

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel
Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar



Dissertação de mestrado

**EFEITO DA ÉPOCA, DO MULCHING E DO CULTIVO DE GRÃOS NA
SEMEADURA DIRETA PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE FLORESTAS NA
ENCOSTA DA SERRA DO SUDESTE, RIO GRANDE DO SUL**

Bruno Scheffer Del Pino

Pelotas, 2024

Bruno Scheffer Del Pino

Efeito da época, do mulching e do cultivo de grãos na semeadura direta para restauração ecológica de florestas na Encosta da Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Agronomia.

Orientador: Prof. Dr. Ernestino de Souza Gomes Guarino

Co-orientador: Prof. Dr. Ângelo Vieira dos Reis

Pelotas, 2024

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas Catalogação da Publicação

D331e Del Pino, Bruno Scheffer

Efeito da época, do mulching e do cultivo de grãos na semeadura direta para restauração ecológica de florestas na Encosta da Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul [recurso eletrônico] / Bruno Scheffer Del Pino

; Ernestino de Souza Gomes Guarino, Ângelo Vieira dos Reis, orientadores. — Pelotas, 2024.

86 f. : il.

Dissertação (Mestrado) — Programa de Pós-Graduação em Sistema de Produção Agrícola Familiar, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2024.

Elaborada por Ubirajara Buddin Cruz CRB:

10/901

AGRADECIMENTOS

Agradeço minha mãe, minha avó e minha irmã, mulheres guerreiras que me inspiraram a ser cada dia melhor na vida. Agradeço também ao meu pai, por proporcionar todo suporte para chegar até aqui.

Agradeço imensamente as amigadas que construí ao longo dessa trajetória do mestrado. Artur, Marcos, Isadora, Fred, vocês foram muito importantes para tornar esse momento rico, cheio de risadas e boas energias.

Agradeço ao Ernestino, que além de tornar realidade a possibilidade do mestrado, foi orientador e inspiração para que esse trabalho fosse possível. Muito obrigado pelo suporte, pela amizade e por todas as caronas pós-pandêmicas para a Cascata.

Agradeço Ana Luísa, por ser essa pessoa inspiradora, que encheu de felicidade minha vida e proporcionou momentos inesquecíveis de alegrias, risadas e amor, além de me apoiar e dar todo o suporte durante todos os meus dias de escrita.

Agradeço também alemão Yuri, por todas as caminhadas na beira da praia trocando ideias sobre a vida, e por ser junto do Cleber meus grandes parceiros musicais.

Agradeço a Baubo, minha cãopanheira, por me acompanhar em muitas pedaladas por aí pra descontrair..

Agradeço a Vanize, por estar sempre pronta para as melhores trocas de ideias, que me fazem buscar formas de me tornar cada dia melhor para mim e para as outras pessoas.

“Se a floresta “meu amigo” Tivesse pé prá andar

Eu garanto “meu amigo” Com o perigo não tinha ficado lá...”

Vital Farias

RESUMO

Del Pino, Bruno. Efeito da época, do *mulching* e do cultivo de grãos na semeadura direta para restauração ecológica de florestas na Encosta da Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul. Orientador: Ernestino de Souza Gomes Guarino. 2024. Dissertação de Mestrado em Agronomia – Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2024.

A busca por formas de restaurar florestas, principalmente em propriedades agrícolas familiares de maneira sustentável e produtiva é o grande impulsor do presente estudo. Assim, o objetivo foi estudar qual a melhor época para realizar a semeadura direta, avaliando também o uso do *mulching* e avaliar a viabilidade de conduzir a semeadura direta concomitantemente a produção de grãos. Para isso foi realizado um experimento, com 4 blocos inteiramente casualizados e três tratamentos, sendo eles: época do ano (verão e inverno), *mulching* (com e sem *mulching*) e cultivos agrícolas (com e sem cultivos agrícolas). Cada tratamento contou com 20 parcelas de 1m (5 em cada bloco), onde foram semeadas 12 espécies florestais, entre arbustivas, arbóreas e arborescentes, sendo depositadas 10 sementes de cada espécie na parcela. As espécies florestais foram selecionadas de acordo com a disponibilidade de sementes no mercado, além do seu potencial uso em sistemas agroflorestais no contexto da agricultura familiar. A emergência, sobrevivência e estabelecimento tiveram melhores resultados no verão e no tratamento com *mulching*. A taxa de emergência no verão foi de 16,47% ($\pm 1,18\%$), a sobrevivência foi de 29,36% ($\pm 3,88\%$) e o estabelecimento foi de 7,12% ($\pm 4,44$). No inverno, a taxa de emergência foi de 9,32% ($\pm 0,97\%$), a sobrevivência foi de 4,94% ($\pm 2,13\%$) e o estabelecimento foi de 1,87% ($\pm 1,68\%$). Após doze meses de semeadura, no verão 316 se estabeleceram em 80m lineares, obtendo entre 3,05 e 5,05 indivíduos por metro linear nos diferentes tratamentos. Extrapolando estes valores para um hectare, teríamos entre 10156,5 e 16816,5 indivíduos/ha, superando os plantios de muda em área total. No inverno, 29 indivíduos se estabeleceram em 80m lineares, obtendo entre 0,8 e 0,25 indivíduos por metro linear nos diferentes tratamentos, valores que alcançariam entre 660 e 2640 indivíduos/ha. O tratamento com *mulching* se mostrou superior quando comparado ao sem *mulching*, comprovando que sua utilização é indicada para a técnica de semeadura direta. Os cultivos agrícolas não apresentaram diferenças significativas para a sobrevivência e estabelecimento das espécies arbóreas, resultado que traz possibilidade de restaurar áreas agrícolas e produzir alimentos concomitantemente em sistemas agroflorestais. No inverno as plantas Pioneiras apresentaram maiores taxas de emergência comparado às plantas Secundárias. No verão, houve diferença significativa apenas para as plantas secundárias no tratamento Sem cultivos e Sem *mulching*, que apresentou as menores médias. No verão, a sobrevivência e estabelecimento das plantas Secundárias superou as taxas das plantas Pioneiras. No inverno, as plantas Secundárias no tratamento Com cultivos + *mulching* alcançaram as maiores médias de sobrevivência e estabelecimento. No inverno a altura e diâmetro das plantas Pioneiras superou as Secundárias, e no verão não houve diferença significativa entre os grupos.

Palavras-chave: *Mulching*; Reserva legal; Sistemas agroflorestais; Restauração ecológica; Grupos funcionais

ABSTRACT

DEL PINO, Bruno. Title: **Effect of season, mulching and grain cultivation on direct seeding for ecological restoration of forests in Encosta da Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul**. Advisor: Ernestino de Souza Gomes Guarino. 2024. Dissertation (Masters in Agronomy). Postgraduate Program in Family Agricultural Production Systems, Agronomy College Eliseu Maciel, Federal University of Pelotas, Pelotas, 2024.

The search for ways to restore forests, especially on family farms in a sustainable and productive manner, is the main driver of this study. Thus, the objective was to study the best time to carry out direct sowing, also evaluating the use of mulching and assessing the feasibility of conducting direct sowing concurrently with grain production. For this, an experiment was carried out, with 4 completely randomized blocks and three treatments, being: time of year (summer and winter), mulching (with and without mulching) and agricultural crops (with and without agricultural crops). Each treatment had 20 plots of 1m (5 in each block), where 12 forest species were sown, among shrubs, trees and tree-like, with 10 seeds of each species being deposited in the plot. The forest species were selected according to the availability of seeds on the market, in addition to their potential use in agroforestry systems in the context of family farming. Emergence, survival and establishment had better results in summer and in the treatment with mulching. The emergence rate in the summer was 16.47% ($\pm 1.18\%$), survival was 29.36% ($\pm 3.88\%$) and establishment was 7.12% ($\pm 4.44\%$). In winter, the emergence rate was 9.32% ($\pm 0.97\%$), survival was 4.94% ($\pm 2.13\%$) and establishment was 1.87% ($\pm 1.68\%$). After twelve months of sowing, in the summer 316 established themselves in 80 linear meters, obtaining between 3.05 and 5.05 individuals per linear meter in different treatments. Extrapolating these values to a hectare, we would have between 10156.5 and 16816.5 individuals/ha, surpassing the plantings of seedlings in total area. In winter, 29 individuals established themselves in 80 linear meters, obtaining between 0.8 and 0.25 individuals per linear meter in different treatments, values that would reach between 660 and 2640 individuals/ha. The treatment with mulching proved superior when compared to without mulching, proving that its use is indicated for the direct sowing technique. Agricultural crops did not show significant differences for the survival and establishment of tree species, a result that brings the possibility of restoring agricultural areas and producing food concurrently in agroforestry systems. In winter, Pioneer plants showed higher emergence rates compared to Secondary plants. In summer, there was a significant difference only for secondary plants in the treatment Without crops and Without mulching, which presented the lowest averages. In summer, the survival and establishment of Secondary plants exceeded the rates of Pioneer plants. In winter, Secondary plants in the treatment With crops + mulching achieved the highest averages of survival and establishment. In winter the height and diameter of the Pioneer plants exceeded the Secondary ones, and in summer there was no significant difference between the groups.

Keywords: Mulching; Legal reserve; Agroforestry systems; Ecological restoration; Functional groups

SUMÁRIO

Resumo	4
Abstract	5
Introdução	10
Objetivos	18
Objetivo geral	18
Objetivo específico	18
Material e métodos	19
Resultados	32
Discussão	50
Considerações finais	57
Referências	58
Apêndices	70

INTRODUÇÃO

São inúmeras as causas que nos trouxeram para a atual crise ambiental. Algumas delas são a concentração fundiária, o modelo de produção hegemônico de alimentos baseado nos monocultivos, uso intensivo de agrotóxicos, preparos intensivos do solo que causam a erosão dos mesmos, a escassez de água potável e a diminuição das espécies e do número de peixes pela contaminação da água e dos lençóis freáticos (BALSAN, 2006; LEANDRO et al., 2015).

Essas e outras causas geraram consequências que estão sendo percebidas e gerando preocupações. As alterações no clima, as constantes cheias e inundações, ou secas e esgotamento dos recursos hídricos, o derretimento das geleiras (MATOS, 2018), são alguns exemplos dos quais estão fomentando as discussões em busca de novas perspectivas para o futuro da humanidade e equilíbrio com o meio ambiente.

No Brasil, dos 851 milhões de hectares do país, mais de 285 milhões foram convertidos por meio de ações antrópicas até o ano de 2022, para diferentes finalidades (MAPBIOMAS, 2022). São áreas atualmente utilizadas para a agropecuária, mineração, silvicultura, urbanização, entre outros. Um dos biomas brasileiros que mais sofreu mudanças no uso da terra foi a Mata Atlântica. Esse bioma, que também está presente no Estado do Rio Grande do Sul (RS), até hoje perdeu 71% de sua cobertura original por ações antrópicas (FUNCATE, 2015). Além deste, outro bioma presente no RS, o bioma Pampa, também vem sofrendo pressões para mudança no uso da terra, principalmente pelo avanço da fronteira agrícola (CAPOANE, 2018).

O bioma Pampa foi reconhecido em 2004, data relativamente recente, e ocorre em apenas um Estado brasileiro, o Rio Grande do Sul, ocupando 63% da área do Estado e 2% da área do Brasil (IBGE, 2004). Na América do Sul também está presente no Uruguai e em parte da Argentina, totalizando cerca de 750.000km². É caracterizado principalmente pela dominância da vegetação campestre nativa, mas existem também formações subarbustivas e arbustivas, butiazais, banhados e matas ciliares (INCT-BIONAT, 2021).

Guarino et al. (2018) definiram as formações florestais do Pampa como florestas estacionais, florestas ripárias, florestas de restinga e florestas com araucária.

Existem no bioma diversas espécies endêmicas e ameaçadas de extinção e, por isso, segundo o Ministério do Meio Ambiente (2010) cerca de 20% da sua área total tem prioridade para a conservação da sua biodiversidade. Mesmo assim, é um dos biomas com menor número de estudos dentro da ciência da restauração ecológica, e a grande maioria tem como foco de pesquisas os ambientes não florestais (GUERRA et al., 2020).

O Rio grande do Sul teve quase a metade da sua área total modificada, até 2022, por plantios de pastagens, cultivos de grãos, silvicultura, urbanização, mineração, entre outros (MAPBIOMAS, 2022). Dos mais de 28 milhões de hectares de terra do Estado, aproximadamente 13,5 milhões sofreram ação antrópica e tiveram sua cobertura natural modificada. Esse fato é um alerta para evitarmos que essas mudanças sigam acontecendo, e buscarmos preservar os ecossistemas aqui presentes.

Contrapondo o modelo convencional e entendendo a necessidade de buscar formas de agricultura mais sustentáveis, tanto social quanto ambientalmente, Guterres (2006) defende a transição dos moldes atuais, para uma agricultura que preserve a natureza e seja compatível com a existência humana saudável. Um dos diversos sistemas que podem ser citados para cumprir com essa transição são os Sistemas Agroflorestais (SAFs).

Uma das primeiras definições de SAFs, feita por Nair (1993), se apoia no entendimento de que são sistemas que consorciavam espécies florestais com cultivos agrícolas anuais, podendo haver ou não a presença do componente animal, na busca de um sistema dinâmico baseado no manejo dos recursos naturais. Ainda hoje os SAFs são compreendidos dessa forma, e existem autores que complementam essa definição, trazendo outros elementos para aprimorar o entendimento da complexidade desses sistemas.

Por serem biodiversos e conterem espécies tanto arbóreas quanto herbáceas anuais, são capazes de contribuir fortemente com a segurança e soberania alimentar, tanto de agricultores e agricultoras, quanto da população geral (CANUTO, 2017). Além de promover uma sazonalidade na produção e colheita, tendem a ser sistemas mais resilientes, também por conta da biodiversidade. Mesmo em tempos de mudanças climáticas, frente a secas ou chuvas intensas, temperaturas baixas ou elevadas do

RS, haverá nos SAFs espécies que serão capazes de produzir, mesmo nessas situações extremas, e ainda garantirão alguma colheita (MONTAGNINI, 2015).

Além disso, esses sistemas são citados na Lei de proteção a vegetação nativa nº 12.651, de maio de 2012, conhecida como novo “Código Florestal”, que aplica normas para proteção da vegetação nativa e define Reservas Legais (RL) como áreas de potencial uso econômico sustentável de recursos naturais em áreas agrícolas familiares. Além disso, coloca a possibilidade de uso de SAFs em propriedades agrícolas familiares para computar como área de RL (BRASIL, 2012). Dessa forma, os SAFs se tornam uma importante ferramenta para a agricultura familiar, que além de se adequar à nova legislação restaurando áreas da sua propriedade agrícola, podem ainda utilizar essas áreas para extrair lenha, madeira, colher alimentos e produzir mel, por exemplo.

A respeito dos níveis de complexidade que um SAF pode apresentar, Amador (2003) sugere que podem evoluir dos sistemas mais simples, que não tem a preocupação com a dinâmica da sucessão ecológica e biodiversidade, chamados consórcios agroflorestais, até os sistemas mais complexos, chamados ecossistemas agroflorestais, com dinâmica e diversidade similares às florestas naturais. Convergindo com a autora, Peneireiro (2003) apresentou o conceito de agroflorestas sucessionais, que se apoiam na sucessão ecológica para a implantação e manejo do sistema, buscando imitar os processos de uma floresta nativa.

Pode-se notar que os SAFs são bastante importantes para nortear novas perspectivas de modelos de agriculturas, tanto produtivas quanto regenerativas, e ainda há a possibilidade de serem utilizados para restauração ecológica. Isso porque podem se basear na sucessão ecológica, buscando imitar os processos naturais, consorciando árvores nativas (e exóticas) com cultivos agrícolas, com alta diversidade de espécies e interações tanto no espaço quanto no tempo, em um arranjo pré-estabelecido (EMBRAPA, 2012).

Atualmente a pauta da restauração ecológica se faz presente em diferentes eixos de discussão. O assunto ganhou mais relevância e atenção em trabalhos científicos, além de estar sendo debatido social e politicamente, pois é cada vez mais notória a necessidade de preservar a natureza e restaurar os ambientes antropizados. Desde 2021 ingressamos na Década das Nações Unidas da Restauração de Ecossistemas, um marco internacional que permanecerá até o ano de 2030 (ONU,

2019). Esse fato demonstra a preocupação a nível global com a proteção e a revitalização dos diferentes ecossistemas do mundo.

De acordo com a *Society for Ecological Restoration International* (SER): “restauração ecológica é a ciência, prática e arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais”. Além disso, a restauração ecológica é uma etapa importante na busca pela recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído, respeitando sua integridade, saúde e sustentabilidade (SER, 2004). Segundo Clewell e Aronson (2007), uma atividade que busca acelerar a recuperação de um ecossistema, auxiliando a composição das espécies para estabelecimento de uma comunidade vegetal, representa uma ação para a restauração ecológica.

A restauração pode ser feita com uma diversidade de espécies de diferentes formas de crescimento das plantas, para que o processo de sucessão ecológica seja facilitado. O foco da restauração deve ser direcionado para dar condições ao ambiente de reestabelecer os processos ecológicos responsáveis pela reconstrução e manutenção da comunidade ecológica, com uma alta diversidade, e sem a preocupação de estabelecer uma comunidade final única e estática (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007). Dessa forma, pode-se utilizar diferentes grupos de plantas, para que além da cobertura inicial do solo, haja também o favorecimento da chegada de outros propágulos ao longo do tempo, dispersados por meio de animais, por exemplo.

De acordo com Budowski (1965) é possível agrupar as espécies arbóreas com base nos diferentes comportamentos e estádios sucessionais. Pode-se utilizar ao menos três grupos principais, sendo eles o grupo de espécies pioneiras, espécies secundárias e espécies clímax. Com base nesses grupos, Gandolfi et al. (1995) e Rodrigues et al. (2015) contribuíram com as definições das características das espécies de cada grupo sucessional. Segundo os autores, as espécies pioneiras são aquelas que não toleram sombra, se desenvolvendo em clareiras ou bordas de florestas, e geralmente tem um ciclo curto de vida (<20 anos). Sobre as espécies secundárias, apontam que são aquelas que podem germinar e crescer em condições de baixa oferta de luminosidade, como clareiras pequenas, onde podem permanecer ou crescer até alcançar o dossel. Estas levam mais tempo para alcançar a fase

reprodutiva e podem viver 40 anos ou mais. Por último, definem as espécies clímax como as mais exigentes em sombra e que possuem um tempo de vida normalmente maior que 100 anos.

Os projetos de restauração têm por objetivo condicionar o ambiente a aumentar o grau de resiliência e capacidade de dar sequência à sucessão ecológica. Sobre eles é colocado um desafio: cumprir os objetivos ecológicos associado com a escolha de técnicas e ferramentas economicamente viáveis (CECCON et al., 2016). Nesse contexto, a escala social e a dimensão humana são também importantes de serem levadas em consideração, entendendo que estamos integrando a natureza e por ela somos beneficiados, ainda podendo ser beneficiadores dela. Partindo desse preceito, existe uma linha da restauração que teve, dentro dessa reflexão iniciada próxima aos anos 2000, um termo cunhado em um workshop na Espanha, conhecido como “Forest Landscape Restoration (FLR)” (WWF and IUCN, 2000), traduzido como Restauração da Paisagem Florestal.

De acordo com Maginnis e Jackson (2007), a Restauração da Paisagem Florestal é definida como “um processo que visa recuperar a integridade ecológica e melhorar o bem-estar humano em uma paisagem florestal desmatada ou degradada” (p. 10). Com essa definição, esse modelo inclui no processo de restauração as atividades e a satisfação das necessidades humanas de subsistência (STANTURF et al., 2014). Ao reconhecer os meios de subsistência e as necessidades de segurança alimentar, a FLR é uma visão de restauração mais apropriada, quando pensamos em restauração de propriedades agrícolas familiares por meio da utilização de sistemas agroflorestais.

Diferentes técnicas são utilizadas para a restauração, como a transposição de solo, regeneração natural, plantio de mudas, semeadura direta, entre outros (BRANCALION et al., 2009), sendo o plantio de mudas a técnica mais utilizada (KAGEYAMA, GANDARA, 2000; SILVA, et al. 2015). Porém, esta técnica tem um custo elevado (COLE et al., 2011; CAMPOS-FILHO et al., 2013), e quando pensamos em restauração em propriedades familiares, que muitas vezes não possuem muitos recursos financeiros, precisamos buscar técnicas mais econômicas (FERREIRA, 2002).

Nesse sentido, a utilização da técnica de semeadura direta para restauração, utilizada para implementação ou enriquecimento de sistemas agroflorestais

regenerativos, pode ser uma solução benéfica para este público, pois quando comparada ao plantio de mudas é uma técnica mais econômica (DURIGAN et al., 2013; JÖGISTE et al., 2016). Isso porque dispensa, por exemplo, a fase de produção de mudas em viveiros e não necessita do transporte de grandes volumes entre o viveiro e a área a ser plantada (DOUST et al., 2006; MARTINS, 2007). Além disso, apresenta vantagens ecológicas, pois as árvores se estabelecem em alta densidade, o que se aproxima de áreas de sucessão secundária e recria interações competitivas e facilitadores (SOVU et al., 2010; CAMPOS-FILHO et al., 2013; SILVA & VIEIRA, 2017).

A semeadura direta utiliza a aplicação das sementes diretamente na área a ser restaurada, podendo ser feita manualmente ou com a utilização de máquinas e implementos agrícolas (CAMPOS-FILHO et al., 2013; PELLIZZARO, 2016). Pode ser utilizada em projetos de restauração, tanto para implantações, quanto para enriquecimento de áreas que foram restauradas ou de fragmentos degradados (BONILLA-MOHENO; HOLL, 2010; ISERNHAGEN, 2010). Notadamente é uma técnica importante e eficaz, que necessita ser cada vez mais estudada para ser compreendida em diferentes ambientes e situações.

