

# IX Prêmio Serviço Florestal Brasileiro em Estudos de Economia e Mercado Florestal

4º Lugar

*Práticas Silviculturais Intensivas Influenciam  
Positivamente no Estoque de Carbono de  
Florestas de Restauração*

Matheus Santos Luz

CNI CNPq

SERVIÇO FLORESTAL  
BRASILEIRO

MINISTÉRIO DO  
MEIO AMBIENTE E  
MUDANÇA DO CLIMA

GOVERNO DO  
**BRASIL**  
DO LADO DO Povo BRASILEIRO

## PRÁTICAS SILVICULTURAIS INTENSIVAS INFLUENCIAM POSITIVAMENTE NO ESTOQUE DE CARBONO DE FLORESTAS DE RESTAURAÇÃO

### 1 Introdução

A degradação de ambientes naturais é um problema mundial. Há estimativas que entre 3 e 6 bilhões de hectares de solo já sofreram alguma degradação, o que equivale a até 66% da área de terra do planeta (FAO; ITPS, 2015; GIBBS; SALMON, 2015). Vários fatores influenciam essa degradação, dentre eles a pressão por recursos (alimentos, madeira, fibras, etc) e alterações climáticas (LAMBIN; GEIST; LEPERS, 2003). Os ecossistemas florestais sofrem um maior impacto nos processos para retirada da madeira e implantação de sistemas agropastoris (produção de alimentos) (SINGH et al., 2015).

Outro impacto ambiental mundial é o aumento da concentração dos gases de efeito estufa, principalmente o gás carbônico (CO<sub>2</sub>). A concentração desse gás na atmosfera vem aumentando em um ritmo cada vez maior, desde a revolução industrial (LONG et al., 2004). As concentrações subiram de 277 partes por milhão (ppm) em 1750 para 416 ppm atualmente, com um aumento médio anual, nos últimos dez anos, de aproximadamente 2,5 ppm.ano<sup>-1</sup> (FRIEDLINGSTEIN et al. 2020; DLUGOKENCKY E TANS, 2024)

Devido aos grandes impactos, esforços internacionais estão sendo feitos para fomentar a recuperação de áreas degradadas (RAD) como o Bonn Challenge, o Acordo de Paris e a Iniciativa 20x20 (WRI, 2014; GUERRA et al., 2020). No Brasil, foi criado o Planaveg (Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa), que prevê a recuperação de 12 milhões de hectares até 2030 (BRASIL, 2017). Uma das oito iniciativas do plano é promover ações de pesquisa e inovação visando o aprimoramento de técnicas, além do aumento da eficiência da RAD (maior sobrevivência, maior crescimento).

Além de auxiliar na recuperação das áreas, os plantios florestais também são mundialmente considerados grandes “drenos” de carbono (CO<sub>2</sub>), principalmente em áreas de RAD (CHAZDON et al., 2016), pois é na fase de crescimento em que há um maior acúmulo/sequestro. A capacidade de absorção de gases do efeito estufa, principalmente o CO<sub>2</sub>, é considerada um Serviço Ecossistêmico (DE GROOT et al., 2010; MEA, 2005) já que reduz os efeitos das mudanças climáticas. Assim a RAD em áreas florestais torna-se uma estratégia global para a mitigação dos efeitos climáticos (GARDON, DOS SANTOS E RODRIGUES, 2020).

Apesar do aumento significativo de pesquisas sobre restauração florestal no Brasil (GUERRA et al., 2020) e da importância de se mensurar a absorção/estoque de carbono (VAN DER GAAST, SIKKEMA E VOHRER 2018), estudos que combinem os dois temas ainda são escassos (GARDON, DOS SANTOS E RODRIGUES, 2020). Outra questão importante é o desalinhamento entre pesquisa e prática: a maioria dos estudos de biomassa/estoque de carbono (em torno de 68%) são feitos a partir de técnicas de regeneração natural (restauração passiva) (GARDON, SANTOS E RODRIGUES, 2020), embora a maior parte dos estudos e das áreas destinadas à restauração, 70% e 78% respectivamente, sejam de restauração ativa/plantio de mudas (GUERRA et al., 2020; BRANCALION et al., 2016). Adicionalmente, problemas indicados nesses estudos são a falta de abrangência das pesquisas, com a concentração na região sudeste e na região Amazônica, e a falta de diferentes situações (regiões, métodos utilizados, práticas silviculturais e outros).

Ferez et al. (2015) apontam ainda a utilização, nas áreas de restauração ativa, de uma silvicultura de “baixo rendimento” com pouco ou nenhum preparo de solo, baixa fertilização e controle de plantas daninhas. Assim, estudos como os de Brancalion et al. (2019), Campoe, Stape e Mendes (2010), Campoe et al. (2014), Ferez et al. (2015) e Turchetto et al. (2020), que demonstraram o efeito positivo de técnicas silviculturais, como espaçamento, adubações, melhor preparo do solo, entre outras, no estabelecimento e crescimentos de espécies nativas (sequestro/estoque de carbono), em áreas de restauração ativa, são de grande importância. Portanto, ampliar o conhecimento provenientes de restauração ativa sob a influência de diferentes fatores configuram em estratégias que podem contribuir decisivamente na operacionalidade silvicultural e no direcionamento de investimentos florestais.

## 2 Objetivos

O objetivo principal deste estudo foi ampliar o conhecimento de como práticas silviculturais podem maximizar o estoque de carbono em florestas de restauração. De forma complementar, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- Ajustar equações alométricas (biomassa/carbono) específicas para diferentes compartimentos da árvore (tronco, parte aérea e total) para plantios de restauração;
- Comparar tratamentos silviculturais (modelos variando a proporção de pioneiras e não pioneiras, espaçamento/densidade de plantio, adubação/controle de daninhas) utilizados na restauração de áreas e analisar quais aumentam/maximizam o acúmulo/estoque de carbono;

- Analisar a influência destes tratamentos nas espécies e como elas se comportam frente a cada fator;
- Definir, dentre as espécies plantadas, as mais aptas e que contribuíram significativamente para o acúmulo de carbono.
- Comparar o custo efetividade de cada tratamento, seguindo o proposto por Brancalion et al. (2019) e indicar os tratamentos mais viáveis economicamente.

### **3 Hipótese**

Serão levadas em consideração as seguintes hipóteses:

- A utilização de práticas silviculturais mais intensivas (maior adubação e controle de plantas daninhas) proporcionaram um maior acúmulo de carbono/biomassa nos primeiros doze anos. Esse padrão, maior crescimento na silvicultura intensiva, se repetirá aos vintes anos;
- O modelo com maior número de pioneiras não gerou um crescimento inicial maior (CAMPOE, STAPE E MENDES, 2010; BRANCALION et al., 2019). Espera-se que os modelos continuem a se comportarem de forma semelhante, não havendo diferença entre eles;
- Assim como para os modelos, os diferentes espaçamentos não influenciaram significativamente o acúmulo de biomassa (CAMPOE, STAPE E MENDES, 2010; BRANCALION et al., 2019). Assim, espera-se que nos menores adensamentos de plantio (espaçamento mais amplos) ocorrerá um maior crescimento, especialmente em diâmetro, devido a menor competição entre os indivíduos;
- As diferentes espécies se comportam de forma distinta frente a cada fator/tratamento;
- O custo efetividade seguirá o observado por Brancalion et al. (2019) com os tratamentos mais adensados sendo menos efetivos.

### **4 Referencial teórico**

#### **4.1 Áreas degradadas e restauração florestal**

Há dois conceitos semelhantes na literatura, mas com significados diferentes: áreas degradadas e áreas perturbadas. Podemos definir área degradada como aquela que sofreu algum tipo de distúrbio, biótico ou abiótico, e devido a isso apresenta baixa resiliência, ou

seja, seu retorno ao estado anterior pode não ocorrer se não houver ação antrópica (CARPENEZZI et al., 1992). Pode ser também classificada como uma área que perdeu a capacidade de produtividade primária, devido a algum tipo de estresse (DIAGNE et al., 2013). Ou ainda, uma área impossibilitada de retornar, de forma natural, a um estado anterior ao de um distúrbio. (IBAMA, 2011). A degradação pode ser considerada então um impacto negativo em um ecossistema resultando em perdas ou interferências na biodiversidade, estrutura, composição e funcionalidade, causando redução em bens e serviços ecossistêmicos (ALEXANDER et al., 2011; MCDONALD et al., 2016). Já área perturbada pode ser classificada como aquela que sofreu algum tipo de distúrbio, mas ainda tem capacidade de se regenerar naturalmente. Ações antrópicas não são obrigatórias e serviriam apenas como auxílio na regeneração natural (CARPANEZZI et al., 1992; IBAMA 2011).

