHI, R. S.; KHAN, M. L. Effects of seed weight and microsite characteristics on germination and seedling fitness in two species of *Quercus* in a subtropical wet hill forest. **Oikos**, v. 57, p. 289-296, 1990. Disponível em <<http://doi.org/10.2307/3565956>>. Acesso em 12 de agosto de 2021.

UNDP. United Nations Development Programme. Human Development Index (HDI). 2015. Disponível em: <http://hdr.undp.org/en/content/human-development-index-hdi>.

URZEDO, D. I., E. VIDAL, E. O. SILLS, F. C. M. PIÑA-RODRIGUES AND R. G. P. JUNQUEIRA. Tropical Forest Seeds in the Household Economy: Effects of Market Participation among Three Sociocultural Groups in the Upper Xingu Region of the Brazilian Amazon. **Environmental Conservation**, v. 43, p.13-23, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0376892915000247>. Acesso em 28 ago. 2021.

URZEDO, D. I.; FISHER, R.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; FREIRE, J. M.; JUNQUEIRA, R. G. P. How policies constrain native seed supply for restoration in Brazil. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 4, p. 768- 744, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.12936>. Acesso em 28 ago. 2021.

URZEDO, D. I.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; FELTRAN-BARBIERI, R.; JUNQUEIRA, R. G. P.; FISHER, R. Seed networks for upscaling forest landscape restoration: is it possible to expand native plant sources in Brazil? **Forests**, v. 11, n. 259, 2020. Disponível em <<https://doi.org/10.3390/f11030259>>. Acesso em 13 jan. 2022.

WATSON, J. E. M.; EVANS, T.; VENTER, O.; WILLIAMS, B.; TULLOCH, A.; STEWART, C.; LINDENMAYER, D. The exceptional value of intact forest ecosystems. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, p. 599–610, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0490-x>

WOODS, K; ELLIOTT, S. Direct seeding for forest restoration on abandoned agricultural land in northern Thailand. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 16, n. 2, p. 248-259, 2004. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/23616517>. Acesso em 9 de novembro de 2021.

WRI - World Resources Institute (2018) Initiative 20x20: Bringing 20 million hectares of degraded land in Latin America and the Caribbean into restoration by 2020. Disponível em <http://www.wri.org/our-work/project/initiative20x20/about-initiative-20x20#project-tabs>. Acesso em 4 mai. 2022.

YANG, Y.; SHI, Y.; SUN, W.; CHANG, J.; ZHU, J.; CHEN, L.; WANG, X.; GUO, Y.; ZHANG, H.; YU, L.; ZHAO, S.; XU, K.; ZHU, J.; SHEN, H.; WANG, Y.; PENG, Y.; ZHAO, X.; WANG, X.; HU, H.; CHEN, S.; HUANG, M.; WEN, X.; WANG, S.; ZHU,

B.; NIU, S.; TANG, Z.; LIU, L.; FANG, J. Terrestrial carbon sinks in China and around the world and their contribution to carbon neutrality. **Science China Life Sciences**, v. 65, p.861–895, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11427-021-2045-5>