Ela é uma técnica muito utilizada na restauração florestal e está sendo estudada há décadas em diferentes ambientes. Muitos estudos apontam a sua eficiência, tanto econômica quanto ecológica para a restauração florestal (LIU et al., 2007; CAMPOS-FILHO et al., 2013; SILVA et al., 2015; PELLIZZARO et al., 2017; MELI et al., 2018; MOLINA, 2023). Diversas espécies são estudadas, desde espécies nativas arbóreas, arbustivas, herbáceas, gramíneas, até espécies exóticas, assim como diferentes formas de realizar sua implantação (GUARINO & SCARIOT 2014; VÁSQUEZ-CASTRO et al., 2020; PAGOTO, 2022). Algumas pesquisas buscam entender quais as melhores densidades de semeadura para alcançar um número adequado de indivíduos (PELLIZZARO et al., 2017; MELI et al., 2018). Ainda, visam entender se protetores físicos nas sementes contribuem para o estabelecimento dos indivíduos no campo. Estudos também avaliam a influência da cobertura do solo no sucesso do método, entre outros fatores (GUARINO & SCARIOT 2014; AGUIRRE et al. 2015; SILVA & VIEIRA, 2017).

Alguns fatores são considerados importantes quando pensamos na utilização da semeadura direta para restauração ecológica. Um deles é a escolha das espécies,

que deve levar em consideração a vegetação local (PELLIZZARO, 2016), além da viabilidade das sementes, pois algumas espécies apresentam baixa viabilidade (LAMB, 2011). Outro fator importante sobre a escolha da espécie vem a ser as características da semente, como o tamanho e o formato, por exemplo, que podem afetar a germinação.

Estudos apontam que sementes grandes, por conterem maior reserva, tendem a influenciar na sua germinação (DOUST et al., 2006; LAMB, 2011) e na maior capacidade de suportar estresses como a seca e competição com outras plantas (COOMES & GRUBB, 2003). Sobre o formato das sementes, alguns estudos demonstraram que sementes achatadas germinam mais rápido que sementes redondas e ovais (LIU et al., 2007; PIERRY, 2017), e esse fator diminui a suscetibilidade à predação das sementes (LAMB, 2011). Porém, as sementes com formato arredondado têm maior facilidade para penetrar no solo (YU et al., 2007), o que também diminui a suscetibilidade à predação e contribui para a manutenção da espécie no banco de sementes do solo (PIERRY, 2017).

Aguirre et al. (2015) constataram que o enterramento de sementes também é um fator importante para o sucesso do método, com solo, serrapilheira ou palhada, corroborando os resultados encontrados em estudos anteriores (CAMARGO et al., 2002; GARCIA-ORTH & MARTÍNEZ-RAMOS, 2007; SOVU et al., 2010; SILVA et al., 2015). Estes resultados contrastam com o relatado por Gomes Guarino & Scariot (2014), que mostraram uma relação específica entre o enterramento e a espécie utilizada, não sendo necessário para todas as espécies arbóreas. Mesmo assim, estes autores mostraram a importância da manutenção de plantas herbáceas na área a ser restaurada, pois assim como o enterramento, estas promovem a proteção das sementes contra grandes variações de temperatura e sua dessecação.

Outra prática considerada importante para o sucesso da semeadura direta é a criação de um microssítio que proporcione condições favoráveis para a germinação das espécies. Esse microssítio pode ser criado por meio da mistura de espécies herbáceas de rápido crescimento juntamente com as espécies arbóreas (VÁSQUEZ-CASTRO et al., 2020, PAGOTO, 2022), para cobrir rapidamente o solo e aumentar a biomassa do sistema, podendo ser priorizadas plantas da família Fabaceae, que contribuem com a fixação biológica de nitrogênio no solo, como por exemplo o feijão-guandú (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) (BELTRAME, 2007). Essa mistura é conhecida

como “muvuca de sementes”, onde utilizam-se sementes de adubação verde, espécies florestais, misturados com solo ou areia (CAMPOS-FILHO et al., 2013).

Em um estudo para entender a relação entre quantidade de sementes e estabelecimento de indivíduos na restauração florestal por meio da semeadura direta, Meli et al. (2018) testaram diferentes densidades de semeadura com diversas espécies arbóreas, tanto para preenchimento quanto para enriquecimento. Neste estudo, constatou-se que densidades de semeadura de 30, 45 e 60 vezes o número de indivíduos esperados na área, podem ser eficazes para colonizar uma área em restauração.

Por mais que seja uma técnica mais econômica, a semeadura direta encontra algumas limitações em sua utilização, como por exemplo, a predação de plântulas e sementes (CHAPMAN, 1999; LÖF et al., 2004) e a competição com outras plantas, principalmente gramíneas invasoras (CECCON et al., 2016). Além disso, as condições climáticas após a semeadura são fator chave para o sucesso do método (DE STEVEN, 1991; DOUST et al., 2006), e ainda enfrentamos a falta de conhecimento da época ideal de plantio (CECCON et al., 2016).

Algumas técnicas relativamente simples podem ser usadas para enfrentar os desafios do sucesso da semeadura direta. O enterro de sementes, por exemplo, esconde as sementes dos predadores e reduz dessecação de sementes causada por altas temperaturas na superfície do solo (GARCIA-ORTH & MARTINEZ-RAMOS, 2007; SOVU et al., 2010). A dessecação das sementes e mudas também pode ser evitada cobrindo o solo com cobertura morta, como por exemplo grama cortada (DOUST et al., 2006). A cobertura morta também mantém a umidade do solo, reduz a erosão do solo, e atua como barreira à germinação de plantas indesejadas (MARTINS et al., 2011). Além disso, existe uma relação exponencial negativa entre a quantidade de erosão e a cobertura de plantas vivas ou resíduos vegetais que cobrem a superfície do solo (BURTON et al., 2006), sendo os solos cobertos mais preservados.

Diante do exposto, o presente estudo irá abordar o tema da semeadura direta para restauração florestal, por meio da implantação de sistemas agroflorestais regenerativos para recomposição de áreas de reserva legal em propriedades agrícolas familiares. Para isso, será descrito um experimento realizado no Estado do Rio Grande do Sul, no Município de Pelotas, na Estação Experimental Embrapa Cascata, utilizando a técnica de semeadura direta para restauração florestal.

OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL:

Abordar a semeadura direta para restauração florestal através da implantação de SAFs regenerativos para recomposição de áreas de RL em propriedades agrícolas familiares.

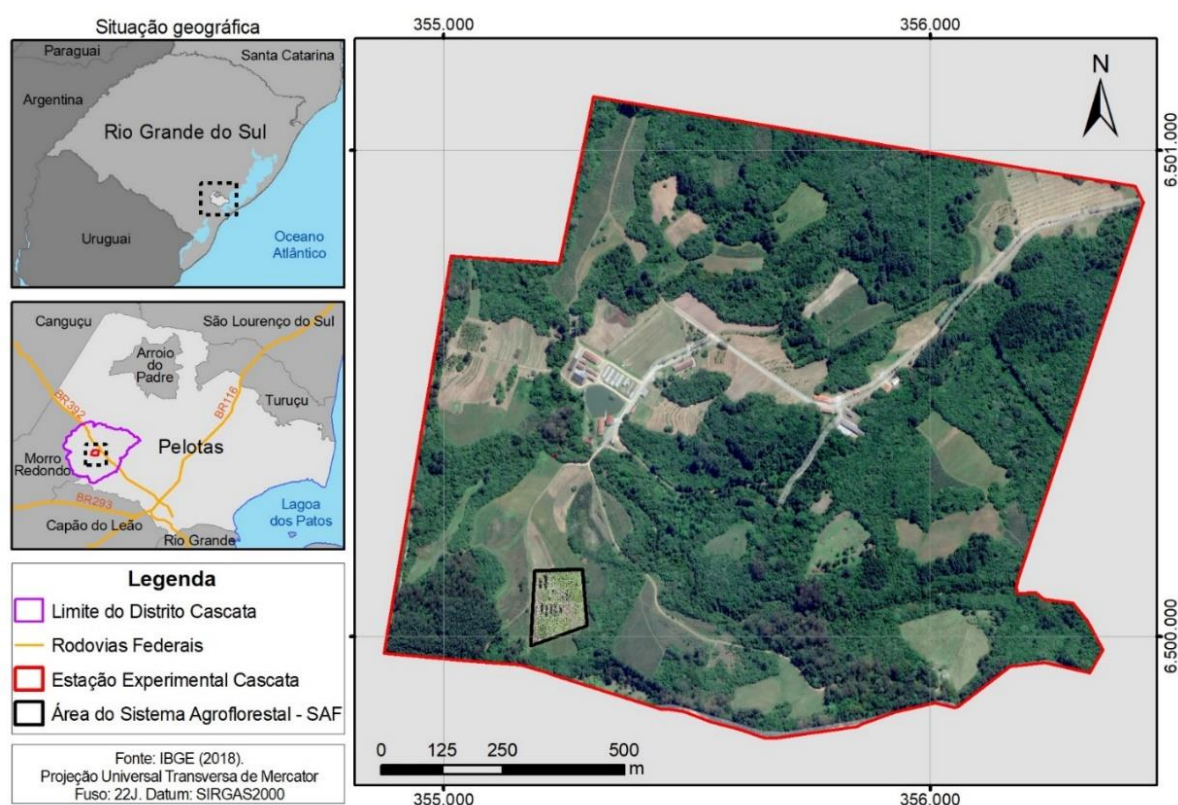
OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

Os objetivos específicos do estudo são avaliar qual a densidade de sementes arbóreas indicada para a semeadura direta no RS; averiguar qual a época mais adequada para realizar a semeadura direta; avaliar o efeito do mulching na semeadura direta; verificar a possibilidade de restaurar áreas agrícolas e produzir alimentos concomitantemente através de SAFs.

MATERIAL E MÉTODOS

Localização: o presente estudo foi conduzido na Estação Experimental Cascata (EEC), localizada no município de Pelotas/RS (latitude 31°37'32"S, longitude 52°31'29"W, altitude de 170m). A área onde o experimento foi instalado tem aproximadamente 1,3ha (Figura 1), sendo que o experimento ocupou uma área total de 0,22ha. A fitofisionomia predominante da região do estudo é classificada como Floresta Estacional Semidecidual. O clima da região é do tipo Cfa, subtropical úmido com verões quentes, conforme a classificação de Köppen (ALVARES et al., 2013), com temperatura média anual de 18,1 °C e pluviosidade anual acumulada de 1382,4 mm (INMET, 2023). A semeadura de inverno foi realizada em 28 de junho de 2022, e a semeadura de verão foi realizada em 4 de janeiro de 2023.

Figura 1 - Localização do experimento de semeadura direta manual



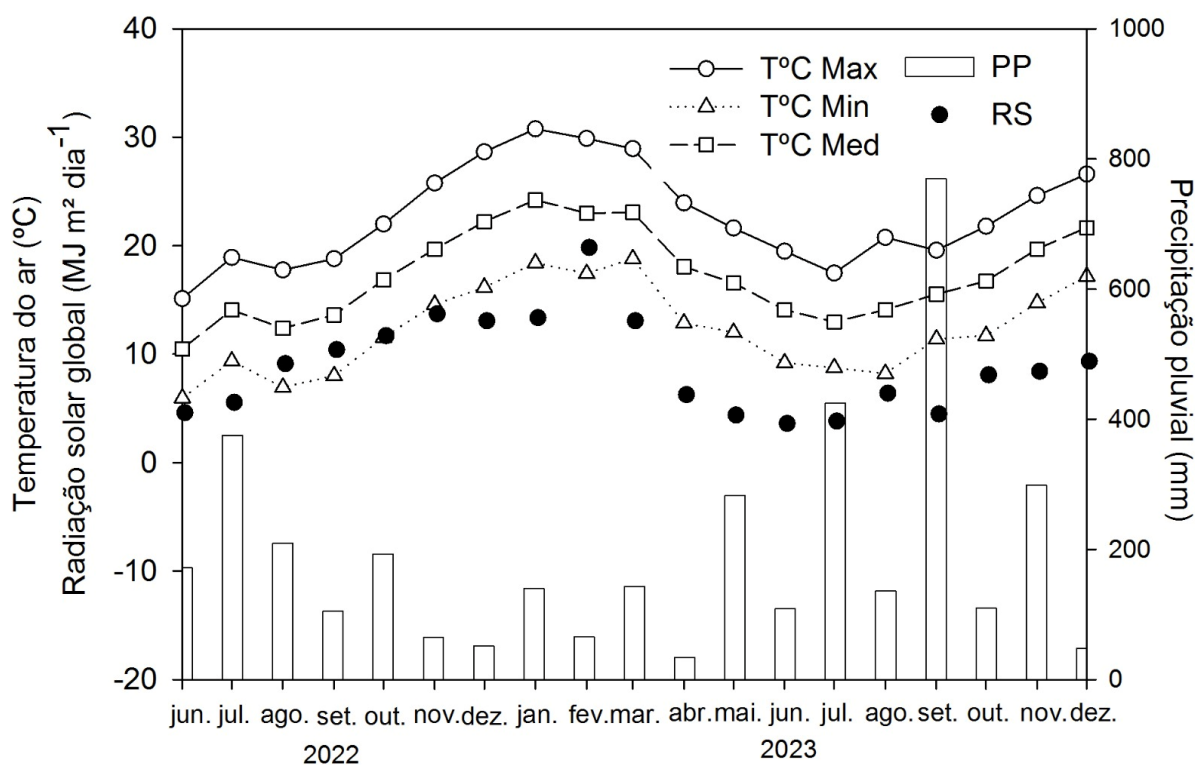
Fonte: Henrique Cunha.

Durante o período de execução do experimento, as temperaturas médias variaram entre 10,5°C e 24,2°C, sendo a menor temperatura registrada em agosto/2023, -1,5°C

e a mais alta, 39,6°C, em fevereiro/2023. A temperatura média do ano de acompanhamento do experimento implantado no inverno de 2022 foi de 17,6° e a média do ano de acompanhamento do experimento implantado no verão de 2023 foi 18,7°C.

O mês menos chuvoso foi abril de 2023, com 33,9mm, e o mês com maior precipitação foi setembro do mesmo ano, registrados 769,2mm. A precipitação média mensal no experimento de inverno foi de 149,4mm, enquanto no experimento de verão a média mensal foi 200,8mm. A radiação solar variou entre 3,3 MJ/m²/dia até 19,52 MJ/m²/dia ao longo do acompanhamento do experimento. Os dados estão ilustrados na figura que segue (Figura 2).

Figura 2 – Dados meteorológicos do período do estudo realizado. Legenda: PP = Precipitação pluvial (mm); RS = Radiação Solar global (MJ m².dia⁻¹); T°C máx = Temperatura máxima (°C); T°C min = Temperatura mínima (°C); T°C méd. = Temperatura média (°C);



Fonte: Valéria Pohlman.

Espécies utilizadas: Foram selecionadas, de acordo com a disponibilidade de sementes no mercado, além do seu potencial uso em sistemas agroflorestais no contexto da agricultura familiar, para colheita de frutos, apicultura, extração de lenha e madeira, 12 espécies entre arbóreas, arborescentes e arbustivas (Tabela 1), sendo que nove destas foram obtidas de uma lista de espécies adquiridas junto ao Departamento de Diagnóstico e Pesquisa Agropecuária (DDPA) - Centro Estadual de Diagnóstico e Pesquisa Florestal - CEFLOP. *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman e *Ricinus communis* L. foram coletadas na área de estudo, enquanto sementes de *Bixa orellana* L. (variedade Embrapa 36) foi adquirida no mercado local.

Para as sementes de espécies que não continham informações de porcentagem de germinação e peso de mil sementes (PMS), foram realizadas as análises seguindo as Regras de Análise de Sementes (RAS) (BRASIL, 2009). As sementes foram classificadas como pequenas (massa da semente < 0,1g), intermediárias (entre 0,1 e 1g) e grandes (> 1g) conforme Silva & Vieira (2017).

A utilização de plantas exóticas para restauração ecológica de Áreas de Reserva Legal (RL) é uma prática possível de acordo com o Novo Código Florestal, desde que seguindo a proporção indicada na legislação (BRASIL, 2012), no entanto deve ser evitado o uso de espécies consideradas invasoras, como é o caso de *Ricinus communis* e *Acacia mearnsii* (SEMA, 2013). Assim, não recomendamos o uso destas espécies para a inclusão em agroflorestas voltadas para restauração de áreas de reserva legal.

Processamento das sementes: as sementes de *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Bauhinia forficata* Link, *Acacia mearnsii* De Wild., e *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. tiveram a dormência quebrada no dia da implantação do experimento e antes da semeadura, por meio da embebição em água quente (80°C), por cinco minutos (GUARINO et al. 2023). Além destas espécies, as sementes de *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman também passaram por processo de quebra de dormência, realizada por meio do despulpamento e embebição em água em temperatura ambiente durante 72 horas, antes da semeadura em campo (GUARINO et al. 2023). As demais espécies não necessitaram de quebra de dormência.

Tabela 1: Espécies utilizadas na semeadura direta para restauração florestal. Legenda: * Classificação do tamanho de sementes com base no peso(g) sendo P = sementes pequenas; I = sementes intermediárias; G= sementes grandes; ¹ = Testes realizados EMBRAPA Clima Temperado; ² = informações fornecidas pelo Centro Estadual de Diagnóstico e Pesquisa Florestal (CEFLOR); ³ = informações fornecidas pela empresa ISLA Sementes; g = gramas; FBN = fixação biológica de Nitrogênio

Nome comum	Nome científico	Família	Estratégia de ocupação	Germinação do lote%	Quebra de dormência	Tamanho de semente*	Peso de mil sementes (g)	Usos em SAF
Acácia	<i>Acacia mearnsii</i> De Wild.	Fabaceae	Pioneira (exótica)	53% ²	Embebição em Água quente por 3 minutos	P	18,2g ²	Lenha; FBN
Angico-vermelho	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan.	Fabaceae	Pioneira	78% ²	-	P	33,1g ²	Madeira; melífera; FBN; biomassa
Canafístula	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae	Secundária	83% ²	Embebição em Água quente por 3 minutos	P	41,6g ²	Madeira; melífera; biomassa
Cedro	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	Secundária	86% ²	-	P	31,3g ²	Madeira
Chal-chal	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hill. et al.) Hieron. Ex Niederl.	Sapindaceae	Pioneira	95% ²	-	P	46,6g ²	Melífera
Jerivá	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae	Secundária	60% ¹	Embebição em água por 72 horas	G	1529g ¹	Frutífera; melífera
Louro-pardo	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. Ex Steud	Boraginaceae	Secundária	25% ²	-	P	27,3g ²	Madeira
Mamona	<i>Ricinus communis</i>	Euphorbiaceae	Pioneira (exótica invasora)	77% ¹	-	I	456g ¹	Biomassa
Pata-de-vaca	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Fabaceae	Pioneira	78% ²	Embebição em Água quente por 3 minutos	I	142,8g ²	Melífera; FBN
Pimenta-rosa	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Anacardiaceae	Pioneira	39% ²	-	P	32,6g ²	Frutífera; melífera; biomassa
Timbaúva	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Fabaceae	Pioneira	79% ²	Embebição em Água quente por 3 minutos	I	271,1g ²	Biomassa; melífera; FBN
Urucum	<i>Bixa orellana</i> L.	Bixaceae	Pioneira	58% ³	-	P	26,3g ³	Frutífera, lenha
Canola	<i>Brassica napus</i> L.	Brassicaceae	Cobertura (inverno)	72% ¹	-	P	0,38g ¹	Biomassa
Ervilha	<i>Pisum sativum</i> L.	Fabaceae	Cobertura (inverno)	86% ¹	-	I	131,8g ¹	FBN
Tremoço	<i>Lupinus albus</i> L.	Fabaceae	Cobertura (inverno)	79% ¹	-	I	308g ¹	FBN
Feijão-guandú	<i>Cajanus cajan</i> (L.) Millsp.	Fabaceae	Cobertura (verão)	82% ¹	-	P	70,2g ¹	FBN
Feijão-miúdo	<i>Vigna unguiculata</i> (L.) Walp	Fabaceae	Cobertura (verão)	94% ¹	-	I	132g ¹	FBN
Lab-lab	<i>Lablab purpureus</i> (L.) Sweet	Fabaceae	Cobertura (verão)	97% ¹	-	I	193g ¹	FBN

Fonte: Autor.

O preparo do solo da área experimental foi realizado por meio das operações mecanizadas de aração, gradagem, adubação e posterior encanteiramento (Figura 3). Os canteiros preparados tiveram as dimensões de 20m x 1m (20 m²). Para a adubação dos canteiros foi utilizado esterco de peru peletizado (4 ton⁻¹/ha). O tipo de solo na área estudada é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico (CUNHA et al., 2017).

Figura 3 - Preparo do solo da área experimental



Fonte: Autor.

Delineamento experimental: foi utilizado o delineamento de blocos ao acaso, com 4 blocos, para testar os fatores época do ano, *mulching* e produção de cultivos agrícolas. Primeiramente as épocas do ano foram aleatorizadas dentro do bloco para alocação dos canteiros para a semeadura. Em seguida, para a semeadura de inverno, primeira etapa realizada, os fatores cultivo agrícola e *mulching* foram aleatorizados em seus respectivos canteiros, e o mesmo desenho foi repetido na época do verão.