Outros conceitos diferentes, mas que usualmente são confundidos são os de recuperação, reabilitação e restauração. Recuperação é o processo de restabelecimento da composição, estrutura e funcionalidade em relação a uma referência, é um termo mais geral e bastante utilizado na mineração. Reabilitação e restauração se diferem em seus objetivos. O primeiro busca o retorno da funcionalidade ecossistêmica, ou seja, que o ambiente degradado volte a prover serviços ecossistêmicos, sem que necessariamente retorne ao estado original (antes da degradação). Já o processo de restauração busca o retorno, estrutural e funcionalmente, ao estado original (REIS, DAVIDE E BOTELHO, 2015; MCDONALD et al., 2016).

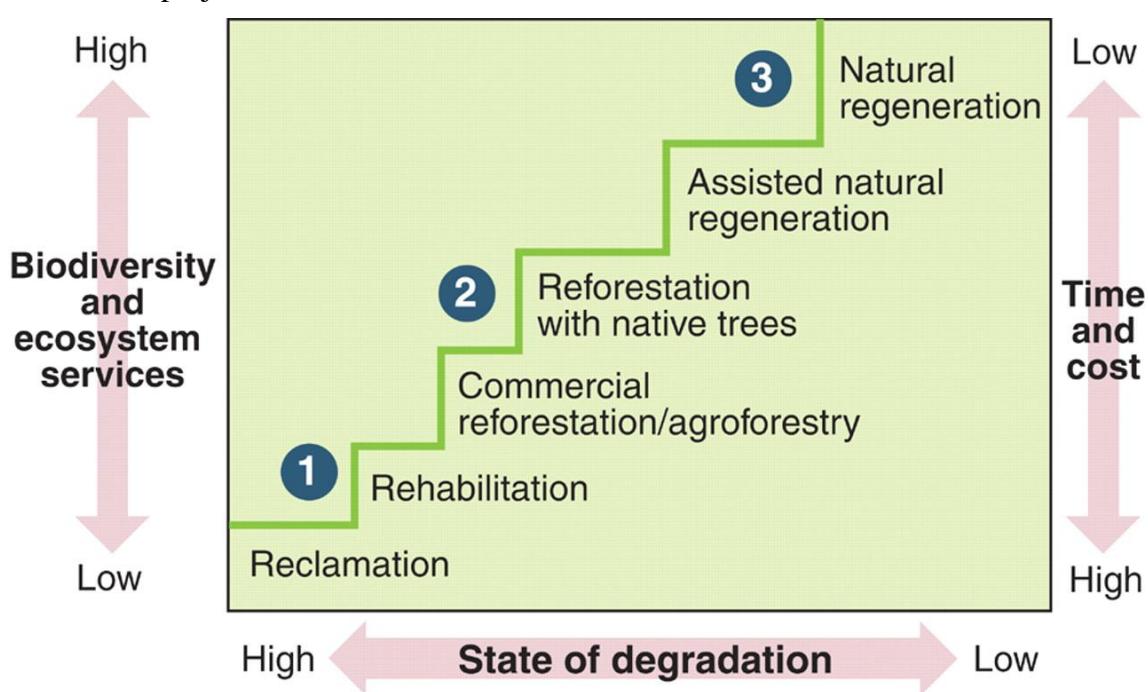
A degradação de áreas pode levar a processos erosivos como a perda de nutrientes no solo, capacidade de armazenamento de água, compactação no solo (PLIENINGER E GAERTNER, 2011; FEARNSIDE, 2005), perda de diversidade de espécies (FISCHER E LINDENMAYER, 2007) mudanças nos ciclos hidrológicos e emissões de gases de efeito estufa (FEARNSIDE, 2005). Diante de todos esses problemas causados, a restauração de áreas degradadas se torna essencial. Apesar disso, muitas das vezes o processo de restauração é realizado apenas para fins de licenciamento ambiental e/ou cumprimento de decisões judiciais (BRANCALION et al., 2012).

Os métodos utilizados para a restauração podem ser passivos, assistidos ou ativos. O método passivo, ou regeneração natural, é o processo que ocorre sem interferência humana, e com os menores custos. Em alguns casos há apenas a retirada do fator degradante, como por exemplo, o cercamento de uma área para impedir entrada de gado (ZAWAHI, REID E HOLL, 2014). Entretanto, só é possível sua utilização em situações específicas: degradação leve ou

curta, áreas resilientes e disponibilidade de propágulos (HOLL E AIDE, 2011). Métodos assistidos ou regeneração natural assistida, buscam o balanceamento entre os métodos passivos e ativos. Devem ser realizadas em áreas que já possuem um certo nível de regeneração, e práticas para remover ou reduzir barreiras para a germinação e crescimento de plântulas são aplicadas. O enriquecimento através da semeadura e do plantio de algumas espécies deve ser realizado quando os níveis de regeneração não são adequados (SHONO, CADAWENG E DURST, 2007). Já o método ativo consiste no manejo da área com plantio de mudas, controle de plantas daninhas, adubação, modelos de plantios entre outras técnicas silviculturais com o intuito de criar um ambiente com determinada estrutura e composição (BENAYAS, BULLOCK E NEWTON, 2008; MORRISON E LINDELL, 2011).

A escolha do método a ser utilizado depende então de diversos fatores, entre eles a resiliência (fonte de propágulos), o histórico de uso da terra (nível de degradação), os objetivos da restauração e os recursos disponíveis (financeiros, mão de obra, tempo) (HOLL E AIDE, 2011). De forma simplificada, a escolha do método de restauração pode ser verificada na Figura 1 (CHAZDON et al., 2008). Quanto maior o impacto ou mais degradada for a área, maiores os custos e tempo necessário para a restauração, além de uma intervenção antrópica mais severa (1). Quanto menores os impactos, menores os custos e tempo, além da intervenção antrópica não ser necessária (3).

Figura 1 – “Escada” da restauração, simplificando os efeitos da degradação na biodiversidade, serviços ecossistêmicos e no tempo e custo necessários para a finalização do projeto.

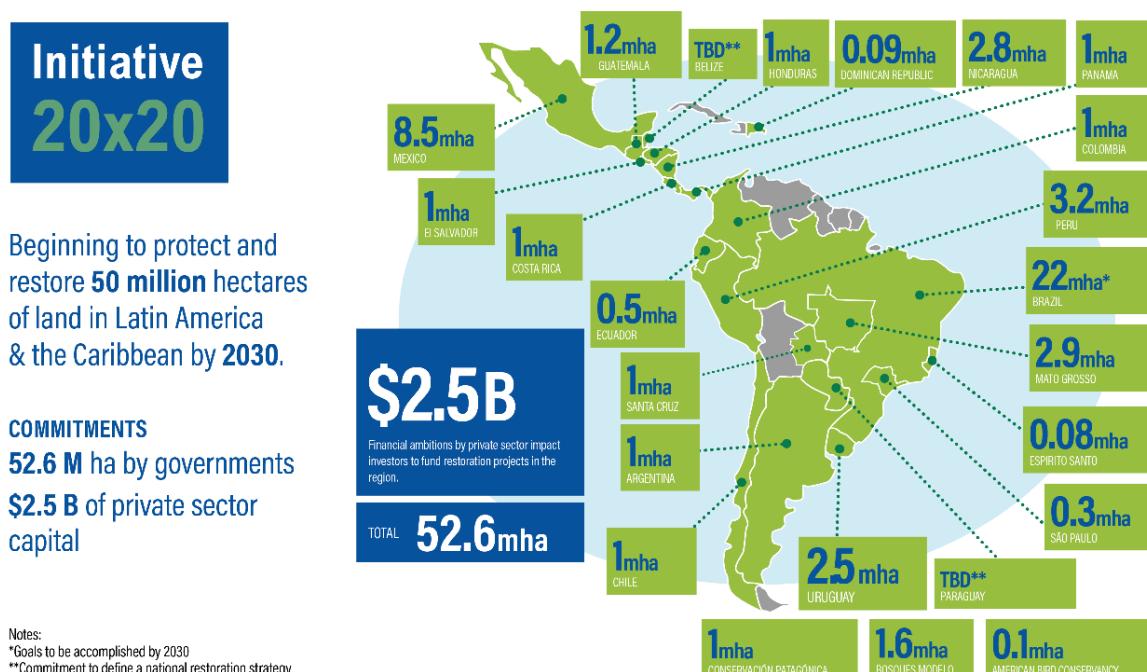


Fonte: Chazdon (2008)

Além do aumento das áreas degradadas, o aumento de níveis de gases do efeito estufa, principalmente o CO<sub>2</sub>, também se tornou uma grande preocupação mundial (MILLAR, STEPHENSON E STEPHENS, 2007; HRAHSEL et al., 2019). Assim, vários programas/iniciativas, regionais e mundiais, para a restauração de áreas degradadas, foram implementados nos últimos anos. O Bonn Challenge foi lançado em 2011 pelo Governo da Alemanha juntamente com a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN em inglês) com o objetivo de restaurar 350 milhões de hectares até 2030 em todo o mundo (BONN CHALLENGE, 2024). Até 2017, 60 milhões de hectares estavam destinados a restauração (VERDONE E SEIDL, 2017). Atualmente, segundo o relatório do próprio desafio, já há o compromisso de 61 países na restauração de 210 milhões de hectares.