Cada bloco contou com dois canteiros por época do ano, sendo um canteiro com cultivo agrícola e outro sem. Cada canteiro teve 10 parcelas semeadas com a muvuca de sementes das espécies que constam na tabela 1, e em cinco destas o *mulching* foi alocado aleatoriamente, utilizando o capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schum)

triturado em uma espessura de 3-4cm. Foram utilizadas 10 sementes de cada uma das 12 espécies escolhidas por parcela, em linhas de 1 metro e profundidade de 2-3cm, totalizando 120 sementes por parcela e 9600 sementes arbóreas por época do ano. Quando consideradas as espécies de cobertura, a muvuca contou com 15 espécies por época, sendo 150 sementes por parcela e 12000 sementes por bloco. Elas foram misturadas com substrato comercial para a realização da semeadura manual em campo (Figura 4).

Figura 4 - Muvuca de sementes misturada em substrato comercial antes da semeadura



Fonte: Artur Molina.

As espécies agrícolas usadas foram a fava (*Vicia faba* L.), na época do inverno, e o milho (*Zea mays* L.) variedade BRS 019TL – Tupi Laranja no verão. Elas foram semeadas com plantadeira manual (saraquá), no mesmo momento da semeadura das

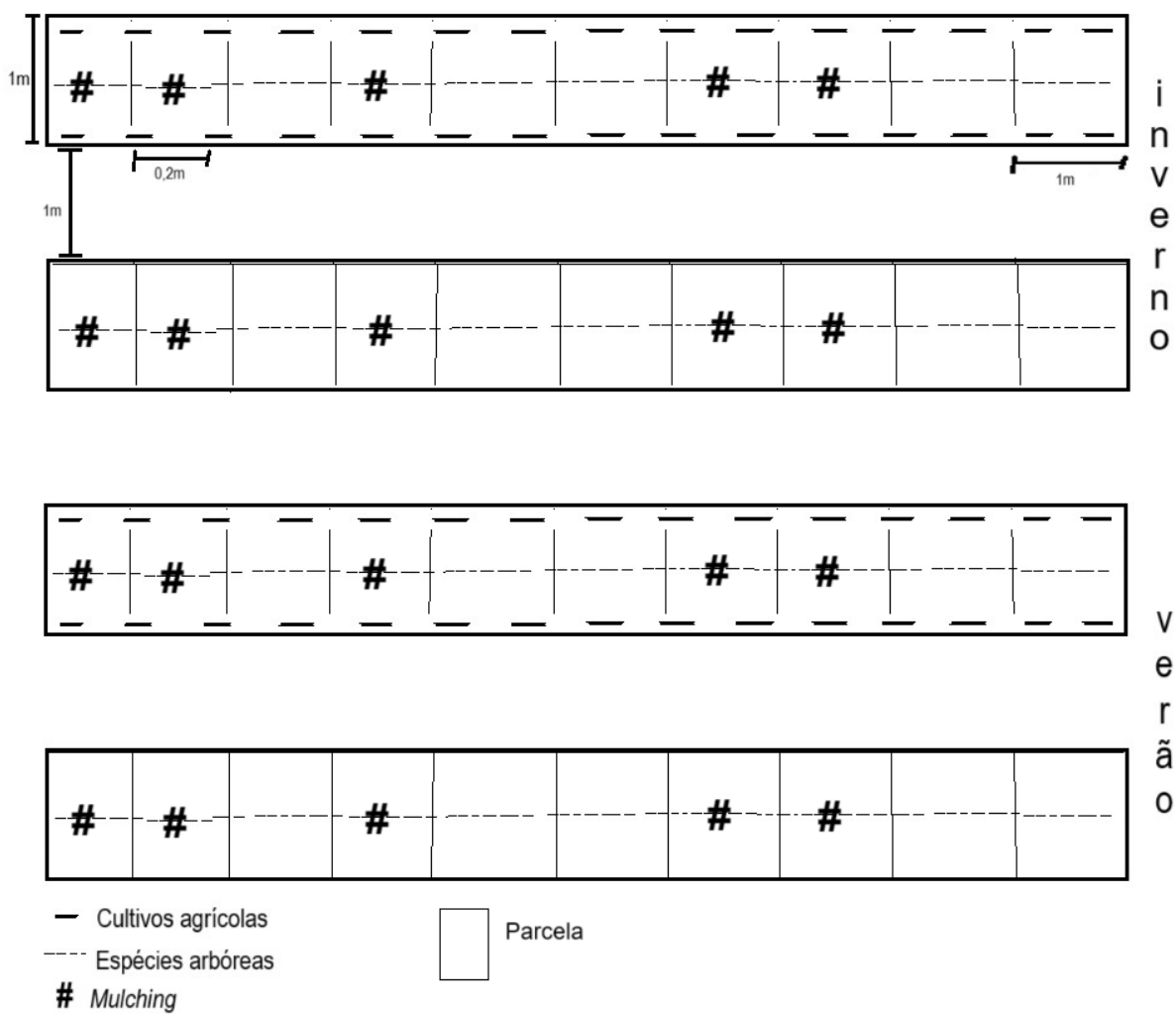
espécies arbóreas, em espaçamento de 1m x 0,2 m. Os canteiros foram cultivados ao longo de todo o ano agrícola (inverno: 2022/2023; verão: 2023/2023), sendo as culturas agrícolas semeadas em suas respectivas épocas. No canteiro com cultivos, no segundo cultivo foi realizada a capina e a semeadura da próxima cultura. A linha da semeadura de arbóreas no canteiro com cultivos ficou alocada na entrelinha dos mesmos, com distância de 0,5m entre cada linha de cultivo, ilustrados no croqui que segue apresentando a vista geral de um bloco (Figura 5).

A diferença entre a semeadura de verão e de inverno foi o cultivo agrícola utilizado inicialmente, sendo no inverno utilizada a fava sucedida pelo milho, e o inverso na semeadura de verão. As plantas de milho emergiram e cresceram, porém não ultrapassaram 45 dias após a semeadura e morreram por efeito do clima, fato que inviabilizou a quantificação da produtividade desta cultura agrícola e da coleta de dados da radiação solar que seriam coletados ao final do ciclo produtivo do milho. Provavelmente isso aconteceu por conta da escassez de chuvas durante o período de cultivo, nos meses de fevereiro e março de 2023.

O ano de 2022 sofreu interferência de episódio La Niña com Índice Niño Oceânico máximo de -1,0 durante o período experimental, enquanto em 2023 sofreu interferência de episódio El Niño com Índice Niño Oceânico máximo de +1,9 (NOAA, 2024). Estes fenômenos alteram a oferta hídrica das regiões afetadas, no sul do Brasil, a La Niña causa redução na quantidade de chuva e o El Niño chuvas acima da média (MATZENAUER; RADIN; MALUF, 2017). No entanto, mesmo não atingindo a maturidade, a cultura do milho aos 45 dias após a semeadura pode reduzir a radiação solar total que atinge o solo em até 34% (Novelini et al. 2018), fato que altera o microclima disponível para as sementes e plântulas.

Para a fava, a caracterização da radiação solar global em cada um dos tratamentos foi realizada por meio do uso de um piranômetro portátil (Licor, LI-185B) (Figura 6). Nestes a radiação solar global é filtrada ou refletida ao nível do solo em aproximadamente 25% (com cultivo de fava = $396,00 \text{ W/m}^{-1} \pm 56,09 \text{ W/m}^{-1}$ vs. sem cultivo de fava = $524,25 \text{ W/m}^{-1} \pm 49,21 \text{ W/m}^{-1}$). A produtividade da fava na safra 2022 foi de 723,6 kg/ha, sendo maior que o rendimento médio do Brasil (339kg/ha) (IBGE, 2022). Para a safra de Fava de 2023 não foi realizada quantificação da produtividade e radiação solar.

Figura 5 – Representação ilustrativa de um dos quatro blocos do experimento



Fonte: Autor.

Figura 6 – Piranômetro portátil utilizado para avaliação da radiação solar global ao nível do solo



Fonte: Autor.

Avaliação do experimento: a emergência das sementes foi avaliada semanalmente até o terceiro mês de semeadura, quando passou a ser quinzenal e seguiu desta forma até o sexto mês após a semeadura. A partir desse momento, até o final do experimento (12 meses após a semeadura) a avaliação da emergência passou a ser mensal. Em cada coleta de dados eram observadas a emergência dos indivíduos em cada parcela, que eram etiquetados para acompanhar o tempo de sobrevivência de cada um (Figura 7). O critério para considerar a contagem dos indivíduos foi a completa emissão dos cotilédones acima do nível solo (MOLINA, 2023).

Após doze meses da semeadura, foi realizada a coleta de dados da altura e diâmetro na altura da base (DAB) de cada indivíduo, com exceção da espécie *Syagrus romanzoffiana*, que foi realizada a contagem do número de folhas (Figuras 8 e 9) por não apresentar caule aéreo. Para medir a altura das plantas foi utilizada uma fita métrica e, para medir o DAB, um paquímetro eletrônico. No inverno, foram feitas coletas apenas para *Bauhinia forficata* e *R. communis*, únicas espécies estabelecidas. No verão, além destas *Peltophorum dubium*, *Allophylus edulis*, *Cordia trichotoma*, *E. contortisiliquum* e *Bixa orellana* foram medidas. Para *Syagrus romanzoffiana*, presente em ambas as épocas, foi coletado apenas o número de folhas. As médias de altura e diâmetro foram analisadas entre os grupos de espécies pioneiras e secundárias, e número de folhas para *Syagrus romanzoffiana*.

Figura 7 - Indivíduos etiquetados na parcela da semeadura



Fonte: Autor.

Figura 8 - Coleta de dados do diâmetro na altura da base dos indivíduos após doze meses de semeadura



Fonte: Autor.

Figura 9 - Coleta de dados da altura dos indivíduos após doze meses de implantação



Fonte: Artur Molina.

Análise dos dados: os cálculos utilizados para obter os valores de germinação, sobrevivência e estabelecimento foram realizados adaptando a metodologia utilizada por Lima et al. (2022), onde diferente dos autores, utilizou-se as sementes viáveis para o cálculo, ao invés do número bruto total de sementes por espécie. O número de sementes viáveis de cada espécie no presente estudo foi considerado corrigindo o total de sementes por espécie e por parcela, com sua porcentagem de germinação. Por exemplo, se foram usadas 10 sementes de *Acacia mearnsii* por parcela e a

porcentagem de germinação do lote de sementes da espécie era 53%, o número de sementes viáveis consideradas para essa espécie foi de 5,3 sementes. Desta forma, o cálculo para porcentagem de germinação foi feito dividindo o número de sementes emergidas pelo número de sementes viáveis da espécie. O cálculo da porcentagem de sobrevivência foi feito dividindo o número de indivíduos vivos pelo total de indivíduos emergidos. Por último, o cálculo para determinar a porcentagem de estabelecimento foi feito dividindo o número de indivíduos vivos pelo número de sementes viáveis.

Os dados de emergência, sobrevivência, estabelecimento, altura e diâmetro das espécies arbóreas foram analisados de forma global (comunidade de sementes utilizadas) e dividida por grupos funcionais (espécies pioneiras e secundárias) na plataforma R 3.6.1 (R CORE TEAM, 2019), por meio de Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) com nível de significância $P < 0,05$. Todas as análises foram feitas usando funções do pacote lme4 (BATES et al., 2015). Os blocos foram utilizados como efeitos aleatórios com o objetivo de isolá-los durante a realização das análises. Visto que os dados foram obtidos por meio de contagens realizadas em campo, observando os indivíduos que emergiram e o número de indivíduos final em cada parcela, foi necessária a aplicação do modelo de Poisson. Como houve uma sobredispersão apresentada pelos dados (muitos zeros), os modelos foram ajustados utilizando a função binomial negativa. Para as análises da radiação solar e altura e diâmetro das espécies arbóreas foram utilizados modelos de distribuição Gaussiana.

RESULTADOS

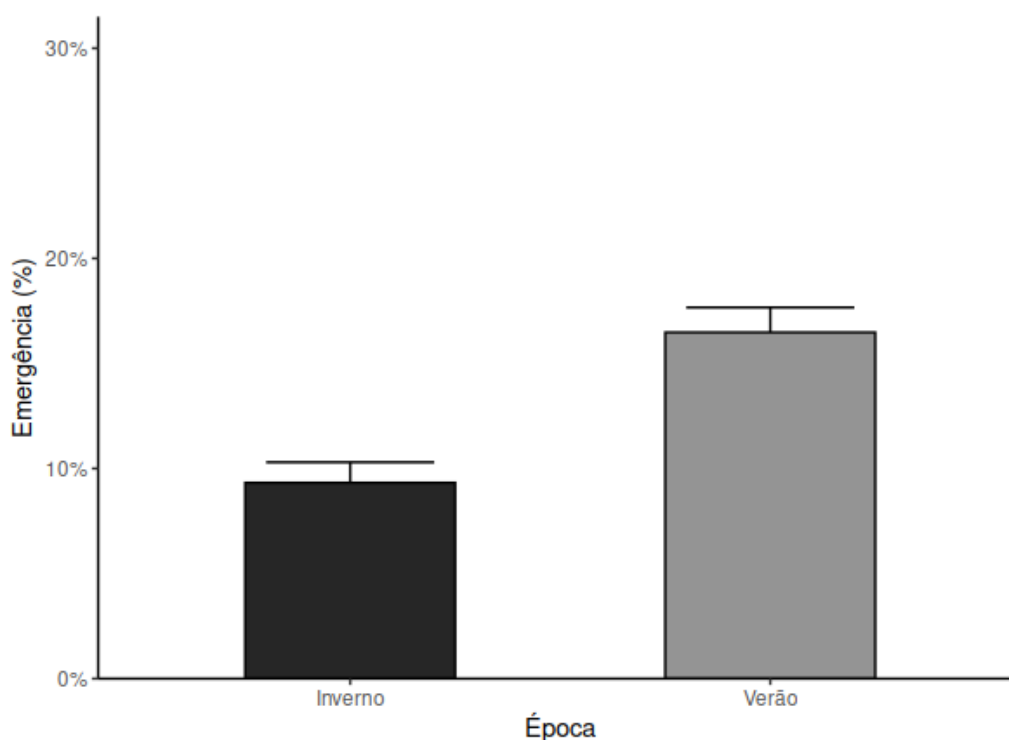
Considerando apenas as sementes viáveis, a emergência média no período de verão foi 16,47% ($\pm 1,19\%$), totalizando 1069 indivíduos, e no inverno 9,32% ($\pm 0,97\%$) totalizando 607 indivíduos, sendo essa diferença estatisticamente significativa (GLMM; $P < 0,05$; Tabela 2; Figura 10). Sobre a emergência por tratamento (*mulching* e cultivos agrícolas), foi possível observar que as menores taxas ocorreram nos tratamentos sem *mulching*, independentemente da época do ano ($P < 0,05$). O tratamento cultivo agrícola não apresentou diferenças significativas dentro das duas épocas estudadas.

Tabela 2 – Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) comparando emergência, sobrevivência e estabelecimento nas diferentes épocas do ano. Legenda: * = diferença significativa ($P < 0,05$)

Emergência		Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
	Intercepto	-0.46171	0.06575	-7.022	<0,05*
	Verão	0.56925	0.08905	6.393	<0,05*
Sobrevivência		Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
	Intercepto	-3.499	0.2040	-17.15	<0,05*
	Verão	2.388	0.2279	10.48	<0,05*
Estabelecimento		Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
	Intercepto	0.005931	0.004791	1.238	<0,05*
	Verão	0.056565	0.005644	10.023	<0,05*

Fonte: Autor.

Figura 10 – Emergência total entre época do ano. As barras representam o erro padrão



Fonte: Autor.

Sobre as interações entre os tratamentos, a maior porcentagem de emergência foi no verão, sendo o tratamento *mulching* + cultivos agrícolas o que apresentou a maior taxa de emergência ($18,93\% \pm 2,03\%$; GLMM; $P < 0,05$). Os tratamentos que apresentaram as menores taxas de emergência foram semeadura no inverno sem *mulching*, independentemente da presença de cultivos agrícolas (GLMM; $P < 0,05$; Tabela 3; Figura 11). Com relação as interações entre tratamentos e grupos de ocupação, foi possível observar que no inverno as plantas pioneiras apresentaram maiores taxas de emergência, independente do tratamento, diferindo estatisticamente das plantas secundárias (GLMM; $P < 0,05$; Figura 12; Apêndice B).

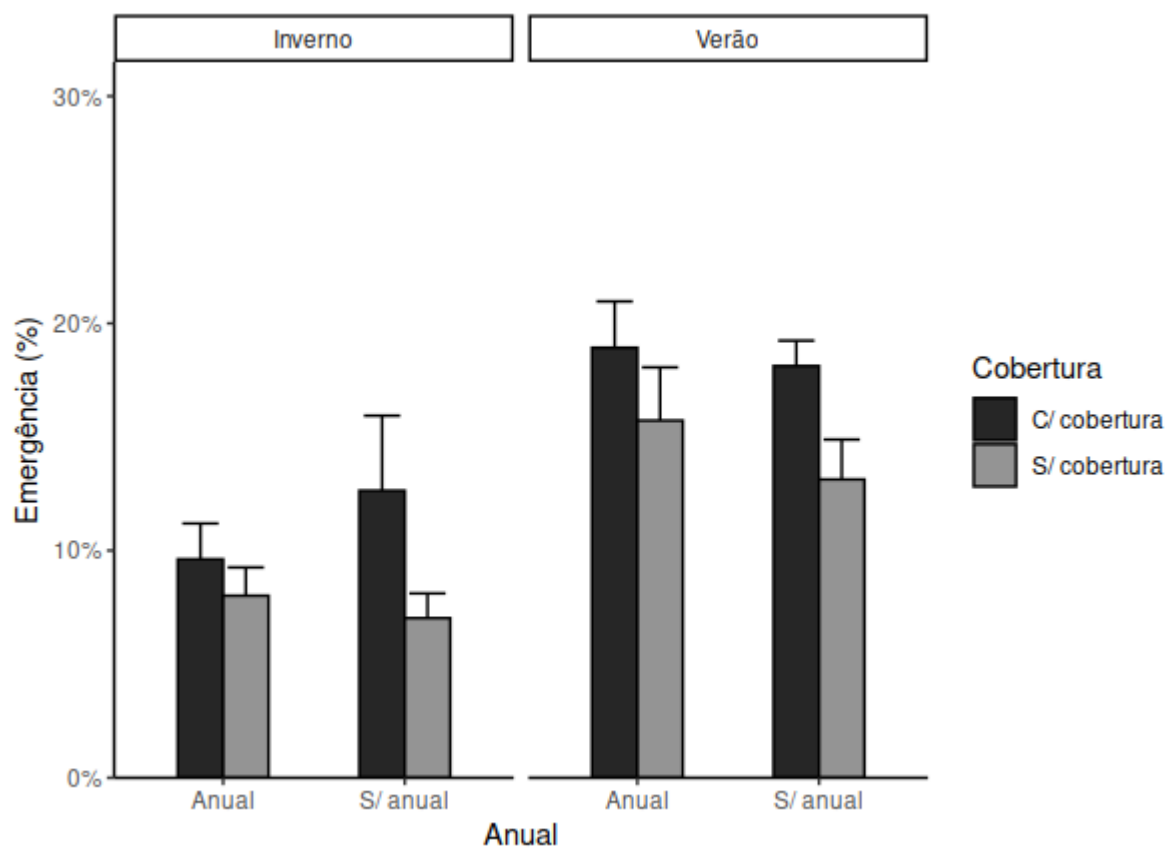
No verão a emergência não apresentou diferença significativa entre os grupos, com exceção do tratamento Sem cultivos agrícolas + Sem *mulching* no grupo das plantas secundárias, que diferiu estatisticamente dos demais por apresentar as menores médias (GLMM; $P < 0,05$; Figura 12; Apêndice D). As altas taxas de emergência do grupo de plantas secundárias no verão devem-se ao fato de *S. romanzoffiana* ter apresentado maiores taxas de emergência, elevando a média dentro do grupo (Apêndice A).