Já a Iniciativa 20x20 foi lançada oficialmente na COP 20, Conferência sobre mudanças climáticas das Nações Unidas, ocorrida em Lima, no Peru. O objetivo da iniciativa é garantir a restauração de pelo menos 50 milhões de hectares na América Latina e no Caribe até 2030. Um total de 52 milhões de hectares e até US\$2,5 bilhões de investimentos privados já estão compromissados (Figura 2). Contudo, os métodos de restauração florestal devem aumentar o potencial de sequestro de carbono para atender as metas globais (LEWIS et al., 2019).

Figura 2 – Mapa com as áreas destinadas pelos países latino-americanos para restauração na Iniciativa 20x20



Fonte: WRI (2014)

## 4.2 Estoqe de carbono

Inicialmente é importante a definição dos termos: estoque, fluxo e partição. Estoqe de carbono pode ser definido como a quantidade de carbono contida, em um sistema que tem a capacidade de acumular ou liberar carbono (FAO, 2015). Já fluxo de carbono é a quantidade de carbono que se move de um sistema, ou para um sistema, por unidade de área e tempo (LITTON, RAICH E RYAN, 2007). Partição, por sua vez, é a alocação de carbono para um componente específico como uma porcentagem ou proporção da fotossíntese total (produtividade primaria bruta – PPB) (LITTON, RAICH E RYAN, 2007).

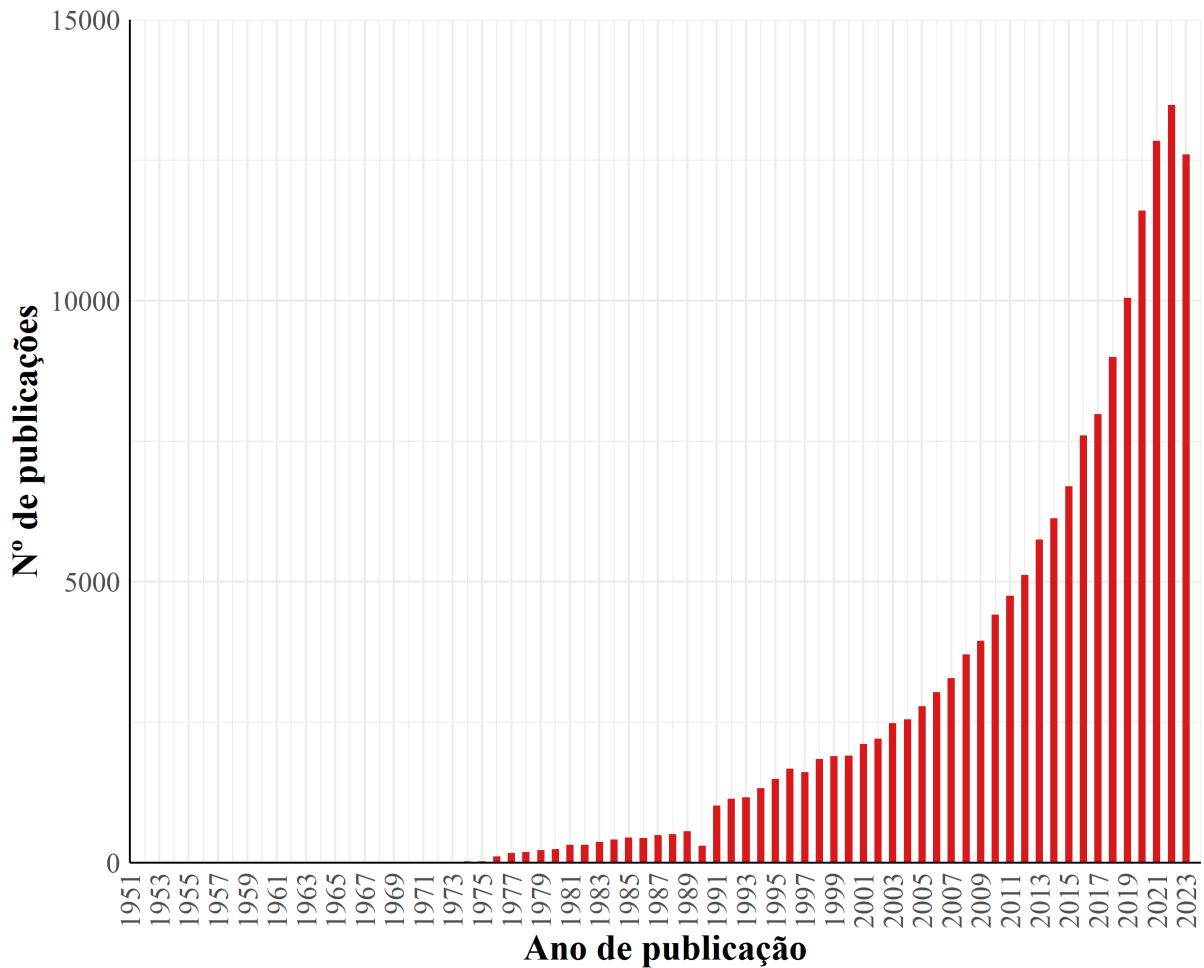
É estimado que ecossistemas florestais armazenem grande parte de todo o carbono na superfície, com estimativas de até 80% (DIXON et al. 1994; MOREIRA, GREGOIRE E DO COUTO, 2019). Podemos calcular o quanto uma floresta acumulou/sequestrou de carbono (produtividade primária liquida - PPL) em um determinado tempo, subtraindo sua produtividade primária bruta por toda a respiração (Re) (CLARK et al., 2001), como na equação 1 abaixo:

$$PPL = PPB - Re \quad (1)$$

Entretanto, a mensuração direta de PPB e Re é muito difícil (CLARK et al., 2001). Como exposto por Van der Gaast, Sikkema e Vohrer (2018) e Brancalion et al. (2020), a quantificação correta do estoque de carbono é de grande importância, principalmente no mercado de créditos de carbono. Clark et al. (2001) demonstram que alguns estudos estariam cometendo erros de até 30% na PPL, devido a dados incompletos ou erros de medição. Os autores então propõem métodos de campo para evitar ou reduzir o máximo possível as fontes de erro. Com isso, a implementação de protocolos confiáveis (NPP expressa como toda biomassa produzida) é de suma importância (CHAVE et al., 2014). A estimativa da PPL atualmente se dá basicamente na aplicação de equações alométricas (vide página 9).

Com o crescente interesse em estudos de estoque de carbono/redução na concentração de gases do efeito estufa e o desenvolvimento e facilidade de acesso a protocolos e métodos, o número de pesquisas aumentou significativamente nos últimos anos (Figura 3). De 10 anos para cá (2011 – atualmente), esse número corresponde a um total de 62% de todas as publicações.

Figura 3 – Número de publicações sobre biomassa e estoque de carbono indexadas na base Web of Science.



Fonte: Do autor, adaptado de Web of Science (2024)

Devido a esse grande aumento, vários foram os sistemas/biomassas estudados nessas pesquisas, como por exemplo: florestas temperadas (FOTIS et al., 2018), florestas mistas (BRAVO-OVIEDO et al., 2021; OLDFIELD E PETERSON, 2021), florestas subtropicais (HRAHSEL et al., 2019; ROSENFIELD E MULLER, 2020; BORDIN et al., 2021), florestas tropicais (SULLIVAN et al., 2017; ALI et al., 2019; BUSCH et al., 2019; SATDICHANH et al., 2019; CAPELLESSO et al., 2020), florestas de bambu (LIU et al. 2018), florestas secas (MORA et al., 2018), mangues (FERREIRA, BEZERRA E MATTHEWS-CASCON, 2019), cerrado (TERRA et al., 2021) e outros.

A maioria desses trabalhos foi realizada em áreas secundárias ou, áreas em que métodos de regeneração passiva foram aplicados. No entanto, poucos estudos buscam entender o sequestro/estoque de carbono em áreas de recuperação ativa, embora seja a mais utilizada no Brasil (GUERRA et al. 2020; BRANCALION et al. 2016). Dentre esses estudos, estão os trabalhos de Campoe, Stape e Mendes (2010), Campoe et al. (2014), Ferez et al.

(2015), Brancalion et al. (2019), Turchetto et al. (2020) e Zanini et al. (2021). Essas pesquisas buscam entender a diferença entre vários métodos e a influência de práticas silviculturais no estoque de carbono (espaçamento, adubação, número de espécies plantadas entre outras).

#### **4.3 Equações alométricas**

Uma das formas mais simples de se estimar a biomassa/estoque de carbono em um sistema é através de equações alométricas. Alometria segundo Picard, Saint-André e Henry (2012) é a relação estatística, em uma determinada população, entre duas ou mais características de tamanho. Ou seja, equação alométrica é uso de uma característica de mais fácil medição para estimar uma de difícil medição.

O uso de equações para estimar a biomassa de um determinado sistema vem de longa data (OVINGTON, HEITKAMP E LAWRENCE, 1963; BASKERVILLE; 1972; FEARNSIDE, 1997; CHAVE et al., 2004). Usualmente, diâmetro e altura, apresentam grande correlação com a biomassa. Baker et al. (2004) também já apontava os valores de densidade específica da madeira como um importante preditor.