Tabela 3 – Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) comparando a emergência entre todos os tratamentos. Legenda: C/cob = Com *mulching*; S/ cob = Sem *mulching*; C/cult = Com cultivo agrícola; S/cult = Sem cultivo agrícola; * = diferença significativa ($P < 0,05$)

	Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
Intercepto	-0.11934	0.12289	-0.971	0.33
Inverno C/cob C/cult	-0.31144	0.17864	-1.743	0.08
Inverno C/cob S/cult	-0.03828	0.17430	-0.220	0.82
Inverno S/cob C/cult	-0.49376	0.18220	-2.710	<0,01*
Inverno S/cob S/cult	-0.62510	0.18514	-3.376	<0,01*
Verão C/cob C/cult	0.36556	0.16958	2.156	0.03*
Verão C/cob S/cult	0.32229	0.17001	1.896	0.05
Verão S/cob C/cult	0.17997	0.17154	1.049	0.29

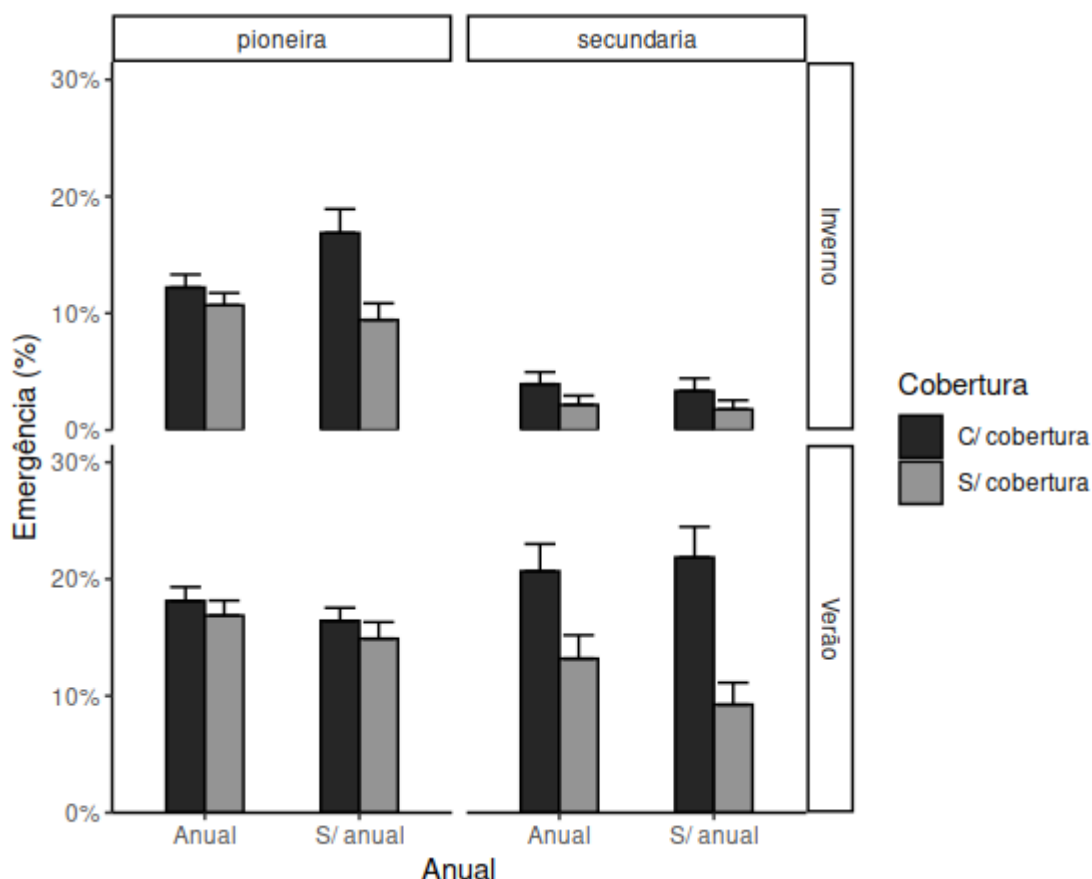
Fonte: Autor.

Figura 11 – Emergência nos tratamentos época do ano, *mulching* e cultivos agrícolas. As barras representam o erro padrão. Legenda: C/ = com; S/ = sem; cobertura = *mulching*; Anual = cultivos agrícolas



Fonte: Autor.

Figura 12 – Emergência entre grupos funcionais nos tratamentos época do ano, *mulching* e cultivos agrícolas. As barras representam o erro padrão. Legenda: C/ = com; S/ = sem; cobertura = *mulching*; Anual = cultivos agrícolas

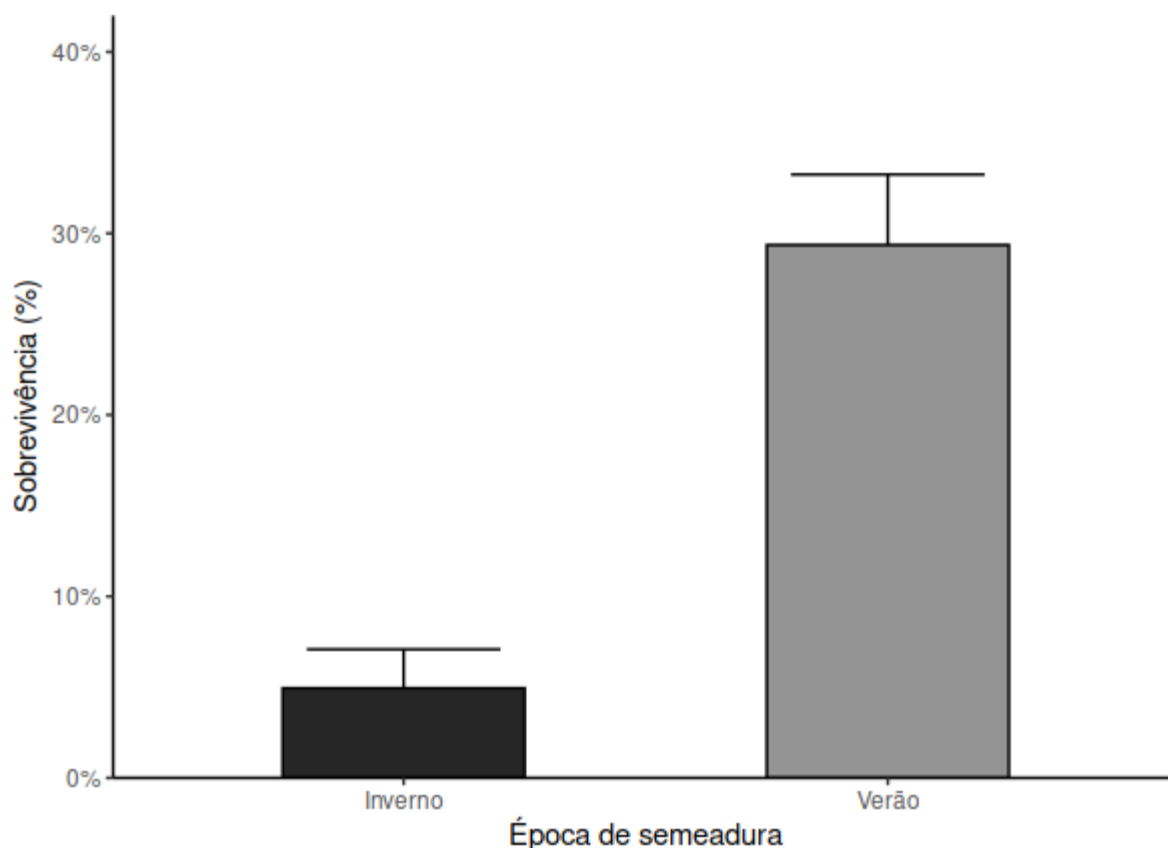


Fonte: Autor.

As espécies arbóreas apresentaram comportamentos distintos nas duas épocas estudadas, mesmo a maior parte delas tendo emergido em ambas. No verão, *Parapiptadenia rigida* e no inverno *Allophylus edulis* não tiveram emergência registrada, respectivamente. *Schinus terebinthifolia* foi a espécie que menos emergiu no verão ($n = 3$ indivíduos). No inverno, *Peltophorum dubium* teve o menor número de indivíduos emergidos ($n = 1$ indivíduo) (Apêndice A).

Com relação a sobrevivência e a época do ano estudada, o verão também se mostrou superior ao inverno. Do total de indivíduos emergidos, a sobrevivência no verão foi de 29,36% ($\pm 3,88\%$), enquanto no inverno foi de 4,9% ($\pm 2,14\%$), apresentando diferença significativa (GLMM; $P < 0,005$; Tabela 2; Figura 13).

Figura 13 – Sobrevivência entre as épocas estudadas. As barras representam o erro padrão



Fonte: Autor.

Ao realizar a análise dos tratamentos *mulching* e cultivos agrícolas, foi possível observar que as maiores taxas de sobrevivência se deram no tratamento com *mulching* (GLMM; $P < 0,05$; Tabela 4). Para cada tratamento houve um número final de indivíduos, sendo os tratamentos com *mulching* os que apresentaram maior quantidade por metro (Tabela 5). O tratamento cultivos agrícolas não apresentou diferenças significativas. Sobre as interações entre os tratamentos, todos os tratamentos na época do inverno tiveram as menores taxas de sobrevivência, diferindo significativamente dos demais tratamentos de verão (GLMM; $P < 0,05$; Tabela 6; Figura 14).

Quando analisadas as interações entre tratamentos e grupos de ocupação, foi possível observar que no inverno as espécies secundárias apresentaram as maiores taxas de sobrevivência no tratamento Com cultivos + *mulching*, diferindo

significativamente das plantas pioneiras (GLMM; $P < 0,05$; Figura 15; Apêndice E). No verão, as taxas mais altas de sobrevivência também foram observadas dentro do grupo das plantas secundárias, porém em todos os tratamentos, apresentando diferença significativa com relação as plantas pioneiras (GLMM; $P < 0,05$; Figura 15; Apêndice E). Isso aconteceu pois *Syagrus rommanzofiana*, espécie secundária, foi a que teve maior taxa de sobrevivência em ambas as épocas testadas, elevando as médias dentro do grupo (Apêndice B).

No verão, do total de 1069 plantas emergidas, 316 sobreviveram em 80m lineares, em uma área de 240m² (80x3), obtendo entre 3,05 e 5,05 indivíduos por metro linear após 12 meses de semeadura nos diferentes tratamentos. Extrapolando estes valores para um hectare, haveria entre 10156,5 e 16816,5 indivíduos/ha (Tabela 5). No inverno, 29 indivíduos se estabeleceram em 80m lineares, obtendo entre 0,8 e 0,25 indivíduos por metro linear nos diferentes tratamentos, valores que alcançariam entre 660 e 2640 indivíduos/ha (Tabela 5).

Tabela 4 – Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) comparando a sobrevivência entre época, *mulching* e cultivos agrícolas. Legenda: * = diferença significativa ($p < 0,05$)

	Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
Intercepto	-3.236	0.231	-13.979	<0,05*
Sem cultivo	-0.098	0.181	-0.541	0.588
Sem cobertura	-0.514	0.182	-2.818	<0,05*
Verão	2.404	0.229	10.484	<0,05*

Fonte: Autor.

Tabela 5 – Média de indivíduos nos tratamentos cultivos agrícolas e *mulching* no verão e no inverno após 12 meses de semeadura. Legenda: C/ = com; S/ = sem; anual = cultivos agrícolas

Verão	Média de indivíduos por metro	Média de indivíduos por hectare
C/anual C/cobertura	4,55 ($\pm 2,89$)	15318 (± 9537)
C/anual S/cobertura	3,05 ($\pm 1,93$)	10156,5 ($\pm 6426,9$)
S/anual C/cobertura	5,05 ($\pm 2,45$)	16816,5 (± 8085)
S/anual S/cobertura	3,1 ($\pm 2,33$)	10323 (± 7689)
Inverno	Média de indivíduos por metro	Média de indivíduos por hectare
C/anual C/cobertura	0,8 ($\pm 1,19$)	2640 (± 3948)
C/anual S/cobertura	0,2 ($\pm 0,52$)	660 (± 1726)
S/anual C/cobertura	0,2 ($\pm 0,52$)	660 (± 1726)
S/anual S/cobertura	0,25 ($\pm 0,55$)	825 (± 1815)

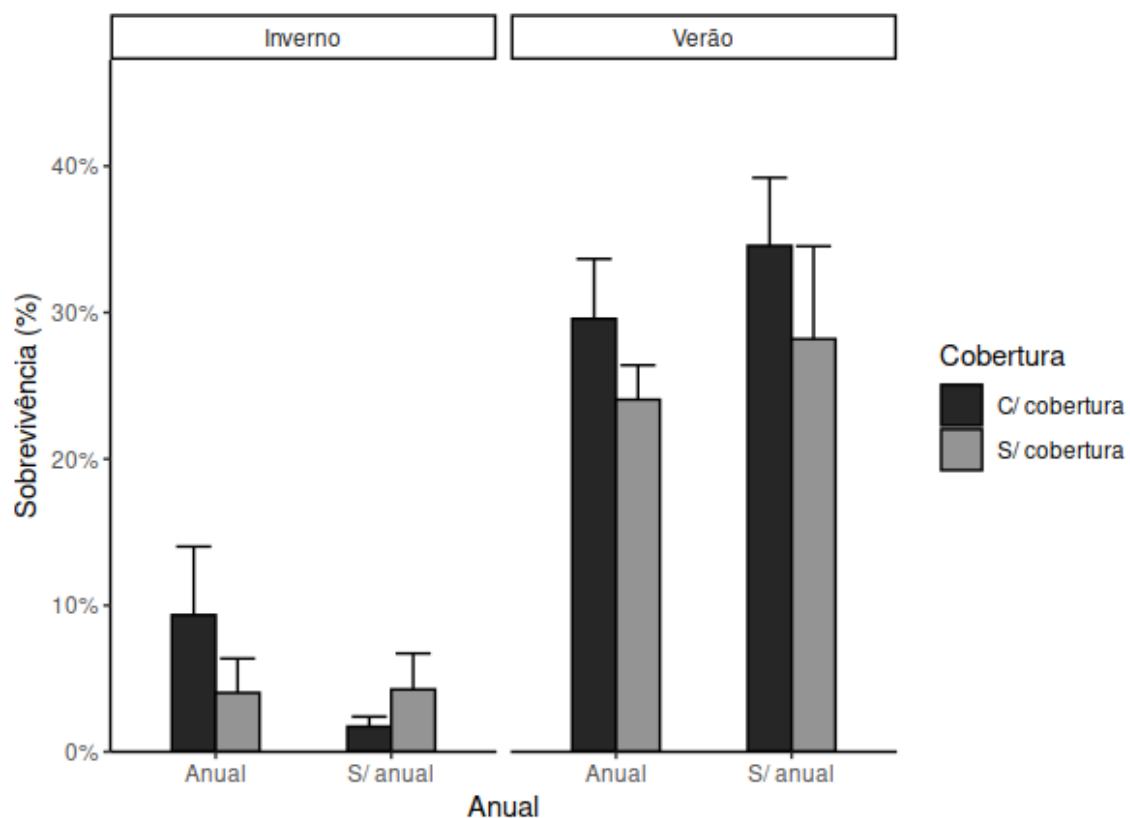
Fonte: Autor.

Tabela 6 – Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) comparando a sobrevivência entre todos os tratamentos. Legenda: C/cob = Com cobertura; S/ cob = Sem cobertura; C/cult = Com cultivo agrícola; S/cult = Sem cultivo agrícola; * = diferença significativa ($P < 0,05$)

	Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
Intercepto	-1.353	0.20838	-6.495	<0,01*
Inverno C/cob C/cult	-1.355	0.36499	-3.711	<0,01*
Inverno C/cob S/cult	-2.740	0.56632	-4.840	<0,01*
Inverno S/cob C/cult	-2.740	0.56633	-4.840	<0,01*
Inverno S/cob S/cult	-2.517	0.52031	-4.839	<0,01*
Verão C/cob C/cult	0.39465	0.28563	1.382	0.167067
Verão C/cob S/cult	0.48798	0.28393	1.719	0.085673
Verão S/cob C/cult	-0.01626	0.29514	-0.055	0.956053

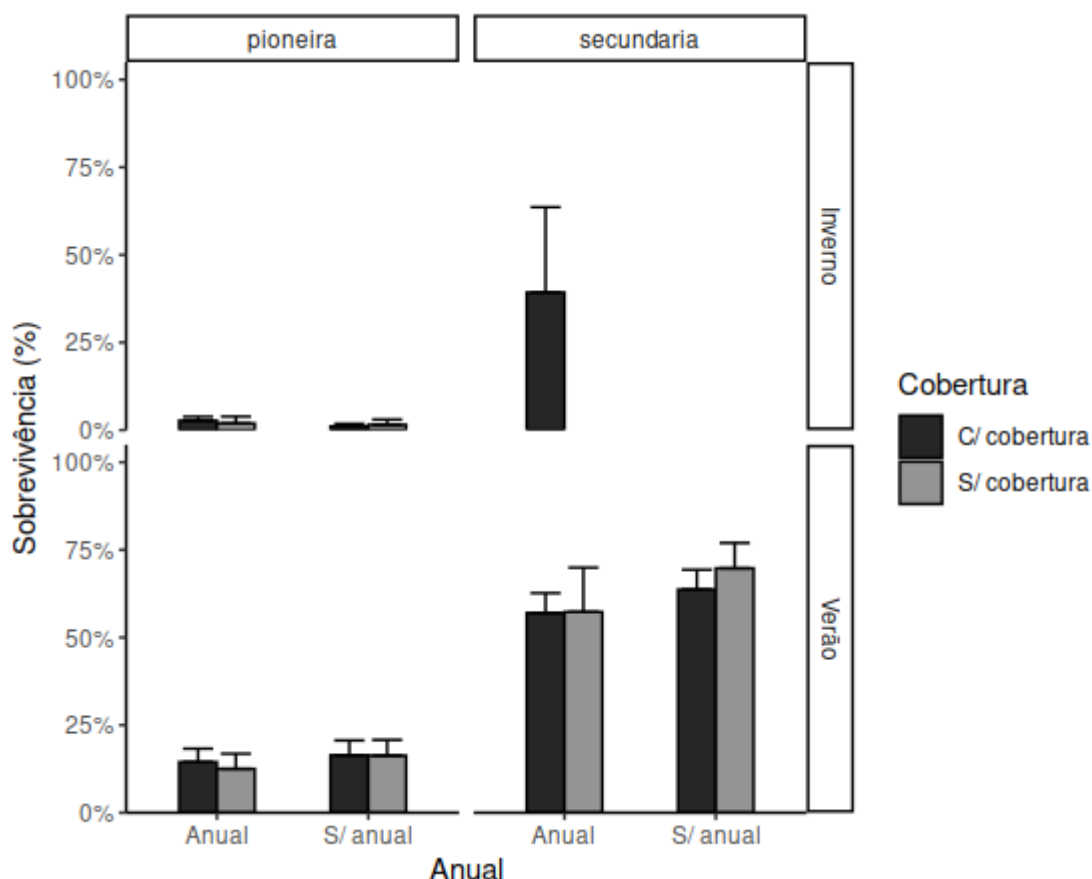
Fonte: Autor.

Figura 14 – Sobrevivência nos tratamentos época do ano, *mulching* e cultivos agrícolas. As barras representam o erro padrão. Legenda: C/ = com; S/ = sem; cobertura = *mulching*; Anual = cultivos agrícolas



Fonte: Autor.

Figura 15 – Sobrevivência entre grupos funcionais nos tratamentos época do ano, *mulching* e cultivos agrícolas. As barras representam o erro padrão. Legenda: C/ = com; S/ = sem; cobertura = *mulching*; Anual = cultivos agrícolas



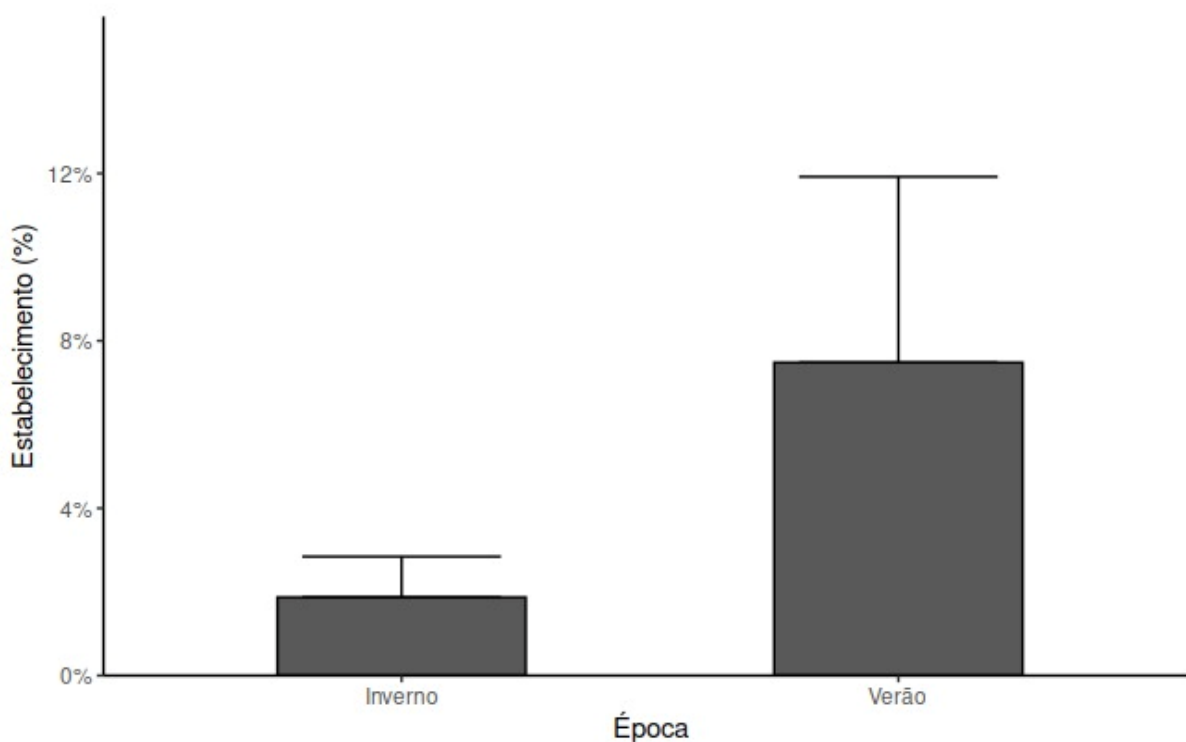
Fonte: Autor.

Com relação ao estabelecimento, ao comparar as duas épocas do ano, foi possível observar que o verão também se mostrou mais favorável, com a taxa de estabelecimento de 7,48% ($\pm 4,44\%$) e no inverno 1,87% ($\pm 0,97\%$) (GLMM; $P < 0,05$; Tabela 2; Figura 16). Os tratamentos *mulching* e cultivos agrícolas não apresentaram diferenças significativas. No entanto, quando analisadas as interações entre esses tratamentos, foram observadas interações significativas (GLMM; $P < 0,05$; Tabela 7; Figura 17). Essas interações se deram no inverno, nos tratamentos sem cultivos agrícolas, com ou sem cobertura do solo, e no tratamento com cultivos agrícolas e sem *mulching*, que apresentaram as menores taxas de estabelecimento de mudas. Ao analisar as interações entre tratamentos e grupos de ocupação, foi observado que

no inverno as plantas secundárias apresentaram as maiores taxas de estabelecimento no tratamento Com cultivos + *mulching*, diferindo significativamente das plantas pioneiras (GLMM; $P < 0,05$; Figura 18; Apêndice F).