Entretanto, uma das grandes fontes de incerteza em todas as estimativas de carbono é a falta de modelos locais para a conversão de medidas da árvore (diâmetro e altura) em biomassa (CHAVE et al., 2005). A falta de equações se dá, principalmente, pois o processo de obtenção de dados destrutivos para construção dos modelos é muito dispendioso em tempo e recurso financeiro (VIEIRA et al., 2008; CHAVE et al., 2014)

Apesar da dificuldade, vários trabalhos têm surgido com o desenvolvimento de equações cada vez mais específicas. Como por exemplo, modelos para estimar a biomassa de árvores urbanas (YOON et al., 2013), matas secas (ABICH et al., 2019), florestas de dipterocarpáceas (BASUKI et al., 2009) entre outras. Apesar disso, poucos ainda são os estudos que desenvolvem tais equações para áreas restauradas por métodos ativos. Na Tabela 1 está um compilado equações muito utilizadas na estimativa de biomassa em ecossistemas tropicais, além da equação de Ferez et al. (2015) que é a que mais se relaciona com o objetivo do projeto.

Tabela 1 – Descrição de equações usadas para estimativa de biomassa aérea em determinadas fitosionomias e com variação de DAP testada

Referência	Equação	DAP	RSE	R <sup>2</sup>	Fitofisionomia
Chave et al. (2005)	$B = 0,0509 \cdot (\rho \cdot D^2 \cdot H)$	5 - 150	0,311	0,996	Florestas Tropicais Primarias/Secundaria
Burger e Delitti (2008)	$Ln(B) = -3,676 + 0,951 \cdot Ln(D^2 \cdot H)$	<50	0,558	0,935	Mata Atlântica Secundaria
Chave et al. (2014)	$B = 0,0673 \cdot (\rho \cdot D^2 \cdot H)^{0,976}$	5 - 212	0,357	NA	Florestas Tropicais Primarias/Secundaria
Ferez et al. (2015)	$Ln(B) = 6,039 + 0,945 \cdot Ln(SA) + 0,961 \cdot Ln(H) + 1,022 \cdot Ln(\rho)$	<50	1,45	0,94	Florestas Tropicais Regeneração ativa

Onde: B – biomassa da parte aérea; ρ – densidade específica da madeira; D – diâmetro a altura do peito; H – altura total da árvore; e SA – área seccional; RSE – erro padrão residual; R<sup>2</sup> – coeficiente de determinação; NA – não apresentado.

Fonte: Do autor (2024).

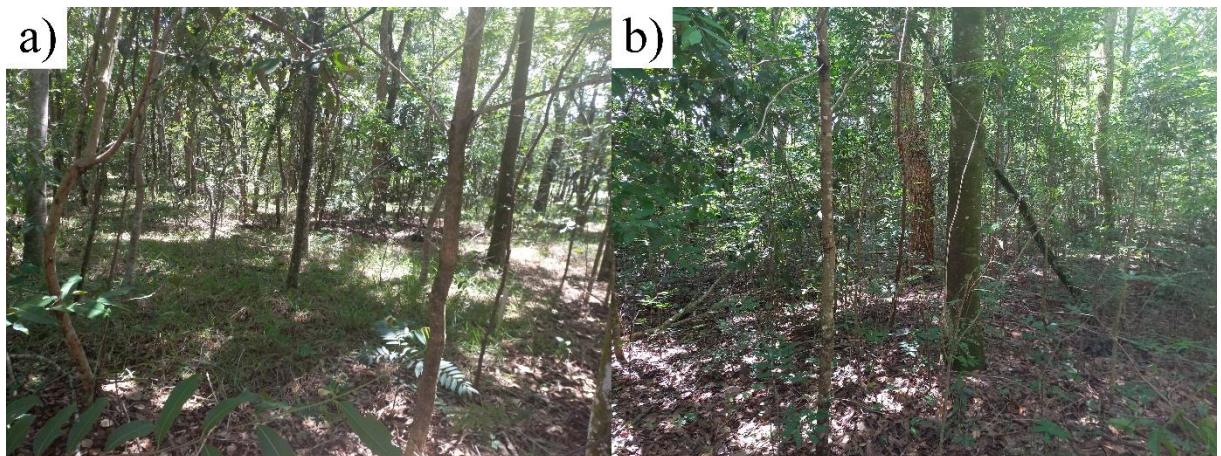
## 5 Material e métodos

### 5.1 Descrição da área experimental

A base de dados foi composta pelo projeto de restauração de florestas nativas realizado pelo Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF), aqui denominado projeto Refor Silvicultura. O objetivo do projeto foi avaliar como três fatores (modelo de plantio, densidade de plantio e tecnologia utilizada) influenciam o sequestro de carbono ao longo do tempo (fatorial triplo 2<sup>3</sup>) em florestas de restauração. Os modelos de plantio utilizados se baseavam na proporção indivíduos de grupos ecológicos diferentes, sendo eles: grupo de pioneiras (pioneeras/secundárias iniciais) e de grupos não pioneiras (secundárias tardias/clímax). Os modelos testados foram: A – 50% dos indivíduos do grupo de pioneiras e 50% do grupo de não pioneiras; e B – 67% do grupo de pioneiras e 33% do grupo de não pioneiras. As espécies utilizadas, juntamente com seu grupo ecológico, são apresentadas na Tabela 2. Para o fator de densidade de plantio, se utilizou dois espaçamentos: 3,0 x 1,0 metros (3333 plantas/ha – código 1) e 3,0 x 2,0 metros (1667 plantas/ha – código 2). Já para o fator tecnologia, houve o plantio com tecnologia/silvicultura tradicional (código U) e com tecnologia/silvicultura intensiva (código X). O sistema tradicional consistiu em um preparo do

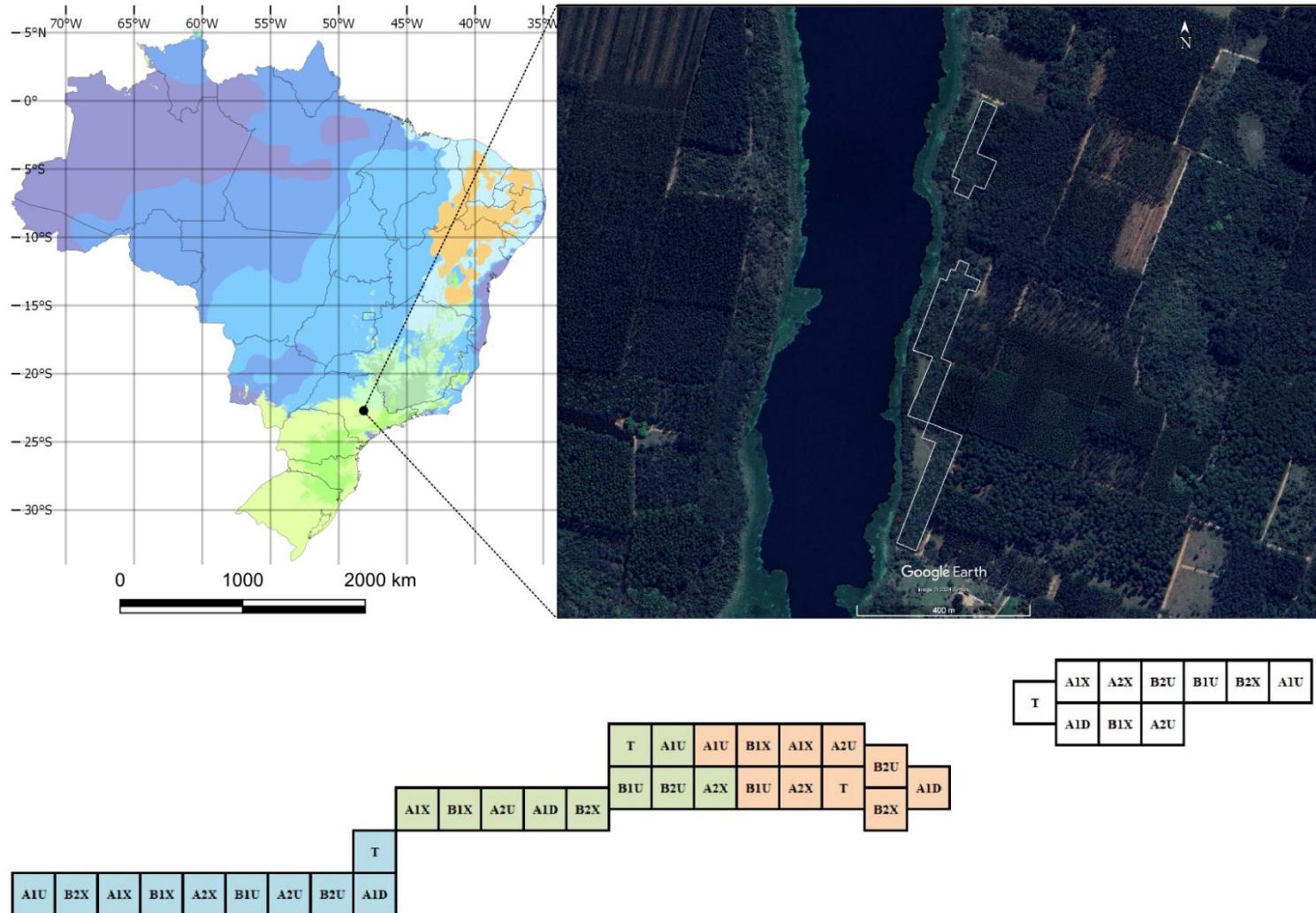
solo convencional (subsolagem a 40 cm/coveamento), adubação de base e capina até o segundo ano. Já a silvicultura intensiva, consistiu em um preparo mais profundo do solo (subsolagem a 90 cm), adubações corretivas, de base e de cobertura, além do controle sistemático das plantas daninhas até o quarto ano. O detalhamento mais completo de todos os tratos silviculturais realizados em cada tecnologia, assim como as datas de algumas atividades realizadas no início do experimento (primeiros dois anos), o número de indivíduos plantados de cada espécie e a distribuição de espécies nas parcelas de cada tratamento (croqui) podem ser verificados nos Anexos A, B, e C respectivamente. Com isso, oito tratamentos foram aplicados (A1U, A1X, A2U, A2X, B1U, B1X, B2U e B2X) além de uma parcela controle e uma para amostragem destrutiva (o tratamento utilizado na parcela destrutiva foi o AIX). Estes foram repetidos em quatro blocos cada, totalizando assim 40 parcelas. As parcelas possuem área de 1260 m<sup>2</sup> (792 m<sup>2</sup> de área útil), perfazendo assim uma área total de 50.400 m<sup>2</sup> ou 5,04 ha. O projeto foi instalado na Estação Experimental de Ciências Florestais de Anhembi – São Paulo (Figura 4 e Figura 5). Como o objetivo do trabalho está relacionado com o plantio de mudas, as parcelas controle não foram incluídas nas análises.