No verão, as taxas mais altas de estabelecimento também estão dentro do grupo das plantas secundárias, sendo os tratamentos Com *mulching* os que apresentaram as maiores médias, diferindo significativamente do tratamento Sem *mulching* e das médias de estabelecimento das plantas pioneiras (GLMM; $P < 0,05$; Figura 18; Apêndice F). Para cada tratamento foram necessárias quantidades diferentes de sementes para estabelecer um indivíduo dentro de cada grupo funcional, e estas foram calculadas levando em consideração as sementes viáveis de cada espécie que estava presente após 12 meses da semeadura (Figura 19; Apêndice K).

Figura 16 – Estabelecimento entre épocas do ano. As barras representam o erro padrão



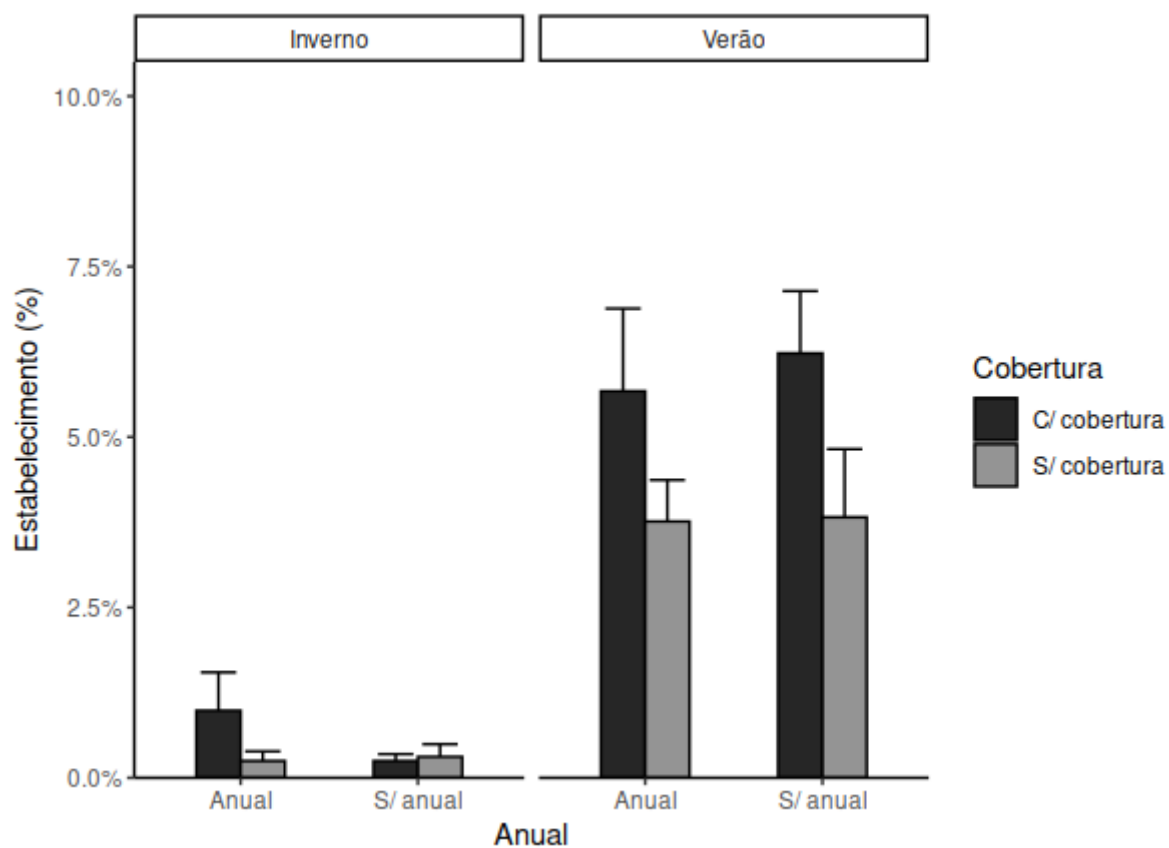
Fonte: Autor.

Tabela 7 - Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) comparando o estabelecimento entre os tratamentos época do ano, *mulching* e cultivos agrícolas. Legenda: C/cob = Com cobertura; S/ cob = Sem cobertura; C/cult = Com cultivo agrícola; S/cult = Sem cultivo agrícola; * = diferença significativa ($P < 0,05$)

	Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
Intercepto	-3.26581	0.32093	-10.176	<0,01*
Inverno C/cob C/cult	-1.27823	0.69367	-1.843	0.0654
Inverno C/cob S/cult	-2.74008	1.31685	-2.081	<0,01*
Inverno S/cob C/cult	-2.74289	1.31685	-2.083	<0,01*
Inverno S/cob S/cult	-2.49399	1.13819	-2.191	<0,01*
Verão C/cob C/cult	0.41665	0.41693	0.999	0.3176
Verão C/cob S/cult	0.54575	0.40722	1.340	0.1802
Verão S/cob C/cult	-0.01637	0.46193	-0.035	0.9717

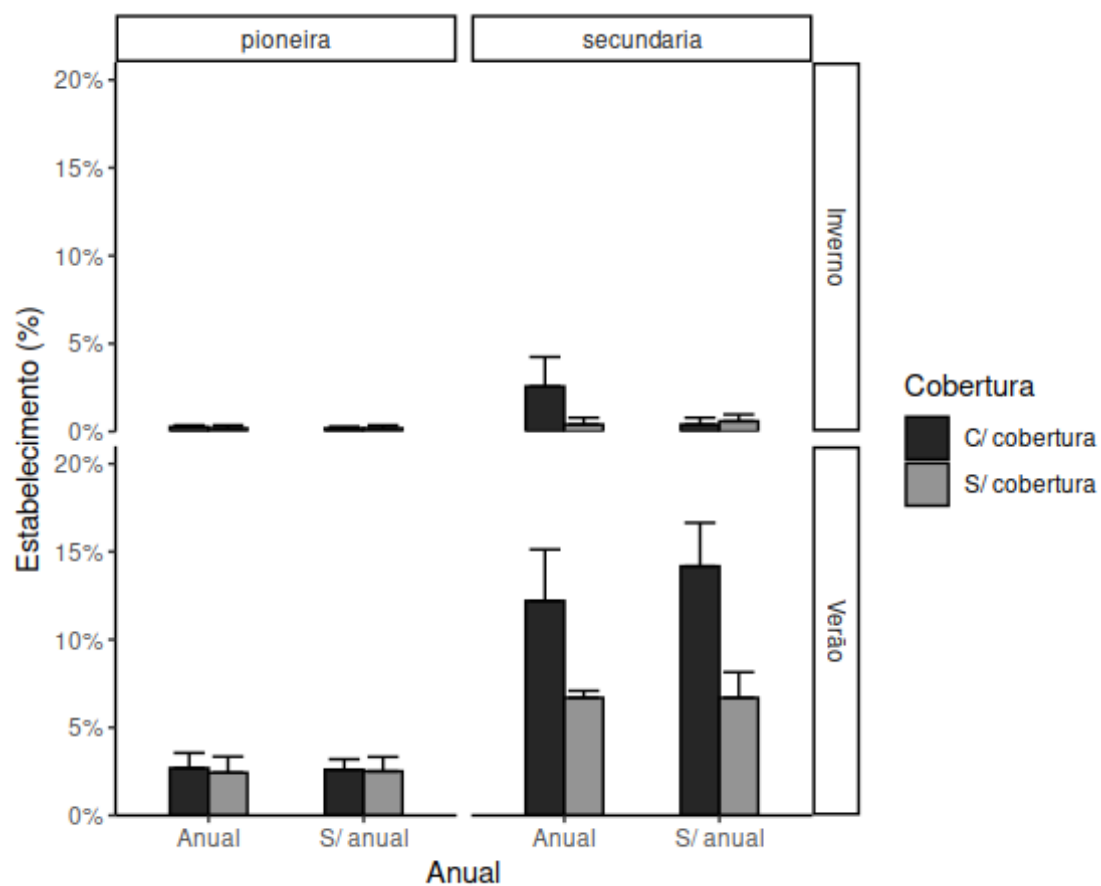
Fonte: Autor.

Figura 17 – Estabelecimento nos tratamentos época do ano, *mulching* e cultivos agrícolas. As barras representam o erro padrão. Legenda: C/ = com; S/ = sem; cobertura = *mulching*; Anual = cultivos agrícolas



Fonte: Autor.

Figura 18 – Estabelecimento entre grupos funcionais nos tratamentos época do ano, *mulching* e cultivos agrícolas. As barras representam o erro padrão. Legenda: C/ = com; S/ = sem; cobertura = *mulching*; Anual = cultivos agrícolas



Fonte: Autor.

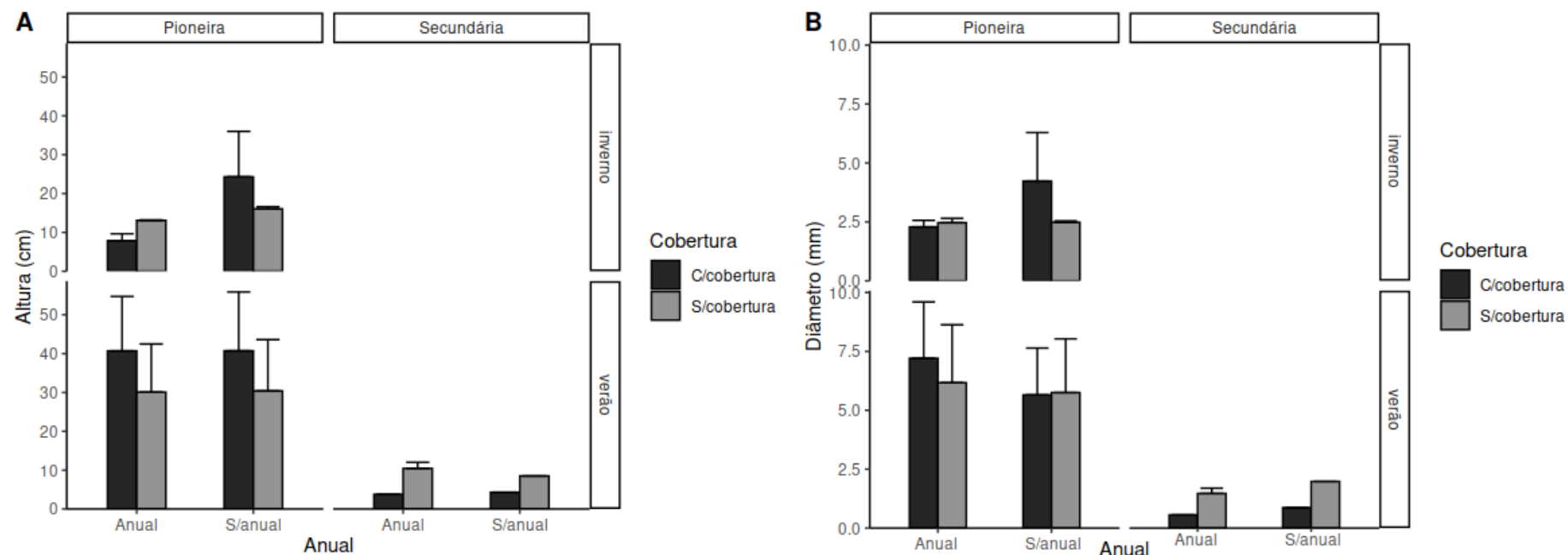
Figura 19 – Número de sementes viáveis para estabelecer um indivíduo no verão e no inverno nos tratamentos cultivos agrícolas e *mulching* em cada grupo funcional. Legenda: C/ = com; S/ = sem; anual = cultivos agrícolas; cobertura = *mulching*

	Pioneiras	Secundárias
Verão	Sementes / indivíduo	Sementes / indivíduo
C/ anual C/ cobertura	43,83 ($\pm 41,49$)	72,65 ($\pm 84,33$)
C/ anual S/ cobertura	69,64 ($\pm 41,86$)	27,37 ($\pm 22,78$)
S/ anual C/ cobertura	42,52 ($\pm 41,28$)	72,56 ($\pm 84,45$)
S/ anual S/ cobertura	80,84 ($\pm 72,61$)	73,21 ($\pm 83,63$)
Inverno		
C/ anual C/ cobertura	103 ($\pm 72,12$)	9,23 ($\pm 9,23$)
C/ anual S/ cobertura	116 ($\pm 53,74$)	60 (± 60)
S/ anual C/ cobertura	155 ($\pm 1,41$)	60 (± 60)
S/ anual S/ cobertura	116 ($\pm 53,74$)	40 (± 40)

Fonte: Autor.

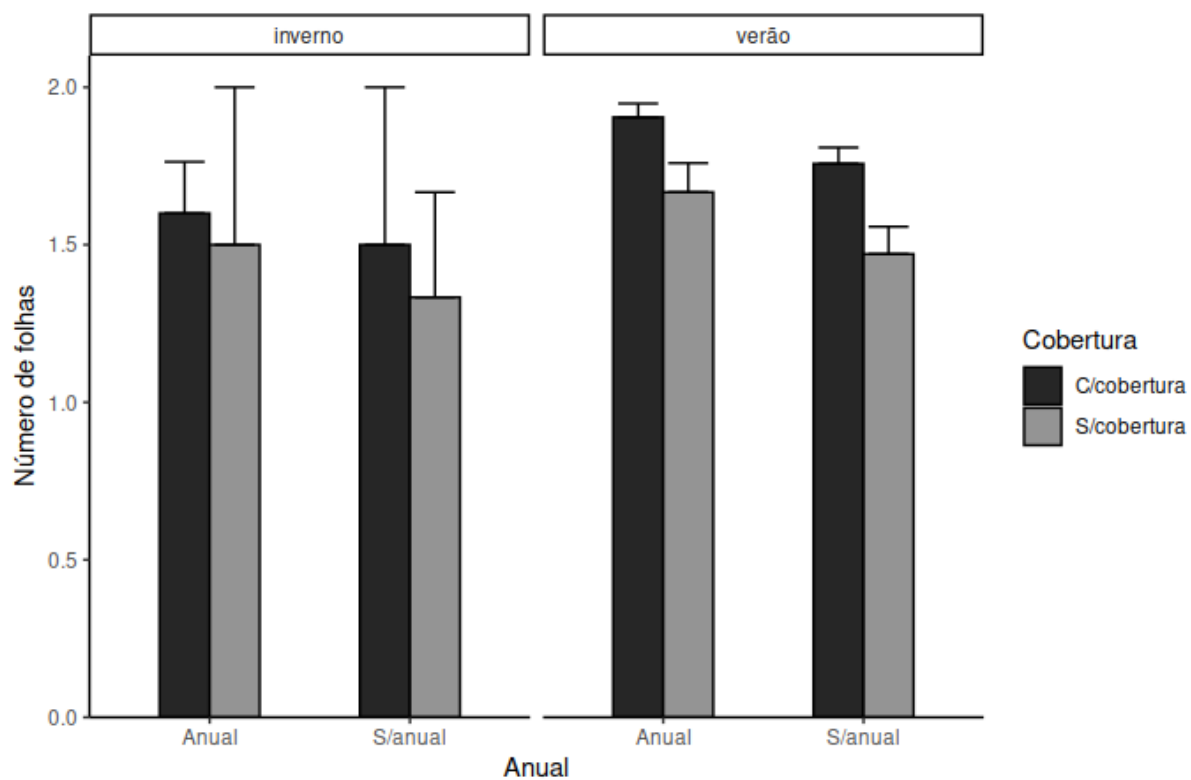
As médias de altura e diâmetro foram analisadas entre os grupos de espécies pioneiras e secundárias, e número de folhas para *Syagrus romanzoffiana* (Figura 20; Figura 21; Apêndice G; Apêndice H). No inverno a única espécie secundária após doze meses de semeadura foi *Syagrus romanzoffiana*, sendo as plantas pioneiras as únicas que tiveram as alturas e diâmetro coletadas. No verão, as plantas pioneiras também apresentaram as maiores médias de altura e diâmetro, independente do tratamento analisado, porém não diferiram significativamente das plantas secundárias (Apêndice G; Apêndice H). Além disso, para o diâmetro foi observada interação entre *mulching* e o grupo de plantas secundárias, sendo as maiores médias do grupo encontradas nos tratamentos Sem *mulching* (GLMM; $P < 0,05$; Apêndice H).

Figura 20 – Altura e diâmetro das plantas pioneiras e secundárias após doze meses de semeadura no verão e inverno. As barras representam o erro padrão. Legenda: A = Altura; B = Diâmetro; cm = centímetros; mm = milímetros; C/ = com; S/ = sem; cobertura = *mulching*; Anual = cultivos agrícolas



Fonte: Autor.

Figura 21 – Número de folhas de *Syagrus romanzoffiana* no verão e inverno. Legenda: C/ = com; S/ = sem; cobertura = *mulching*; Anual = cultivos agrícolas



Fonte: Autor.

DISCUSSÃO

A semeadura direta é uma prática bastante comum para restauração ecológica de florestas tropicais (CECCON et al., 2016). Estudos que avaliam a semeadura direta para restauração ecológica de florestas de clima subtropical, como as florestas estacionais do Sul Brasil, ainda são escassos (DE SOUZA, 2022). O clima subtropical da região Sul do Brasil é marcado pela grande variação de temperatura, com verão quente e úmido e inverno com temperaturas mínimas de até -6°C (EMBRAPA, 2012). Tais características afetam diretamente as taxas de emergência, sobrevivência e estabelecimento de espécies arbóreas (RORATO et al., 2018). Nossos dados corroboram tal afirmação, demonstrando que além de afetar a sobrevivência das mudas, o frio reduz as taxas de emergência, sendo, até onde sabemos, pioneiro na avaliação da melhor época para semear espécies arbóreas para restauração ecológica em florestas subtropicais.

Isso ocorre, pois, a temperatura é um fator importante para dar início nos processos de germinação das sementes, sendo a faixa ideal para a maioria das espécies florestais entre 25° e 30°C (BRANCALION et al., 2010). No verão a taxa média de emergência foi de 16,47% ($\pm 1,19\%$), valores mais altos em relação aos apresentados em outros estudos realizados em regiões de clima subtropical (PIERRY, 2017; GAZZOLA, 2021), porém inferiores aos 24% descritos por Molina (2023) em trabalho realizado na mesma área, porém na primavera. Desta forma, podemos garantir, com segurança, que taxas de emergência similares às encontradas em florestas tropicais (CECCON et al., 2016; PELIZZARO et al., 2017) podem ser obtidas em florestas subtropicais se a operação de semeadura ocorrer entre a primavera e o verão.

O grupo das plantas pioneiras apresentou as maiores quantidades de espécies emergidas, sendo este um comportamento esperado dentro do processo de colonização da área em restauração (BRANCALION et al., 2015). As plantas pioneiras reúnem algumas características que são importantes para entender esse comportamento. Suas sementes germinam em ambientes a pleno sol ou em clareiras, pois são exigentes em luz e não toleram sombra, tanto para germinação quanto para crescimento e estabelecimento (SWAINE & WHITMORE, 1988). Também tendem a

ter a dormência quebrada quando a variação da temperatura do solo é grande, sendo os solos expostos à luz solar mais propícios para a sua germinação (VÁLIO & SCARPA, 2001).

Além disso, são espécies que possuem um rápido crescimento, alcançando o estágio reprodutivo dentro de um curto período e tem um ciclo de vida curto (geralmente menor que 20 anos) (BRANCALION et al., 2015). Mesmo assim, por ter apresentado os maiores valores de emergência quando comparado com as demais espécies, *Syagrus romanzoffiana* elevou a média das plantas secundárias e se destacou dentro do respectivo grupo funcional. Possivelmente isso aconteceu pois ela apresenta comportamento de planta secundária inicial e, além disso, é a palmeira mais abundante nas florestas do sul do Brasil (GUARINO et al., 2018).

Também foi possível observar uma relação entre emergência e tamanho das sementes, fato que é amplamente relatado (HOSSAIN et al. 2014; CECCON et al. 2016; PIERRY, 2017; MOLINA, 2023). No grupo das pioneiras, com exceção de *Bixa orellana*, as espécies que mais emergiram são classificadas como intermediárias (*R. communis*, *E. contortisiliquum*, *Bauhinia forficata*), e as que apresentaram os menores valores (*Allophylus edulis*, *Acacia mearnsii* e *Schinus terebinthifolia*), classificadas como pequena. Para as espécies secundárias esse padrão também se repete, com *Syagrus romanzoffiana* (sementes grandes) a espécie que mais emergiu.

As espécies que possuem sementes maiores provêm de maiores quantidades de reserva e tendem a ter maiores taxas de emergência quando comparadas com sementes pequenas (DOUST et al., 2006; LAMB, 2011). Com uma maior reserva de energia e nutrientes, desenvolvem a raiz principal rapidamente, conferindo a essas espécies a capacidade de sobreviver a períodos de seca e outros estresses (WILLOUGHBY et al., 2004), como a competição com outras plantas (TURNBULL et al., 2004). Elas também têm o potencial de germinação dentro de uma ampla faixa de temperatura, o que promove vantagens sobre sementes menores (BURTON & BAZZAZ, 1995). Além disso, Kitajima & Fenner (2000) relataram uma relação positiva entre as sementes grandes e sua capacidade de adaptação para germinar cobertas com solo e serrapilheira.

Outro fator que pode ter relação com a emergência das espécies arbóreas é a época de frutificação. *Allophylus edulis* não apresentou emergência no inverno, sendo

a época de frutificação da espécie entre os meses de novembro e dezembro (primavera-verão) (GUARINO et al., 2018). *Parapiptadenia rigida* não apresentou emergência na época do verão, e a frutificação da espécie ocorre entre os meses de julho e agosto (inverno) (GUARINO et al., 2018). *Bauhinia forficata* e *C. fissilis* emergiram em ambas as épocas do estudo, e suas épocas de frutificação ocorrem nos meses finais do inverno e entrada da primavera (GUARINO et al., 2018).

Outras emergiram em maior quantidade na sua respectiva época de frutificação (*Peltophorum dubium*, *E. contortisiliquum*, *Bixa orellana*) (CARVALHO, 2014). Mesmo assim, houve espécies que não mantiveram este comportamento e emergiram em ambas as épocas, podendo para estas não haver uma relação direta com a época de frutificação e sua emergência (*R. communis*, *A. mearnsii*, *Syagrus romanzoffiana*, *Schinus terebinthifolia*, *Cordia tricotama*).

Allophylus edulis possivelmente tem a dormência quebrada com temperaturas médias mais elevadas que as apresentadas no inverno. Por ser recalcitrante (GUARINO et al. 2018), possivelmente perdeu a viabilidade das sementes em um curto período, não apresentando emergência mesmo com o aumento da temperatura após a semeadura de inverno. *Parapiptadenia rigida* não mantém a viabilidade de sementes quando armazenadas (GUARINO et al., 2018), fator que inviabilizou sua emergência no verão por ter permanecido armazenada por longo período.

Bauhinia forficata, *C. fissilis*, *Peltophorum dubium*, *E. contortisiliquum*, *Bixa orellana*, *R. communis*, *A. mearnsii*, *Syagrus romanzoffiana*, *Schinus terebinthifolia* e *Cordia tricotoma* emergiram em ambas as épocas do ano, apresentando ampla faixa de temperatura para superar a dormência. A maioria delas são sementes ortodoxas e mantém a viabilidade por longo período (CARVALHO, 2014; CAMPOS-FILHO & SARTORELLI, 2015; GUARINO et al., 2018) com exceção de *cordia trichotoma*, *schinus terebinthifolia* e *syagrus romanzoffiana*, recalcitrantes. Mesmo com essa característica, *Cordia trichotoma* quando armazenada corretamente mantém o vigor das sementes (GUARINO et al; 2018). *Schinus terebinthifolia* teve uma redução grande de indivíduos emergidos entre inverno e verão (48 e 3 respectivamente), também em função do período de armazenamento, e *Syagrus romanzoffiana* foi coletada próxima a semeadura em ambas épocas do ano.

A utilização de *mulching* também favoreceu a emergência das espécies arbóreas nas duas épocas do estudo. Os benefícios do seu uso foram confirmados também por outros autores. O *mulching* contribui não só para evitar a erosão do solo (BURTON et al., 2006), mas também como controle de plantas espontâneas indesejadas (MARTINS et al. 2011), sem reduzir fortemente a germinação das espécies arbóreas (SILVA & VIEIRA, 2017). Sua utilização pode trazer benefícios como a proteção contra a dessecação das sementes (DOUST et al. 2006; VIEIRA & SCARIOT 2006; SOVU et al., 2010), pois contribui com a manutenção da umidade do solo, favorecendo o processo de germinação.

Aguirre et al. (2015) relataram que o recobrimento de sementes contribuiu para a germinação e estabelecimento das espécies arbóreas. O *mulching* também afeta positivamente a restauração florestal (SILVA et al., 2015), contribuindo para a emergência de todas as espécies estudadas, diferente do relatado por Guarino & Scariot (2014), que associaram os benefícios da cobertura como um fator intraespecífico.

Por outro lado, outros estudos em diferentes biomas demonstraram que a ausência de cobertura após a semeadura pode não interferir ou promover melhor taxas de emergência de algumas espécies, independentemente do tamanho da semente (VIEIRA & SCARIOT 2006; SILVA & VIEIRA 2017). O tratamento que apresentou maior emergência no presente estudo (verão + *mulching* + cultivos agrícolas) tem relação com as melhores faixas de temperatura para germinação, umidade do solo e temperaturas mais amenas por conta da menor incidência direta de radiação solar gerada pela presença das plantas de milho.

Resultados utilizando o milho em consórcios para alterar a incidência de radiação solar apontaram a cultura como potencial promotora de sombreamento (NOVELINI et al. 2018). Em trabalho realizado na mesma região do presente estudo, Molina (2023) também apontou incrementos na germinação de arbóreas em semeadura direta com *mulching* e cultivos agrícolas.

A sobrevivência e o estabelecimento das espécies arbóreas também tiveram relação direta com a época de semeadura. No inverno, o único tratamento que alcançou valores superiores ao plantio de mudas convencional foi com cultivos e com *mulching*, porém apresentou apenas duas espécies, o que é considerada baixa

riqueza e baixo potencial de restauração (SOUZA; BATISTA, 2004). Já no verão foram observadas as maiores taxas, e o *mulching* foi o fator que proporcionou a maior sobrevivência das mudas, alcançando entre 15318 e 16816,5 indivíduos/ha (com ou sem cultivos agrícolas, respectivamente), valores até 10 vezes maior que o plantio de mudas convencional (BRANCALION et al. 2015).

A utilização do *mulching* proporcionou um ambiente favorável para a sobrevivência das arbóreas pois evitou a mortalidade delas por meio da criação de microambientes com menores variações de temperatura. Mesmo a semeadura de verão (2023) tendo sido afetada por um ano com baixa oferta de chuvas causado pela La ñina (MATZENAUER; RADIN; MALUF, 2017), o *mulching* favoreceu a manutenção da umidade do solo e a ciclagem de nutrientes (DOUST et al., 2006; CAMPOS-FILHO et al. 2013).

Muitos estudos que avaliam os efeitos da cobertura das sementes, seja com solo ou *mulching* após a semeadura direta, indicam que melhores taxas de sobrevivência e estabelecimento são alcançadas, em comparação com a ausência de cobertura (DOUST et al. 2006; VIEIRA & SCARIOT 2006; GARCIA-ORTH & MARTINEZ RAMOS 2008; SOVU et al. 2010). Além disso, a cobertura protege as sementes de patógenos e predadores, grandes limitações para o estabelecimento de plantas usando a técnica de semeadura direta (DOUST et al. 2006; GARCIA-ORTH & MARTINEZ RAMOS 2008; SOVU et al. 2010; GUARINO & SCARIOT, 2014).

Assim como relacionada à emergência, o tamanho das sementes também está diretamente associado a capacidade de sobrevivência estabelecimento das espécies no campo (DOUST et al., 2008; PALMA & LAURANCE, 2015; CECCON et al., 2016), sendo as espécies com maiores sementes as que normalmente apresentam maiores taxas de estabelecimento. No presente estudo a única espécie com sementes grandes (*Syagrus romanzoffiana*) foi a que teve o maior número de indivíduos estabelecidos no verão, totalizando 192 indivíduos.

Em seguida, as espécies com tamanho de semente intermediário foram as que mais recrutaram indivíduos, com 92 indivíduos, sendo 58 da espécie *E. contortisiliquum*, 18 de *Bauhinia forficata* e 16 de *R. communis*. Por último, o grupo das sementes pequenas recrutou o total de 24 indivíduos, sendo 21 *Allophylus edulis*, oito *Peltophorum dubium* e um *Bixa orellana*.

Também foi possível associar a sobrevivência e estabelecimento da maior parte das espécies ao grupo de espécies pioneiras. Das oito espécies presentes após 12 meses de semeadura, cinco pertenciam ao grupo das pioneiras (62,5%) e três ao grupo de plantas secundárias (37,5%), sendo estes resultados próximos dos relatados por López (2020). Porém, as maiores médias estão associadas às plantas secundárias, pois *Syagrus romanzoffiana* foi a espécie que apresentou as maiores taxas.

As plantas secundárias geralmente ocorrem em ambientes com menor oferta de luminosidade e tendem a suceder as plantas pioneiras em florestas secundárias (BRANCALION et al. 2015). Elas são utilizadas em trabalhos de restauração como espécies de enriquecimento ou diversidade, sendo semeadas em locais onde o processo de sucessão já começou e existe cobertura de dossel presente (BONILLA-MOHENO & HOLL, 2010; COLE et al. 2011). Meli et al. (2018) também relata a utilização de espécies secundárias após 24 meses de implantação de plantas pioneiras, como ferramenta para diversificação do processo de sucessão na semeadura direta.

As taxas de sobrevivência e estabelecimento encontradas no presente estudo, mesmo tendo superado os plantios de mudas convencionais (BRANCALION et al. 2015), são menores que as encontradas em trabalhos de semeadura direta em regiões de clima subtropical (GRABAU et al., 2011; LAW et al. 2023), porém superaram as taxas encontradas por (INFALT & YOUNG, 2008), também em clima subtropical. Por terem sido testadas poucas espécies no presente estudo, houve o estabelecimento de uma comunidade com baixa riqueza de espécies, mas como existem espécies Pioneiras e Secundárias é possível que o processo de sucessão ecológica seja garantido (BRANCALION et al. 2015). Mesmo assim, existe a possibilidade de realizar outra intervenção com a finalidade de diversificar a área após um ou dois anos, buscando o enriquecimento por meio da introdução de outras espécies secundárias e climáticas, para aumentar a resiliência desse processo (RODRIGUES; GANDOLFI, 2007).

Com relação a altura e diâmetro das espécies arbóreas, houve diferenças estatísticas apenas no inverno, sendo o grupo das plantas pioneiras as que alcançaram as maiores médias. No verão, o único tratamento que apresentou

diferença significativa foi dentro do grupo de plantas secundárias, com cultivos agrícolas e com *mulching*, com as menores médias de diâmetro. Por serem plantas mais exigentes em luminosidade (BRANCALION et al., 2015), é possível que os cultivos agrícolas tenham interferido negativamente no crescimento em diâmetro das plantas secundárias.

Mesmo as médias sendo distintas e, aparentemente o grupo de plantas Pioneiras ter os maiores valores, houve uma grande variabilidade dentro do grupo por conta da presença de *Ricinus communis*. Essa foi a espécie que alcançou médias de 2m de altura e 35mm de diâmetro, enquanto as demais espécies do grupo apresentaram médias entre 5 - 15cm de altura e 0,5 - 2mm de diâmetro. As médias de altura e diâmetro das espécies secundárias variaram entre 4,5 - 12cm de altura e 0,8 – 1,8mm de diâmetro. Molina (2023) encontrou médias próximas para as espécies do presente estudo, porém não avaliou a diferença entre os grupos funcionais. Em estudo de semeadura direta com diferentes grupos funcionais, mesmo encontrando as maiores médias dentro do grupo das plantas Pioneiras, López (2020) não observou diferença estatísticas entre Pioneiras e Não Pioneiras.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo revela que nestas condições experimentais a melhor época para realizar a semeadura direta de espécies arbustivas, arbóreas e arborescentes no Sul do Brasil é o verão, isso pois foi nessa estação que foram observados os maiores valores de emergência, sobrevivência e estabelecimento das espécies estudadas. Essa época alcançou um número de indivíduos por hectare até 10 vezes superior ao plantio de mudas em espaçamento 3 m x 2 m, o qual é comumente utilizado em projetos de restauração no Brasil (BRANCALION, 2015). Ressalta-se a importância da utilização de espécies pioneiras, que foram o grupo funcional mais abundante 12 meses após a semeadura.

A utilização de *mulching* favoreceu as espécies utilizadas no presente estudo. Com o solo coberto, houve melhores índices de emergência, sobrevivência e estabelecimento das arbóreas, o que sugere que a semeadura direta com *mulching* alcança melhores desempenhos. Além disso, seu uso promove melhorias na qualidade do solo, mantém a umidade do solo e evita a erosão (BURTON et al., 2006; CAMPOS-FILHO et al. 2013). Os cultivos agrícolas favoreceram a emergência das espécies arbóreas no verão, mas não apresentaram relação direta com a sobrevivência e estabelecimento delas. Além disso, a Fava teve produtividade acima da média do Brasil (IBGE, 2022). Dessa forma, a utilização do milho e da fava em projetos de restauração florestal por meio da semeadura direta em sistemas agroflorestais é indicada, especialmente em propriedades agrícolas familiares, para garantir a autonomia e segurança alimentar dos agricultores. Estes resultados trazem a possibilidade de não só utilizar espécies agrícolas de retorno rápido, tanto econômico quanto alimentício, mas também sugerem que sua utilização favorece as espécies arbóreas nos estágios iniciais da restauração.

Devido ao número baixo de espécies testadas, houve uma baixa riqueza registrada após doze meses de semeadura. Sendo assim, é necessário seguir avaliando e monitorando a semeadura direta para restauração florestal, para melhor compreender os processos de estabelecimento e sucessão ecológica da área estudada, além de avaliar a possibilidade de enriquecer a área com a semeadura direta de espécies secundárias e climáticas.

REFERÊNCIAS

- AGUIRRE, A. G. **Avaliação do potencial da regeneração natural e o uso da semeadura direta e estaquia como técnicas de restauração**. 2012. Dissertação (Mestrado em ciências; Programa: Recursos florestais) Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2012.
- AGUIRRE, A. G. et al. Potencial da semeadura direta na restauração florestal de pastagem abandonada no município de Piracaia, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, p. 629-640, 2015.
- ALVARES, C.A. et al. Köppen’s climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, n. 22, v. 6, p. 711-728, 2013.
- AMADOR, D. B.. Restauração de ecossistemas com sistemas agroflorestais. **Restauração de ecossistemas naturais. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais–FEPAF. São Paulo. Botucatu**, 2003.
- BATES, D.; MÄCHLER, M.; BOLKER, B.; AND WALKER, S. Fitting Linear Mixed-Effects models using lme4. **J. Stat. Softw.**, 67, 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>, 2015.
- BALSAN, R. Impactos decorrentes da modernização da agricultura brasileira. **Campo-Território: Revista de Geografia Agrária**, Uberlândia, v.1, n.2, p.123-151, 2006.
- BELTRAME, Tiago Pavan; RODRIGUES, Efraim. Feijão guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) na restauração de florestas tropicais. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 28, n. 1, p. 19-28, 2007.
- BONILLA-MOHENO, Martha; HOLL, Karen D. Direct seeding to restore tropical mature-forest species in areas of slash-and-burn agriculture. **Restoration Ecology**, v. 18, p. 438-445, 2010.

BRANCALION, P. H. S, et. al. **Ensaio em Biociências**. Botucatu: Instituto de Biociências - Unesp, 2009. p.24- 30.

BRANCALION, P. H. S.; NOVENBRE, A. D. D. L. C.; RODRIGUES, R. R. Temperatura ótima de germinação de sementes de espécies arbóreas brasileiras. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 32, p. 15-21, 2010.

Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis no 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis no 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 10 dez. 2023.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Regras para análises de sementes**. Brasília, 2009. 395 p.

BURTON, C. M. et al. 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.

BURTON, P. J.; BAZZAZ, F. A. Ecophysiological responses of tree seedlings invading different patches of old-field vegetation. **Journal of Ecology**, p. 99-112, 1995.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional process. **Turrialba**, v.1, n.15, p. 42-44, 1965.

CAMARGO J. L. C., FERRAZ I. D. K., IMAKAWA A. M. Rehabilitation of degraded areas of central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. **Restoration Ecology**, v. 10, p. 636-644, 2002.

CAMPOS FILHO, E. M.; COSTA, J. N. M. N. da; SOUSA, O. L. de; JUNQUEIRA, R. G. P. Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu, Central Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 32, p. 702-727, 2013.

CAMPOS FILHO, E. M.; SARTORELLI, P. A. R. Guia de identificação de espécies-chave para a restauração florestal na região de Alto Teles Pires Mato Grosso. **São Paulo: The Nature Conservancy**, 2015.

CANUTO, J. C. et al. Os sistemas agroflorestais biodiversos na perspectiva da segurança alimentar. 2017. In: Embrapa Meio Ambiente - Artigo em anais de congresso, JC na Escola Ciência, Tecnologia e Sociedade: mobilizar o conhecimento para alimentar o Brasil. 2. ed. São Paulo, 2017. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1085784/1/2017AA54.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2023.

CAPOANE, V.; KUPLICH, T. M.. Expansão da agricultura no bioma Pampa. **8ª Reunião de Estudos Ambientais**, 2018.

CARVALHO, P. E. R. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília: Embrapa publicações 2014.

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 & Development**, v. 27, n. 3, p. 511-520, 2016.

CHAPMAN, C. A.; CHAPMAN, L.J. Forest restoration in abandoned agricultural land: a case study from EastAfrica. **Conservation Biology**, Boston, v. 13, n. 6, p. 1301-1311, 1999.

CLEWELL, A. F.; ARONSON, J. **Ecological restoration**: principles, values, and structure of an emerging profession. Washington, DC: Island Press, 2007. 232p.

COLE, R. J., et al. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1590-1597, 2011.

COOMES, D. A.; GRUBB, P. J. Colonization, tolerance, competition and seed-size variation within functional groups. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, n. 6, p. 283-291, 2003.

CUNHA, N. G. da; SILVEIRA, RJ da C.; DA COSTA, F. A. Estudos de solos da Estação Experimental Cascata. 2017. (EMBRAPA-CPACT, Brasil). Serie Documentos. no. 183/2017.

DE SOUZA, Diego C. Forest restoration by direct seeding: a global bibliometric analysis. **Restoration Ecology**, v. 30, n. 8, p. e13631, 2022.

DE STEVEN, S. Experiments on mechanisms of tree establishment in old-field succession: seedling emergence. **Ecology**, Tempe, v. 72, n. 3, p. 1006-1075, 1991.

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**, Amsterdam, v. 234, n. 1-3, p. 333-343, 2006.

DURIGAN, G., GUERIN, N. & COSTA, J. N. M. N. Ecological restoration of Xingu Basin headwaters: motivations, engagement, challenges and perspectives. **Phil Trans R Soc B**, v. 368, p. 1-9, 2013.

EMBRAPA. Atlas Climático da Região Sul do Brasil: Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. DF. Brasília: Embrapa publicações, 2012. p. 334.

EMBRAPA. Código florestal, 2012. Disponível em: <https://www.embrapa.br/codigo-florestal>. Acesso em: 16 dez. 2023.

FERREIRA, R.A. **Estudo da semeadura direta visando à implantação de matas ciliares**. 2002. Tese (Doutorado em Fitotecnia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2002.

FUNCATE. Fundação de Ciências, Aplicações e Tecnologias Espaciais. Mapa de vegetação nativa nas áreas de aplicação da lei nº 11.428/2006 - Lei da Mata Atlântica, ano base 2009. São José dos Campos, SP. 2015.

GARCIA-ORTH, X. & MARTINEZ-RAMOS, M. Seed dynamics of early and late successional tree species in tropical abandoned pastures: Seed burial as a way of evading predation. **Restoration Ecology**, v.16, p. 435-443, 2007.

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

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Metodologias de restauração florestal. In: FUNDAÇÃO CARGILL (Coord.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo, 2007. p. 109-144.

GAZZOLA, M. D. **Semeando a restauração ecológica: semeadura direta de espécies florestais na transição Pampa–Mata Atlântica**. 2021. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria.

GOMES GUARINO, E. D. S. & SCARIOT, A. Direct seeding of dry forest tree species in abandoned pastures: effects of grass canopy and seed burial on germination. **Ecological Research**, v. 29, p. 473-482, 2014.

GRABAU, Matthew R. et al. Direct seeding for riparian tree re-vegetation: Small-scale field study of seeding methods and irrigation techniques. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 6, p. 864-872, 2011.

GUARINO, E. et al. Guia para identificação de mudas de espécies arbóreas indicadas para restauração florestal no Rio Grande do Sul. Brasília: Embrapa publicações, 2023. p. 168.

GUARINO, E. et al. Espécies de plantas prioritárias para projetos de restauração ecológica em diferentes formações vegetais no bioma Pampa: primeira aproximação. Brasília: Embrapa publicações, 2018. p. 80.

GUERRA, A. et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest ecology and Management**, v. 458, p. 117802, 2020.

GUTERRES, I. **Agroecologia militante**: contribuições de Enio Gueterres. São Paulo: Expressão Popular, 2006.184p.

HOSSAIN, Farzana et al. Effectiveness of direct seeding for forest restoration on severely degraded land in Lampang Province, Thailand. **Open Journal of Forestry**, v. 4, n. 05, p. 512, 2014.

INFALT, Susan B.; YOUNG, Truman P. Forest Restoration in Campgrounds at Kings Canyon National Park, California. **Ecological restoration**, p. 302-310, 2008.

INMET, NORMAIS CLIMATOLÓGICAS. **Instituto Nacional De Meteorologia**, 2023. Disponível em: Portal INMET. Acesso em: 21 dez. 2023.

INSTITUTOS NACIONAIS DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA. **Biomás / Pampa**. Disponível em: <http://inct-bionat.iq.unesp.br/biomás/bioma-pampa/>. Acesso em: 21 de janeiro de 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de biomas do Brasil: Primeira aproximação**. IBGE, Rio de Janeiro. 2004.

ISERNHAGEN, I. **Uso de semeadura direta de espécies arbóreas ativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil**. 2010. 94 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. EDUSP: São Paulo, 2000. cap. 15.2, p. 249-269.

KITAJIMA, K.; FENNER, M. Ecology of seedling regeneration. In: **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford UK: CABI publishing, 2000. p. 331-359.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. 1928.

LAW, Ying Ki et al. Vegetation regeneration on natural terrain landslides in Hong Kong: direct seeding of native species as a restoration tool. **Land Degradation & Development**, v. 34, n. 3, p. 751-762, 2023.

LAMB, D. **Regreening the bare hills: tropical forest restoration in the Asia-Pacific region**. Dordrecht: Springer, 2011.