Figura 4 – Imagens do sítio experimental em fevereiro de 2024. a) parcela com tratamento B2U e b) parcela com tratamento B2X



Fonte: do autor (2024)

Figura 5 – Mapa de localização da área de estudo e croqui com a distribuição das parcelas em cada um dos blocos.



Fonte: do autor (2024)

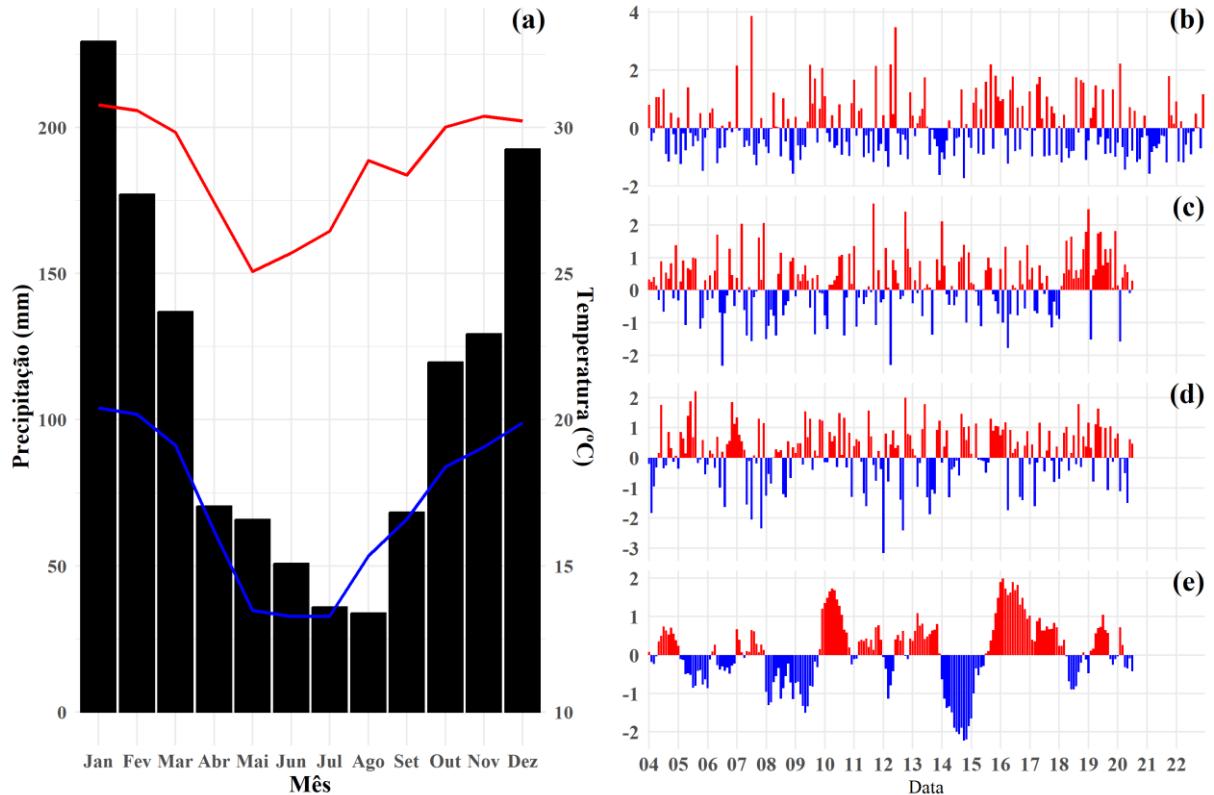
Tabela 2 – Espécies utilizadas no experimento com respectivo nome popular, código utilizado e grupo ecológico.

Espécie	Nome Popular	Código	Grupo Ecológico
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitiba	JE	Não pioneira
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	CE	Não pioneira
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	Paineira	PA	Não pioneira
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Figueira-branca	FB	Não pioneira
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê roxo	IR	Não pioneira
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatoba	JT	Não pioneira
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Jacaranda	JA	Não pioneira
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Dedaleiro	DE	Não pioneira
<i>Myroxylon peruiferrum</i> L.f.	Cabreúva	CB	Não pioneira
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	Lapacho	LA	Não pioneira
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra d'água	SD	Pioneira
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Tamboril	TI	Pioneira
<i>Erythrina mulungu</i> Mart.	Mulungu	ML	Pioneira
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutamba	MT	Pioneira
<i>Helicocarpus americanus</i> L.*	Algodeiro	AL	Pioneira
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Açoita cavalo	AC	Pioneira
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafistula	CF	Pioneira
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim bravo	AM	Pioneira
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira pimenteira	AP	Pioneira
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Monjoleiro	MO	Pioneira

Fonte: Do autor (2024).

A área se encontra nas coordenadas 22°43'03" S e 48°10'30" O e está a uma altitude de aproximadamente 500 m. Possui um relevo plano a levemente ondulado, solo do tipo Latossolo amarelo distrófico com textura arenosa e está em uma área de predominância das florestas estacionais semideciduais (BRANCALION et al., 2019). O clima da região é classificado como Cfa (ALVAREZ et al., 2013) com precipitação média em torno de 1300 mm e temperatura média anual de 22,2°C (CAMPOE et al., 2014). A média histórica (1960 a 2020) e os desvios dos dados mensais (diferença entre os dados observados e a média histórica do mês) (2004 ~ 2020) para precipitação, temperatura máxima e temperatura mínima, além do índice de seca SPEI, ou Índice padronizado de precipitação e evapotranspiração (VICENTE-SERRANO; BEGUERÍA; LÓPEZ-MORENO, 2010), podem ser observados na Figura 6 (XAVIER et al. 2022). O período de dados observados corresponde à data do plantio, realizado em março de 2004, e os dados disponíveis.

Figura 6 – Variação climática de Anhembi/SP. a) Valores médios mensais históricos de precipitação (barra), temperatura máxima (vermelho) e temperatura mínima (azul); diferença entre os dados observados e a média histórica do mês (período entre 2004 e 2020) para b) precipitação, c) temperatura máxima e d) temperatura mínima; e) índice de seca (SPEI).



Fonte: Do autor (2024).

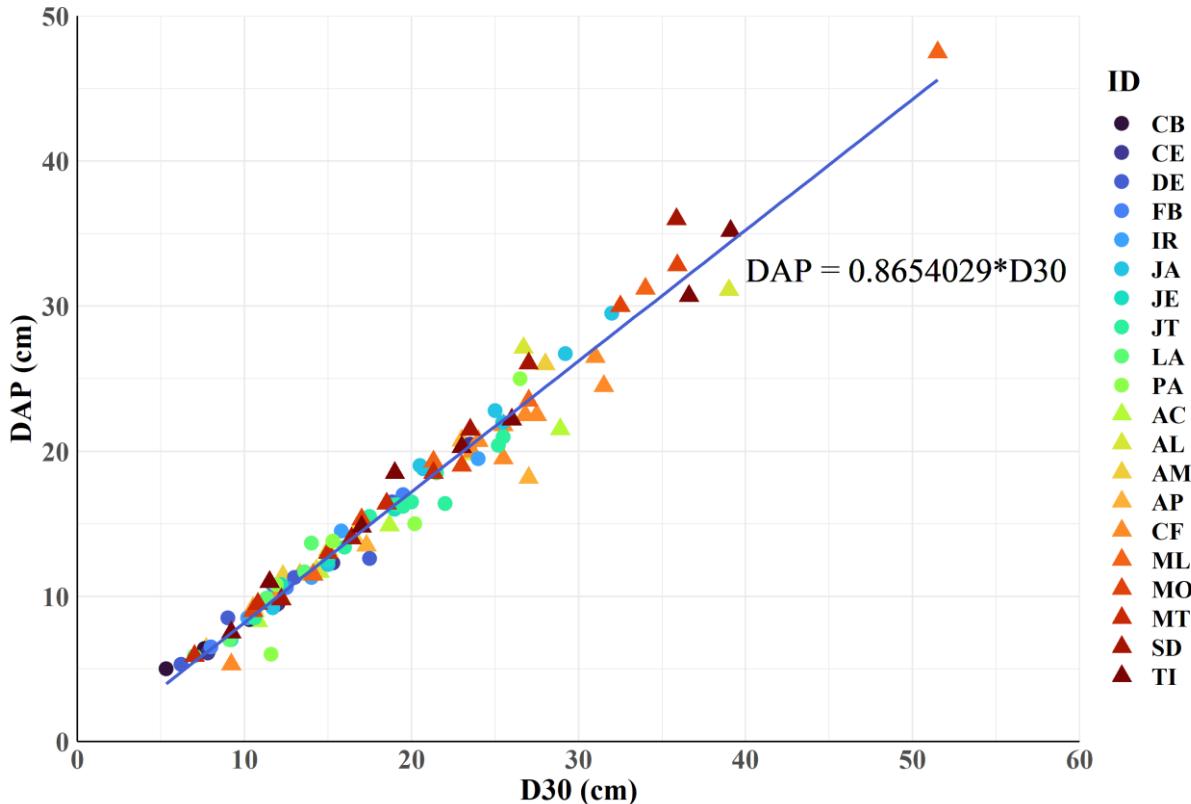
Foram realizados 16 inventários (diâmetro e altura) entre os anos de 2004 a 2023. Até os 12 anos (2016) os dados de diâmetro coletados foram a altura de 30 cm (D30). Estes dados foram transformados para diâmetro a altura do peito (DAP) seguindo a relação encontrada nos dados de Rasera (2018) apresentada no item 5.2. Para indivíduos que possuíam mais de um fuste, foi calculado um diâmetro relativo igual a raiz da soma dos quadrados de todos os fustes e adotada a maior altura.

## 5.2 Dados das amostragens destrutivas

Para o ajuste das equações de estoque de carbono serão considerados os compartimentos troncos, galhos, folhagens (áereo) e raízes (abaixo do solo). Os dados de cubagem (DAP, altura total da árvore, densidade da madeira e peso dos compartimentos) foram obtidos aos cinco (FEREZ et al., 2015) e aos doze anos (RASERA, 2018). Para os dados de cinco anos, os valores de diâmetro tiveram que ser transformados. Inicialmente,

estes foram obtidos a altura de 30 cm do solo (D30). A relação entre DAP e D30 foi calculada com base nos dados de cubagem aos doze anos (Figura 7). As árvores cubadas que tinham menos de 2,00 metros foram retiradas do conjunto de dados.

Figura 7 – Modelo ajustado para a relação entre os valores de diâmetro a 30 cm do solo (D30) e diâmetro a altura do peito (DAP).



onde: Triangulo: espécies pioneiras; Círculo: espécies não pioneiras; CB: *M. peruferum* / Cabreúva; CE: *C. fissilis* / Cedro; DE: *L. pacari* / Dedaleiro; FB: *F. guaranitica* / Figueira branca; IR: *H. impetiginosus* / Ipê roxo; JA: *J. cuspidifolia* / Jacaranda; JE: *C. estrellensis* / Jequitiba; JT: *H. courbaril* / Jatoba; LA: *P. parviflora* / Lapacho; PA: *C. speciosa* / Paineira; AC: *L. divaricata* / Açoita cavalo; AL: *H. americanos* / Algodoeiro; AM: *P. nitens* / Amendoim bravo; AP: *S. terebinthifolia* / Aroeira pimenteira; CF: *P. dubium* / Canafistula; ML: *E. mulungu* / Mulungu; MO: *S. polyphylla* / Monjoleiro; MT: *G. ulmifolia* / Mutambo; SD: *C. urucurana* / Sangra d'água; TI: *E. contortisiliquum* / Timboril.

Fonte: Do autor (2024).

### 5.3 Ajuste dos modelos e cálculo dos valores de biomassa/carbono

Foram ajustados três modelos, seguindo o proposto por Chave et al. (2014): biomassa do tronco (equação 1), biomassa da parte aérea (tronco, folhas e galhos - equação 2) e para biomassa total (equação 3) que inclui os valores de biomassa de raízes. As variáveis foram transformadas pelo logaritmo natural (ln) para evitar a heterocedasticidade dos resíduos.

$$\ln BTr = \beta_1 + \beta_2 \ln(\rho \cdot DAP^2 \cdot H) \quad (1)$$

$$\ln BPA = \beta_1 + \beta_2 \ln(\rho \cdot DAP^2 \cdot H) \quad (2)$$

$$\ln BTo = \beta_1 + \beta_2 \ln(\rho \cdot DAP^2 \cdot H) \quad (3)$$

Onde: BTr: biomassa do tronco; BPA: biomassa da parte aérea; BTo biomassa total,  $\rho$ : densidade da madeira; DAP: diâmetro a altura do peito e; H: altura total da árvore.

A qualidade do modelo foi verificada de acordo com o i) coeficiente de determinação ajustado ( $R^2$ ), ii) gráfico de resíduos, iii) gráfico de dispersão de valores preditos x observados, iv) raiz do erro médio quadrático (REMQ), v) erro padrão da estimativa ( $S_{yx}$ ) e vi) erro médio absoluto (EMA). O ajuste dos modelos e os gráficos foram feitos com o programa R, versão 4.3.3 (R CORE TEAM, 2024). Análises de densidade da madeira foram realizadas em três ocasiões. Por Campoe et al. (2008) aos três anos, por Ferez et al. (2015) aos cinco anos e por Rasera (2018) aos doze anos. Valores médios entre cada uma das idades amostradas foram calculados pela média simples dos valores. Com isso, os valores de densidade utilizados para o cálculo da biomassa variaram de acordo com a idade e a espécie (Tabela 3). Foi utilizado o fator 0,47 para conversão de biomassa em carbono (IPCC, 2006)

Tabela 3 – Densidade das espécies utilizadas para o cálculo da biomassa

Espécie / Nome Popular	Código	Grupo Ecológico	Densidade $\leq 3$ anos <sup>1</sup>	Densidade $> 3$ e $< 5$	Densidade $= 5$ anos <sup>2</sup>	Densidade $> 5$ e $< 12$	Densidade $\geq 12$ anos <sup>3</sup>
Jequitiba	JE	Não pioneira	0.389	0.433	0.477	0.466	0.455
Cedro	CE	Não pioneira	0.312	0.336	0.361	0.349	0.336
Paineira	PA	Não pioneira	0.205	0.229	0.253	0.262	0.272
Figueira-branca	FB	Não pioneira	0.337	0.347	0.357	0.371	0.386
Ipê roxo	IR	Não pioneira	0.422	0.512	0.602	0.565	0.528
Jatoba	JT	Não pioneira	0.503	0.565	0.627	0.621	0.616
Jacaranda	JA	Não pioneira	0.360	0.427	0.495	0.480	0.466
Dedaleiro	DE	Não pioneira	0.513	0.517	0.522	0.551	0.579
Cabreúva	CB	Não pioneira	0.483	0.590	0.698	0.672	0.647
Lapacho	LA	Não pioneira	0.619	0.659	0.698	0.700	0.701
Sangra d'água	SD	Pioneira	0.342	0.326	0.309	0.330	0.351
Tamboril	TI	Pioneira	0.235	0.270	0.304	0.309	0.315
Mulungu	ML	Pioneira	0.269	0.244	0.218	0.221	0.223
Mutamba	MT	Pioneira	0.411	0.424	0.438	0.457	0.476
Algodoiro	AL	Pioneira	0.293	0.289	0.285	0.268	0.251
Açoita cavalo	AC	Pioneira	0.365	0.388	0.412	0.426	0.439
Canafistula	CF	Pioneira	0.450	0.453	0.456	0.488	0.519
Amendoim bravo	AM	Pioneira	0.536	0.559	0.582	0.572	0.561
Aroeira pimenteira	AP	Pioneira	0.438	0.461	0.484	0.476	0.467
Monjoleiro	MO	Pioneira	0.649	0.674	0.699	0.662	0.626

Fonte: do autor, adaptado de Campoe et al (2008)<sup>1</sup>, Ferez et al. (2015)<sup>2</sup> e Rasera (2018)<sup>3</sup>.