LEANDRO, L. A. et al. O futuro da gestão socioambiental: uma análise crítica sobre a crise ambiental brasileira. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 4, n. 2, p. 144-162, 2015.

LIMA, I. L. P.; SCARIOT, A.; GIROLDO, A. B.. Direct seeding of native fruit tree species with economic benefits in a Brazilian Cerrado managed landscape. **Brazilian Journal of Botany**, v. 45, n. 3, p. 1067-1080, 2022.

LIU, Z. et al. Seed mass and shape, germination and plant abundance in a desertified grassland in northeastern Inner Mongolia, China. **Journal of Arid Environments**, v. 69, n. 2, p. 198-211, 2007.

LÖF, M.; THOMSEN, A.; MADSEN, P. Sowing and transplanting of broadleaves (*Fagus sylvatica* L., *Quercus robur* L., *Prunus avium* L. and *Crataegus monogyna* Jacq.) for afforestation of farmland. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 188, p. 113-123, 2004.

MAGINNIS, S.; JACKSON, W. What is FLR and how does it differ from current approaches?. In: **The forest landscape restoration handbook**. Routledge, 2007. p. 5-20.

MARTINS, C. R. et al. Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. **Brazilian Journal of Botany**, v. 34, p. 73-90, 2011.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. 2.ed. rev. e ampl. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2007. 255p.

MATOS, S. M. S.; SANTOS, A. C. dos. Modernidade e crise ambiental: das incertezas dos riscos à responsabilidade ética. **Trans/formação**, v. 41, p. 197-216, 2018.

MELI, P. et al. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 2, p. 212-219, 2018.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Mapa de Cobertura Vegetal: Pampa**. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br>. Acesso em: 19 de janeiro de 2024.

MONTAGNINI, F; SOMARRIBA, E; MURGUEITIO, E; FASSOLA, H; EIBL, B. Sistemas Agroforestales: funciones productivas, socioeconómicas y ambientales. Serie técnica. Informe técnico 402. CATIE, Turrialba, Costa Rica. Editorial CIPAV, Cali, Colombia, 2015, 454p.

MOLINA, A. R. **A Semeadura Direta de espécies arbóreas consorciadas com milho e feijão é uma alternativa viável para a implantação de agroflorestas no Sul do Brasil?**. 2023. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pelotas.

NAIR, P. K. R. **An introduction to agroforestry**. Kluwer Academic Press. The Neatherlands, 1993, p. 449.

NOVELINI, L. et al. Radiação solar em cultivos consorciados de milho e feijão. Brasília: Embrapa publicações, 2018. p. 27.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030)**, 2019. Disponível em: <https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/N19/060/16/PDF/N1906016.pdf?OpenElement>.

Acesso em: 19 dez. 2023.

PALMA, Ana Cristina; LAURANCE, Susan GW. 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.

PAGOTO, J. M. Efeitos da cobertura de adubação verde no sucesso da restauração por semeadura direta (muvuca de sementes) no bioma Mata Atlântica do sudeste. 2022. Trabalho de conclusão de curso. Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Estadual Paulista.

PELLIZZARO, K. F. **Restauração ecológica por meio de semeadura direta no Cerrado: avaliando espécies de diferentes formas de vida e densidades de plantio**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

PELLIZZARO, K. F. et al. "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.

PENEIREIRO, F. M. Fundamentos da agrofloresta sucessional. In: II Simpósio de Agrofloresta Sucessional, 2003, Aracaju. II Simpósio de Agrofloresta Sucessional. 2003.

PIERRY, R. B. **Atributos das sementes e germinação de espécies arbóreas: perspectivas para restauração ecológica**. 2017. 55 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Programa de Pós-graduação em Botânica, Universidade do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.

R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. Disponível em: <https://www.R-project.org/>>. Acesso em 12.05.2019.

RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded lands: methods and projects in Brazil**. New York: New Science Publ., 2007. 286 p.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P. H. S. **Restauração florestal**. Oficina de Textos, 2015.

RORATO, Daniele G. et al. Tolerance and resilience of forest species to frost in restoration planting in southern Brazil. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 3, p. 537-542, 2018.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA (Rio Grande do Sul). Portaria SEMA nº 79 de 31 de outubro de 2013. Reconhece a Lista de Espécies Exóticas Invasoras do Estado do Rio Grande do Sul e demais classificações, estabelece normas de controle e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul**: Poder executivo, Porto Alegre, 2013, p.44-48, 1 de nov. 2013.

SILVA, K.A. et. al. Semeadura direta com transposição de serapilheira como metodologia de restauração ecológica. **Revista Árvore**, Viçosa - MG, v.39, n.5, p.811-820, 2015

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, n. 3, p. 410-421, 2017.

SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.191, n. 1/3, p.185-200, 2004.

SOVU et al. Restoration of former grazing lands in the highlands of Laos using direct seeding of four native tree species: seedling establishment and growth performance. **Mountain Research and Development**, v. 30, n. 3, p. 232-243, 2010.

STANTURF, J. A. et al. Forest restoration paradigms. **Journal of sustainable forestry**, v. 33, n. sup1, p. S161-S194, 2014.

SWAINE, Michael D.; WHITMORE, Timothy C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86, 1988.

VÁLIO, I. F.; SCARPA, F. M. Germination of seeds of tropical pioneer species under controlled and natural conditions. **Brazilian Journal of Botany**, v. 24, p. 79-84, 2001.

VÁSQUEZ-CASTRO, D. C. et al. Preliminary results of using green manure species as a cost-effective option for forest restoration. **Scientia Forestalis**, v. 48, n. 127, p. e3374, 2020.

VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration ecology**, v. 14, n. 1, p. 11-20, 2006.

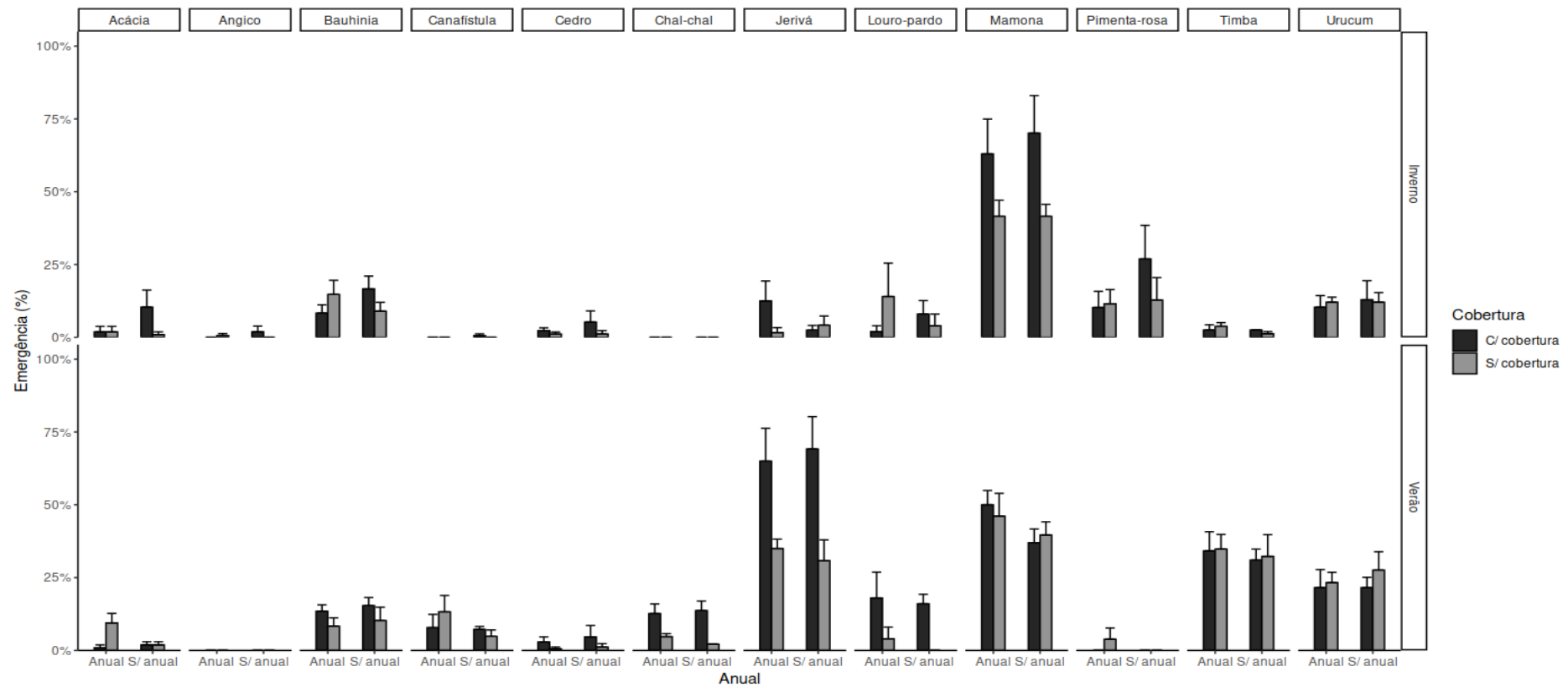
WILLOUGHBY, I. et al. Factors affecting the success of direct seeding for lowland afforestation in the UK. **Forestry**, v. 77, n. 5, p. 467-482, 2004.

WWF, IUCN. Minutes of the forests reborn workshop in Segovia. 2000. Não publicado.

YU, S. et al. Seed mass, shape, and persistence in the soil seed bank of Israeli coastal sand dune flora. **Evolutionary Ecology Research**, v. 9, n. 2, p. 325-340, 2007.

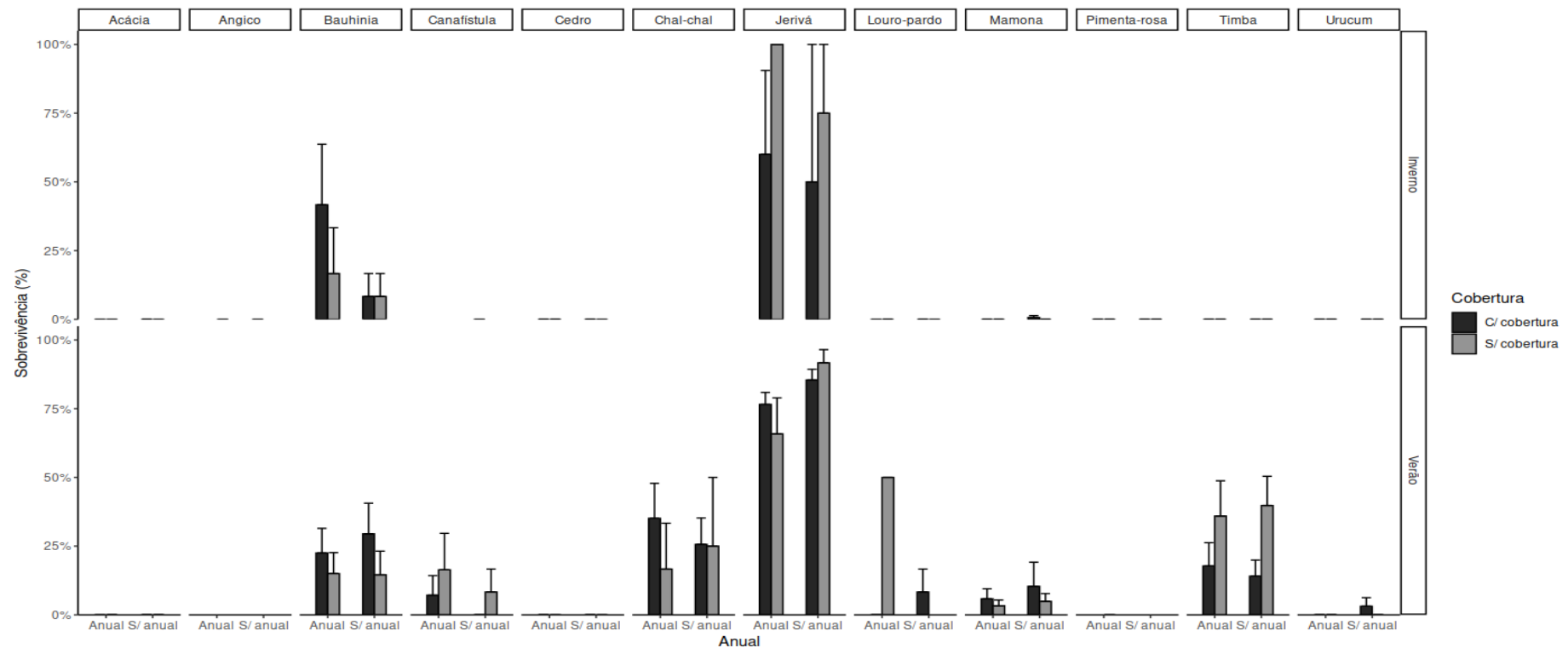
APÊNDICES

Apêndice A – Emergência das espécies arbóreas nos tratamentos época do ano, cultivos agrícolas e *mulching*. Legenda: Acácia = *Acacia mearnsii*; Angico = *Parapiptadenia rígida*; Bauhinia = *Bauhinia forficata*; Canafístula = *Peltophorum dubium*; Cedro = *Cedrela fissilis*; Chal-chal = *Allophylus edulis*; Jerivá = *Syagrus romanzoffiana*; Louro – pardo = *Cordia trichotoma*; Mamona = *Ricinus communis*; Pimenta-rosa = *Schinus terebinthifolia*; Timba = *Enterolobium contortisiliquum*; Urucum = *Bixa orellana*; C/ = com; S/ = sem; Anual = Cultivos agrícolas



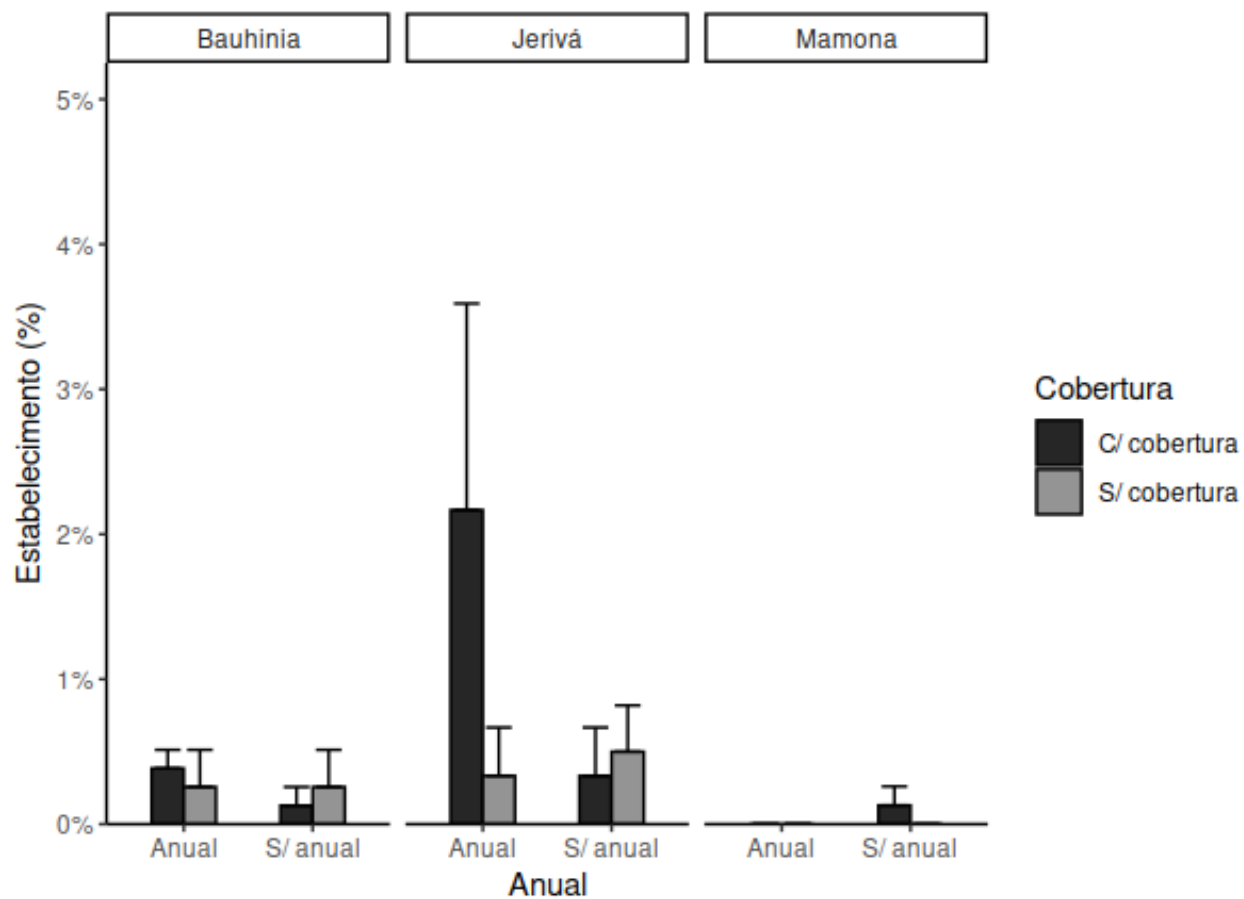
Fonte: Autor.

Apêndice B – Sobrevivência das espécies arbóreas nos tratamentos época do ano, cultivos agrícolas e *mulching*. Legenda: Acácia = *Acacia mearnsii*, Angico = *Parapiptadenia rígida*; Bauhinia = *Bauhinia forficata*; Canafístula = *Peltophorum dubium*; Cedro = *Cedrela fissilis*; Chal-chal = *Allophylus edulis*; Jerivá = *Syagrus romanzoffiana*; Louro – pardo = *Cordia trichotoma*; Mamona = *Ricinus communis*; Pimenta-rosa = *Schinus terebinthifolia*; Timba = *Enterolobium contortisiliquum*; Urucum = *Bixa orellana*; C/ = com; S/ = sem; Anual = Cultivos agrícolas



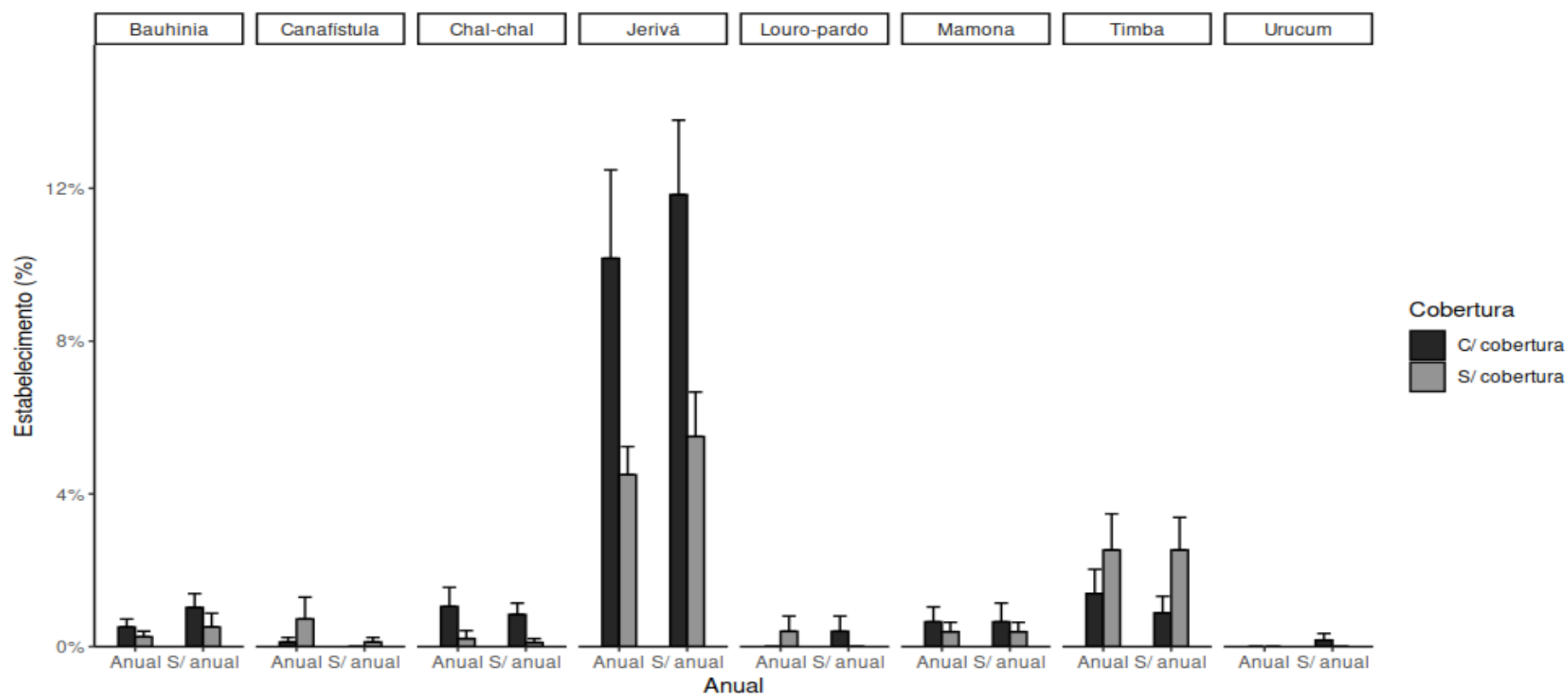
Fonte: Autor.

Apêndice C – Estabelecimento das espécies arbóreas no inverno, nos tratamentos cultivos agrícolas e *mulching*. Legenda: Bauhinia = *Bauhinia forficata*; Jerivá = *Syagrus romanzoffiana*; Mamona = *Ricinus communis*; C/ = com; S/ = sem; Anual = Cultivos agrícolas



Fonte: Autor.