#### 5.4 Análises exploratórias e estatísticas

Os valores de acúmulo de carbono e de sobrevivência ao longo dos inventários foram verificados através de uma análise exploratória visual (gráficos) para cada um dos fatores e para suas combinações (tratamentos). Também foi realizada uma análise de variância (ANOVA) para os valores médios de sobrevivência e carbono total nas idades de quatro, oito, doze e vinte anos. Havendo diferenças significativas entre os níveis de cada fator (ou sua interação) ou entre os tratamentos, o teste de médias de Scott-Knott a 5% de significância foi utilizado. Os testes de Levene e Shapiro-Wilk foram utilizados para checar a homoscedasticidade e normalidade dos dados, respectivamente. Foi utilizado o pacote ExpDes (FERREIRA, CAVALCANTI E NOGUEIRA, 2014) do programa R (R CORE TEAM, 2024) para as análises estatísticas.

O ganho (absoluto e relativo) que cada um dos fatores ocasionou no acúmulo de carbono também foi verificado graficamente. O acúmulo de carbono e a sobrevivência também foram analisados por espécie. Além disso, foi realizada uma análise da porcentagem de indivíduos por espécie e por fator que atingiram DAP maior que cinco centímetros em cada um dos inventários.

#### 5.5 Incremento médio anual e incremento corrente anual

Foram realizados cálculos do incremento médio anual (IMA) e do incremento corrente anual (ICA) para cada um dos fatores e tratamentos. As equações para os cálculos são apresentadas a seguir:

$$IMA = \frac{C_i}{t_i} \quad (4)$$

$$ICA = \frac{(C_i - C_{i-1})}{(t_i - t_{i-1})} \quad (5)$$

Onde:  $C_i$ : estoque de carbono no tempo  $i$  em kg/ha.  $t_i$ : idade em anos.

#### 5.6 Custo efetividade

Os valores de custo efetividade serão obtidos na última avaliação tendo como base os valores de implantação constantes no trabalho de Brancalion et al. (2019). Como os preços das mudas, de pioneiras e não pioneiras, foram considerados os mesmos, os valores do custo

de implantação foram diferenciados para silvicultura e espaçamento. A seguinte fórmula será utilizada para cada uma das parcelas avaliadas:

$$C_e = Custo_i / Carbono_i \quad 6)$$

Onde:  $C_e$ : custo efetivo (US\$/MgC);  $Custo_i$ : custo de implantação (US\$/ha); Carbono estocado (Mg.C/ha)

Os valores foram então submetidos a uma ANAVA, havendo diferenças significativas entre os tratamentos, o teste de médias de Scott-Knott a 5% de significância foi utilizado

## 6 Resultados

A amostragem destrutiva foi realizada em um total de 194 árvores com DAP variando entre 2 e 51,5 cm e altura entre 2,25 e 17 m. Deste total, a amostragem de raízes foi feita em 137 indivíduos. As estatísticas descritivas de todos os indivíduos amostrados são apresentadas na Tabela 4. Os coeficientes das regressões e as estatísticas de qualidade dos modelos de cada uma das equações são apresentados na Tabela 5. Todos os modelos apresentaram  $R^2$  ajustado superiores a 0,94. Os valores de REMQ e  $S_{yx}$  foram muito semelhantes, variando de 11,06 a 23,82, e 11,09 a 23,99 kg.árv<sup>-1</sup> respectivamente. Os valores de EMA variaram entre 6,32 e 12,55.

Tabela 4 – Estatísticas descritivas das árvores que foram amostradas e usadas para a modelagem

Estatística	DAP (cm)	H (m)	Tronco (kg)	Folhas+Galhos (kg)	Raízes (kg)	BTo (kg)
n	194	194	194	194	137	194
Min.	2.00	2.25	0.202	0.015	0.163	0.411
Max.	51.50	17.00	125.368	365.166	120.378	464.390
1º Q	6.94	6.50	3.402	2.616	1.785	9.156
Mediana	11.90	9.30	11.909	10.679	4.554	27.881
Média	14.00	9.03	23.322	38.585	14.341	72.035
3º Q	19.50	11.58	33.807	43.493	13.749	100.273

onde: n: número de indivíduos amostrados; Min: valor mínimo encontrado; Max: valor máximo encontrado; 1º Q: primeiro quartil dos dados; 3ºQ: terceiro quartil dos dados; DAP: diâmetro a altura do peito; H: altura total; e BTo: biomassa total.

Fonte: Do autor (2024).

Tabela 5 – Coeficientes e estatísticas de qualidade dos três modelos ajustados.

Modelo	$\beta_0$	$\beta_1$	$R^2$ Aju	REMQ	$S_{yx}$	EMA
$\ln(BTr) = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln(\rho \cdot DAP^2 \cdot H)$	-2.5756808	0.7977285	0.946	11.06	11.09	6.32
$\ln(BPA) = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln(\rho \cdot DAP^2 \cdot H)$	-2.3707697	0.8904359	0.951	22.21	22.33	12.55

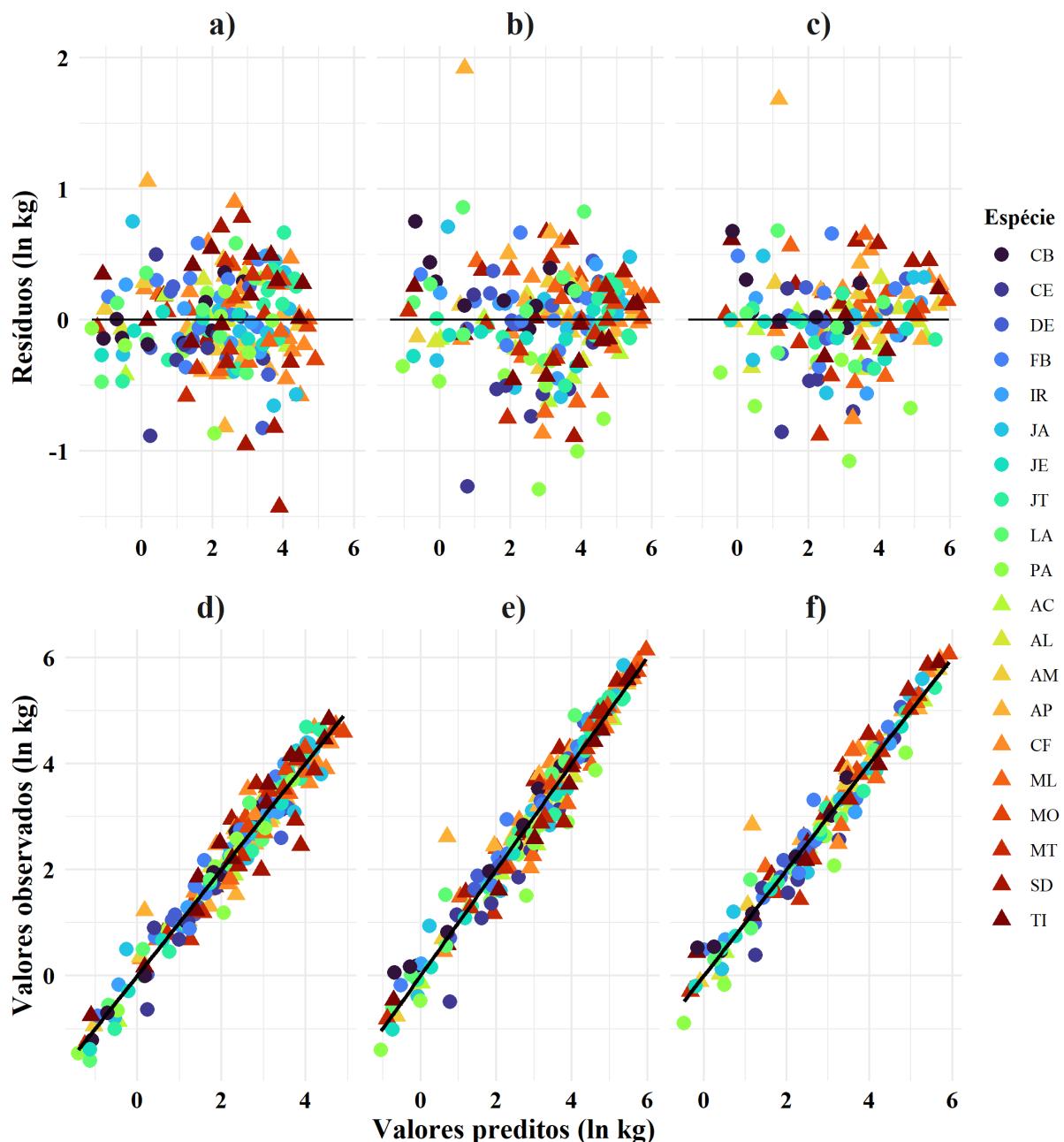
$$\text{Ln(BTo)} = \beta_0 + \beta_1 \cdot \text{Ln}(\rho \cdot \text{DAP}^2 \cdot \text{H}) \quad -1.7401859 \quad 0.8418049 \quad 0.952 \quad 23.82 \quad 23.99 \quad 11.78$$

onde: BTr: biomassa de tronco estimada; BPA: Biomassa da parte aérea estimada; BTo: biomassa total estimada;  $R^2$  Aju: coeficiente de determinação ajustado; REMQ: raiz do erro médio quadrático (kg. árv.  $^{-1}$ );  $S_{yx}$ : erro padrão da estimativa (kg.árv.  $^{-1}$ ) e; EMA: erro médio absoluto (kg.árv.  $^{-1}$ ).