Apêndice C – Estabelecimento das espécies arbóreas no verão, nos tratamentos cultivos agrícolas e *mulching*. Legenda: Bauhinia = *Bauhinia forficata*; Canafístula = *Peltophorum dubium*; Chal-chal = *Allophylus edulis*; Jerivá = *Syagrus romanzoffiana*; Louro – pardo = *Cordia trichotoma*; Mamona = *Ricinus communis*; Timba = *Enterolobium contortisiliquum*; Urucum = *Bixa orellana*; C/ = com; S/ = sem; Anual = Cultivos agrícolas



Fonte: Autor.

Apêndice D – Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) comparando a emergência das plantas Pioneiras e Secundárias no inverno entre os tratamentos *mulching* e cultivos agrícolas. Legenda: C/cob = Com cobertura; S/ cob = Sem cobertura; C/cult = Com cultivo agrícola; S/cult = Sem cultivo agrícola; * = diferença significativa ($P < 0,05$)

	Estimativa	Erro padrão	Valor de Z	Pr(> z)
Intercepto	-0.8071	0.3461	-2.332	p<0,05*
Tratamento1Anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãopioneira	2.7142	0.3584	7.573	p<0,05*
Tratamento1S/ anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãopioneira	3.0272	0.3556	8.513	p<0,05*
Tratamento1Anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãopioneira	2.5891	0.3599	7.193	p<0,05*
Tratamento1S/ anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãopioneira	2.4608	0.3614	6.808	p<0,05*
Tratamento1Anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãosecundaria	0.8024	0.4137	1.940	0.0524
Tratamento1S/ anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãosecundaria	0.6345	0.4242	1.496	0.1347
Tratamento1Anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãosecundaria	0.2054	0.4605	0.446	0.6556

Fonte: Autor.

Apêndice D – Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) comparando a emergência das plantas Pioneiras e Secundárias no verão entre os tratamentos *mulching* e cultivos agrícolas. Legenda: C/cob = Com cobertura; S/ cob = Sem cobertura; C/cult = Com cultivo agrícola; S/cult = Sem cultivo agrícola; * = diferença significativa ($P < 0,05$)

	Estimativa	Erro padrão	Valor de Z	Pr(> z)
Intercepto	0.8488	0.1550	5.477	p<0,05*
Tratamento1Anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãopioneira	1.4581	0.1619	9.008	p<0,05*
Tratamento1S/ anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãopioneira	1.3593	0.1634	8.317	p<0,05*
Tratamento1Anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãopioneira	1.3863	0.1630	8.505	p<0,05*
Tratamento1S/ anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãopioneira	1.2618	0.1651	7.641	p<0,05*
Tratamento1Anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãosecundaria	0.8038	0.1754	4.582	p<0,05*
Tratamento1S/ anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãosecundaria	0.8594	0.1739	4.941	p<0,05*
Tratamento1Anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãosecundaria	0.3545	0.1902	1.864	0.0623

Fonte: Autor.

Apêndice E – Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) comparando a sobrevivência das plantas Pioneiras e Secundárias no inverno entre os tratamentos *mulching* e cultivos agrícolas. Legenda: C/cob = Com cobertura; S/ cob = Sem cobertura; C/cult = Com cultivo agrícola; S/cult = Sem cultivo agrícola; * = diferença significativa ($P < 0,05$)

	Estimativa	Erro padrão	Valor de Z	Pr(> z)
Intercepto	-2.1274154	0.6922605	-3.073	p<0,05*
Tratamento1Anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãopioneira	-0.0001739	0.8008544	0.000	0.99983
Tratamento1S/ anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãopioneira	-0.4056006	0.8953785	-0.453	0.65055
Tratamento1Anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãopioneira	-0.4057291	0.8954126	-0.453	0.65046
Tratamento1S/ anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãopioneira	-0.4057051	0.8954098	-0.453	0.65048
Tratamento1Anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãosecundaria	1.4660949	0.6282315	2.334	0.01961
Tratamento1S/ anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãosecundaria	-0.4056381	0.8953921	-0.453	0.65053
Tratamento1Anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãosecundaria	-0.4055555	0.8953679	-0.453	0.65059

Fonte: Autor.

Apêndice E – Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) comparando a sobrevivência das plantas Pioneiras e Secundárias no verão entre os tratamentos *mulching* e cultivos agrícolas. Legenda: C/cob = Com cobertura; S/ cob = Sem cobertura; C/cult = Com cultivo agrícola; S/cult = Sem cultivo agrícola; * = diferença significativa ($P < 0,05$)

	Estimativa	Erro padrão	Valor de Z	Pr(> z)
Intercepto	4.940e-01	2.225e-01	2.220	p<0,05*
Tratamento1Anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãopioneira	-1.252e-01	2.499e-01	-0.501	0.616503
Tratamento1S/ anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãopioneira	-1.591e-01	2.522e-01	-0.631	0.528198
Tratamento1Anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãopioneira	-2.305e-01	2.572e-01	-0.896	0.370085
Tratamento1S/ anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãopioneira	-1.942e-01	2.546e-01	-0.763	0.445719
Tratamento1Anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãosecundaria	6.008e-01	2.129e-01	2.822	p<0,05*
Tratamento1S/ anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãosecundaria	7.503e-01	2.076e-01	3.614	p<0,05*
Tratamento1Anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãosecundaria	-9.775e-07	2.420e-01	0.000	0.999*

Fonte: Autor.

Apêndice F – Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) comparando o estabelecimento plantas Pioneiras e Secundárias no inverno entre os tratamentos *mulching* e cultivos agrícolas. Legenda: C/cob = Com cobertura; S/ cob = Sem cobertura; C/cult = Com cultivo agrícola; S/cult = Sem cultivo agrícola; * = diferença significativa ($P < 0,05$)

	Estimativa	Erro padrão	Valor de Z	Pr(> z)
Intercepto	0.005906	0.006485	0.911	0.3717
Tratamento1Anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãoopioneira	-0.003213	0.008947	-0.359	0.7231
Tratamento1S/ anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãoopioneira	-0.004110	0.008947	-0.459	0.6507
Tratamento1Anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãoopioneira	-0.004110	0.008947	-0.459	0.6507
Tratamento1S/ anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãoopioneira	-0.004110	0.008947	-0.459	0.6507
Tratamento1Anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãoosecundaria	0.019685	0.008947	2.200	p<0,05*
Tratamento1S/ anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãoosecundaria	-0.001969	0.008947	-0.220	0.8280
Tratamento1Anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãoosecundaria	-0.001969	0.008947	-0.220	0.8280

Fonte: Autor.

Apêndice F – Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) comparando o estabelecimento plantas Pioneiras e Secundárias no verão entre os tratamentos *mulching* e cultivos agrícolas. Legenda: C/cob = Com cobertura; S/ cob = Sem cobertura; C/cult = Com cultivo agrícola; S/cult = Sem cultivo agrícola; * = diferença significativa ($P < 0,05$)

	Estimativa	Erro padrão	Valor de Z	Pr(> z)
Intercepto	1.561e-02	2.225e-01	4.287	p<0,05*
Tratamento1Anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãopioneira	-4.000e-02	1.958e-02	-2.043	0.053798
Tratamento1S/ anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãopioneira	-4.090e-02	1.958e-02	-2.089	p<0,05*
Tratamento1Anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãopioneira	-4.269e-02	1.958e-02	-2.181	p<0,05*
Tratamento1S/ anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãopioneira	-4.179e-02	1.958e-02	-2.135	p<0,05*
Tratamento1Anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãosecundaria	5.512e-02	1.958e-02	2.815	p<0,05*
Tratamento1S/ anual:Tratamento2C/ cobertura:Ocupaçãosecundaria	7.480e-02	1.958e-02	3.821	p<0,05*
Tratamento1Anual:Tratamento2S/ cobertura:Ocupaçãosecundaria	-6.939e-17	1.958e-02	0.000	1.000000

Fonte: Autor.

Apêndice G – Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) comparando a altura das plantas Pioneiras e Secundárias no verão entre os tratamentos *mulching* e cultivos agrícolas. Legenda: C/cob = Com cobertura; S/ cob = Sem cobertura; C/cult = Com cultivo agrícola; S/cult = Sem cultivo agrícola; * = diferença significativa ($P < 0,05$)

	Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
Intercepto	1.20198	0.20320	5.915	$P < 0,05^*$
OcupaçãoPioneira:Tratamento2Anual:Tratamento3C/cobertura	0.08392	0.19332	0.434	0.665
OcupaçãoSecundária:Tratamento2Anual:Tratamento3C/cobertura	-0.31457	0.26690	-1.179	0.241
OcupaçãoPioneira:Tratamento2S/anual:Tratamento3C/cobertura	0.09098	0.19453	0.468	0.641
OcupaçãoSecundária:Tratamento2S/anual:Tratamento3C/cobertura	-0.20626	0.27090	-0.761	0.448
OcupaçãoPioneira:Tratamento2Anual:Tratamento3S/cobertura	0.07106	0.19382	0.367	0.715
OcupaçãoSecundária:Tratamento2Anual:Tratamento3S/cobertura	0.02446	0.20462	0.120	0.905
OcupaçãoPioneira:Tratamento2S/anual:Tratamento3S/cobertura	0.04460	0.19315	0.231	0.818

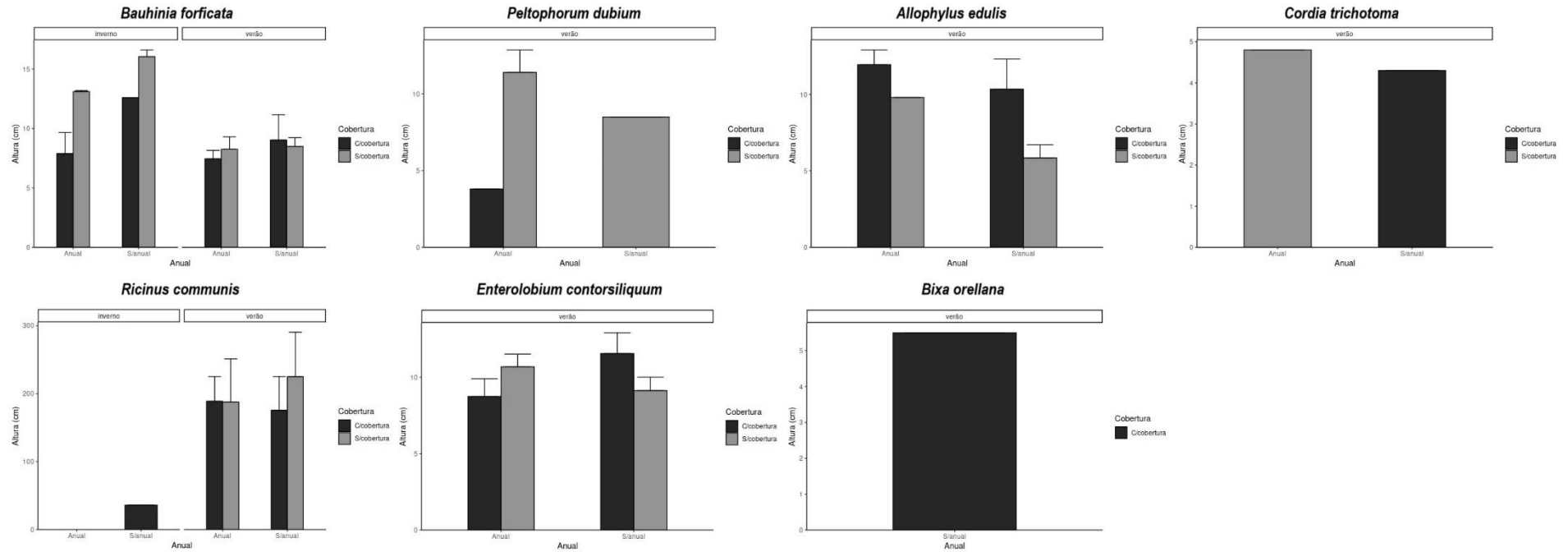
Fonte: Autor.

Apêndice H – Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) comparando o diâmetro das plantas Pioneiras e Secundárias no verão entre os tratamentos *mulching* e cultivos agrícolas. Legenda: C/cob = Com cobertura; S/ cob = Sem cobertura; C/cult = Com cultivo agrícola; S/cult = Sem cultivo agrícola; * = diferença significativa ($P < 0,05$)

	Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
Intercepto	0.56977	0.39020	1.460	0.1470
OcupaçãoPioneira:Tratamento2Anual:Tratamento3C/cobertura	-0.10255	0.39259	-0.261	0.7944
OcupaçãoSecundária:Tratamento2Anual:Tratamento3C/cobertura	-1.26072	0.54305	-2.322	$P < 0,05^*$
OcupaçãoPioneira:Tratamento2S/anual:Tratamento3C/cobertura	-0.12254	0.39451	-0.311	0.7567
OcupaçãoSecundária:Tratamento2S/anual:Tratamento3C/cobertura	-0.68937	0.54883	-1.256	0.2117
OcupaçãoPioneira:Tratamento2Anual:Tratamento3S/cobertura	-0.11796	0.39350	-0.300	0.7649
OcupaçãoSecundária:Tratamento2Anual:Tratamento3S/cobertura	-0.37864	0.41476	-0.913	0.3632
OcupaçãoPioneira:Tratamento2S/anual:Tratamento3S/cobertura	-0.09484	0.39223	-0.242	0.8094

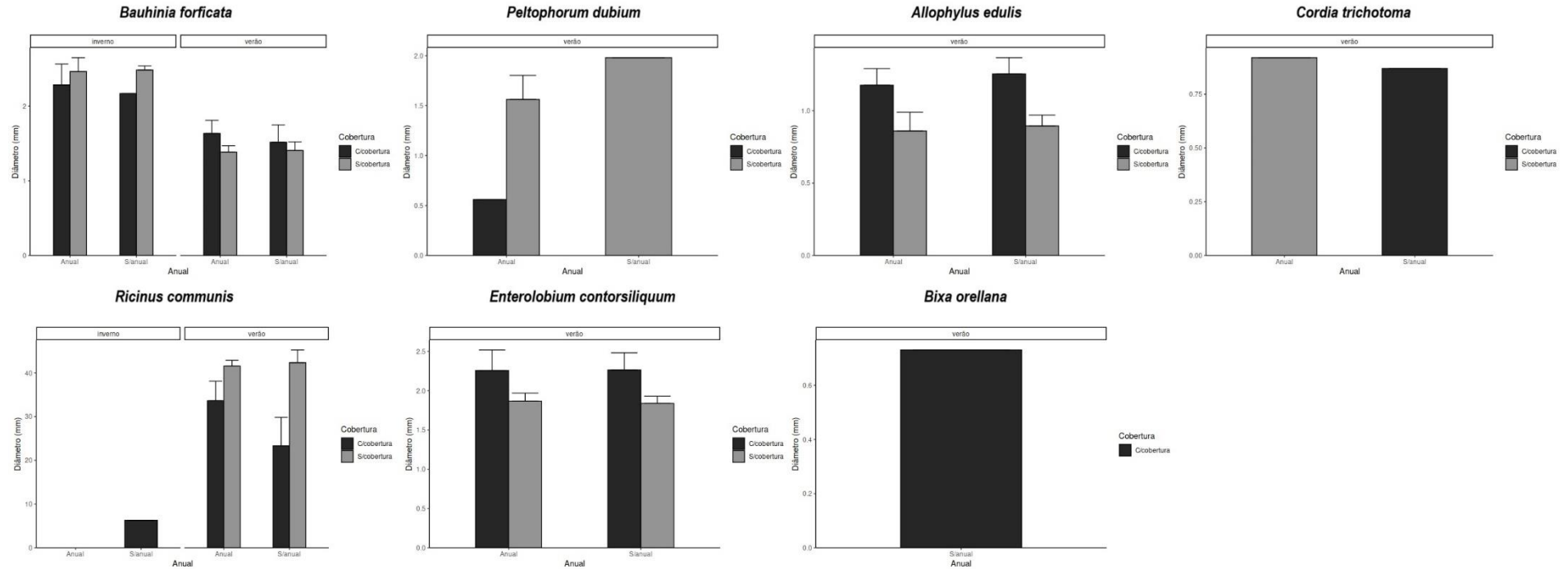
Fonte: Autor.

Apêndice I – Altura das espécies arbóreas após doze meses de semeadura no inverno e no verão. Legenda: C/ = com; S/ = sem; Anual = cultivos agrícolas; cm = centímetros



Fonte: Autor.

Apêndice J – Diâmetro das espécies arbóreas após doze meses de semeadura no inverno e no verão. Legenda: C/ = com; S/ = sem; Anual = cultivos agrícolas; mm = milímetros



Fonte: Autor.

Apêndice K – Número de sementes viáveis por espécie para obter um indivíduo no verão. Legenda: C/ = com; S/= sem; anual = cultivos agrícolas; cobertura = *mulching*

VERÃO	Sem/Viav/Espécie
<i>Peltophorum dubium</i>	
C/ anual C/ cobertura	>166
C/ anual S/ cobertura	27,66666667
S/ anual C/ cobertura	>166
S/ anual S/ cobertura	>166
<i>Allophylus edulis</i>	
C/ anual C/ cobertura	19
C/ anual S/ cobertura	95
S/ anual C/ cobertura	23,75
S/ anual S/ cobertura	>190
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	
C/ anual C/ cobertura	1,967213115
C/ anual S/ cobertura	4,444444444
S/ anual C/ cobertura	1,690140845
S/ anual S/ cobertura	3,636363636
<i>Cordia trichotoma</i>	
C/ anual C/ cobertura	>50
C/ anual S/ cobertura	>50
S/ anual C/ cobertura	>50
S/ anual S/ cobertura	>50
<i>Ricinus communis</i>	
C/ anual C/ cobertura	30,8
C/ anual S/ cobertura	51,33333333
S/ anual C/ cobertura	30,8
S/ anual S/ cobertura	51,33333333
<i>Bauhinia forficata</i>	
C/ anual C/ cobertura	39
C/ anual S/ cobertura	78
S/ anual C/ cobertura	19,5
S/ anual S/ cobertura	39
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	
C/ anual C/ cobertura	14,36363636
C/ anual S/ cobertura	7,9
S/ anual C/ cobertura	22,57142857
S/ anual S/ cobertura	7,9
<i>Bixa orellana</i>	
C/ anual C/ cobertura	>116
C/ anual S/ cobertura	>116
S/ anual C/ cobertura	>116
S/ anual S/ cobertura	>116
<i>Acacia mearnsii</i>	
C/ anual C/ cobertura	>106
C/ anual S/ cobertura	>106
S/ anual C/ cobertura	>106
S/ anual S/ cobertura	>106
<i>Parapiptadenia rigida</i>	
C/ anual C/ cobertura	>156
C/ anual S/ cobertura	>156
S/ anual C/ cobertura	>156
S/ anual S/ cobertura	>156
<i>Cedrela fissilis</i>	
C/ anual C/ cobertura	>172
C/ anual S/ cobertura	>172
S/ anual C/ cobertura	>172
S/ anual S/ cobertura	>172
<i>Schinus terebinthifolia</i>	
C/ anual C/ cobertura	>78
C/ anual S/ cobertura	>78
S/ anual C/ cobertura	>78
S/ anual S/ cobertura	>78

Fonte: Autor.

Apêndice K – Número de sementes viáveis por espécie para obter um indivíduo no inverno. Legenda: C/ = com; S/= sem; anual = cultivos agrícolas; cobertura = *mulching*

INVERNO	Sem/Viav/Espécie
<i>Peltophorum dubium</i>	
C/ anual C/ cobertura	>166
C/ anual S/ cobertura	>166
S/ anual C/ cobertura	>166
S/ anual S/ cobertura	>166
<i>Allophylus edulis</i>	
C/ anual C/ cobertura	>190
C/ anual S/ cobertura	>190
S/ anual C/ cobertura	>190
S/ anual S/ cobertura	>190
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	
C/ anual C/ cobertura	9,23
C/ anual S/ cobertura	60
S/ anual C/ cobertura	60
S/ anual S/ cobertura	40
<i>Cordia trichotoma</i>	
C/ anual C/ cobertura	>50
C/ anual S/ cobertura	>50
S/ anual C/ cobertura	>50
S/ anual S/ cobertura	>50
<i>Ricinus communis</i>	
C/ anual C/ cobertura	>154
C/ anual S/ cobertura	>154
S/ anual C/ cobertura	154
S/ anual S/ cobertura	>154
<i>Bauhinia forficata</i>	
C/ anual C/ cobertura	52
C/ anual S/ cobertura	78
S/ anual C/ cobertura	156
S/ anual S/ cobertura	78
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	
C/ anual C/ cobertura	>158
C/ anual S/ cobertura	>158
S/ anual C/ cobertura	>158
S/ anual S/ cobertura	>158
<i>Bixa orellana</i>	
C/ anual C/ cobertura	>116
C/ anual S/ cobertura	>116
S/ anual C/ cobertura	>116
S/ anual S/ cobertura	>116
<i>Acacia mearnsii</i>	
C/ anual C/ cobertura	>106
C/ anual S/ cobertura	>106
S/ anual C/ cobertura	>106
S/ anual S/ cobertura	>106
<i>Parapiptadenia rigida</i>	
C/ anual C/ cobertura	>156
C/ anual S/ cobertura	>156
S/ anual C/ cobertura	>156
S/ anual S/ cobertura	>156
<i>Cedrela fissilis</i>	
C/ anual C/ cobertura	>172
C/ anual S/ cobertura	>172
S/ anual C/ cobertura	>172
S/ anual S/ cobertura	>172
<i>Schinus terebinthifolia</i>	
C/ anual C/ cobertura	>78
C/ anual S/ cobertura	>78
S/ anual C/ cobertura	>78
S/ anual S/ cobertura	>78

Fonte: Autor.