Fonte: Do autor (2024).

Os gráficos de resíduos e o de valores preditos x observados podem ser observados na Figura 8. Pode-se observar a homoscedasticidade dos resíduos e a distribuição próxima de 0.

Figura 8 – Homogeneidade dos resíduos para os três modelos ajustados. Valores preditos versus resíduos e valores preditos versus valores observados para: a) e d) biomassa de tronco; b) e e) biomassa aérea e; c) e f) biomassa total.



onde: Triangulo: espécies pioneiras; Círculo: espécies não pioneiras; CB: *M. peruiferum* / Cabreúva; CE: *C. fissilis* / Cedro; DE: *L. pacari* / Dedaleiro; FB: *F. guaranitica* / Figueira branca; IR: *H.*

impetiginosus / Ipê roxo; JA: *J. cuspidifolia* / Jacaranda; JE: *C. estrellensis* / Jequitiba; JT: *H. courbaril* / Jatoba; LA: *P. parviflora* / Lapacho; PA: *C. speciosa* / Paineira; AC: *L. divaricata* / Açoita cavalo; AL: *H. americanos* / Algodoeiro; AM: *P. nitens* / Amendoim bravo; AP: *S. terebinthifolia* / Aroeira pimenteira; CF: *P. dubium* / Canafistula; ML: *E. mulungu* / Mulungu; MO: *S. polyphylla* / Monjoleiro; MT: *G. ulmifolia* / Mutambo; SD: *C. urucurana* / Sangra d'água; TI: *E. contortisiliquum* / Timboril.

Fonte: Do autor (2024).

As equações ajustadas foram aplicadas nos dados dos 16 inventários realizados, o que corresponde a aproximadamente 65 mil árvores. Os valores de DAP variaram entre 2,00 e 58,80 cm e os de altura entre 2,00 e 25,10 m. O valor máximo estimado para biomassa total foi de 843,6 kg e o de estoque de carbono de 396,5 kg (Tabela 6).

Tabela 6 – Estatísticas descritivas das árvores amostradas nos 16 inventários.

	<b>DAP</b> (cm)	<b>H</b> (m)	<b>BTr</b> (kg)	<b>BPA</b> (kg)	<b>BTo</b> (kg)	<b>CTr</b> (kg)	<b>CPA</b> (kg)	<b>CTo</b> (kg)
Min.	2.00	2.00	0.131	0.171	0.311	0.062	0.080	0.146
Max.	58.80	25.10	234.697	732.798	843.608	110.308	344.415	396.496
1º Q	4.50	3.60	1.226	2.078	3.296	0.576	0.977	1.549
Mediana	6.92	5.50	3.244	6.158	9.203	1.525	2.894	4.325
Média	8.50	6.19	7.633	17.724	23.778	3.588	8.330	11.176
3º Q	10.85	8.00	8.297	17.568	24.795	3.900	8.257	11.654

onde: n: número de indivíduos amostrados; Min: valor mínimo encontrado; Max: valor máximo encontrado; 1º Q: primeiro quartil dos dados; 3ºQ: terceiro quartil dos dados; DAP: diâmetro a altura do peito; H: altura total; BTr: biomassa de tronco estimada; BPA: Biomassa da parte aérea estimada; BTo: biomassa total estimada; CTr: carbono no tronco estimado; CPA: carbono na parte aérea estimado e; CTo: carbono total estimado.

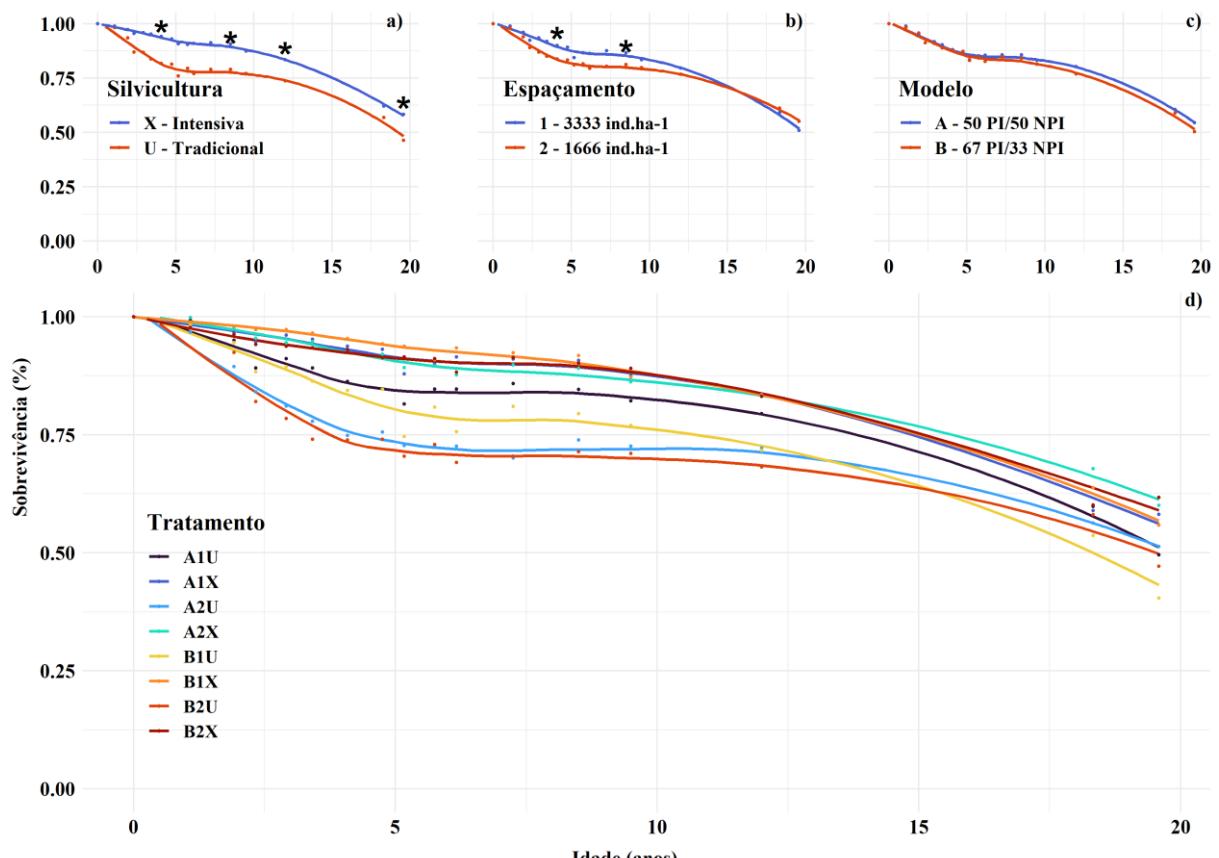
Fonte: do autor (2024)

A sobrevivência, para fatores e tratamentos, ao longo dos anos pode ser verificada na Figura 9. Todas as curvas se comportaram de forma semelhante, com uma tendência de queda até os cinco anos, de estabilidade dos cinco aos dez anos e nova tendência de queda até os vinte anos. Para os modelos, A e B, os valores foram semelhantes ao longo de todo o tempo, com sobrevivência próxima de 50% na última avaliação. Para o fator espaçamento, houve uma mortalidade maior no espaçamento 2 até aproximadamente os doze anos se igualando após isso, também chegando aos 50% aos vinte anos. O fator silvicultura foi o que apresentou as maiores diferenças. A silvicultura intensiva (X) apresentou melhores resultados em todo o tempo, com valores aproximadamente 15% melhores que os da silvicultura tradicional (U) aos cinco anos (~95% contra ~80%). Na última avaliação, a diferença chegou a aproximadamente 10% (60% contra 50%).

Já para os tratamentos, como indicado pelos fatores isoladamente, os que possuíam silvicultura intensiva (A1X, A2X, B1X e B2X) sempre apresentaram os melhores resultados.

O tratamento A1U chegou a apresentar resultados semelhantes a este grupo, entre sete e doze anos, mas após esse período voltou a ter uma maior queda na sobrevivência. Nos primeiros dez anos os piores tratamentos foram A2U e B2U, apresentando valores menores que 75%. Ao final dos vinte anos o pior resultado apresentado foi pelo tratamento B1U com sobrevivência de 40%.

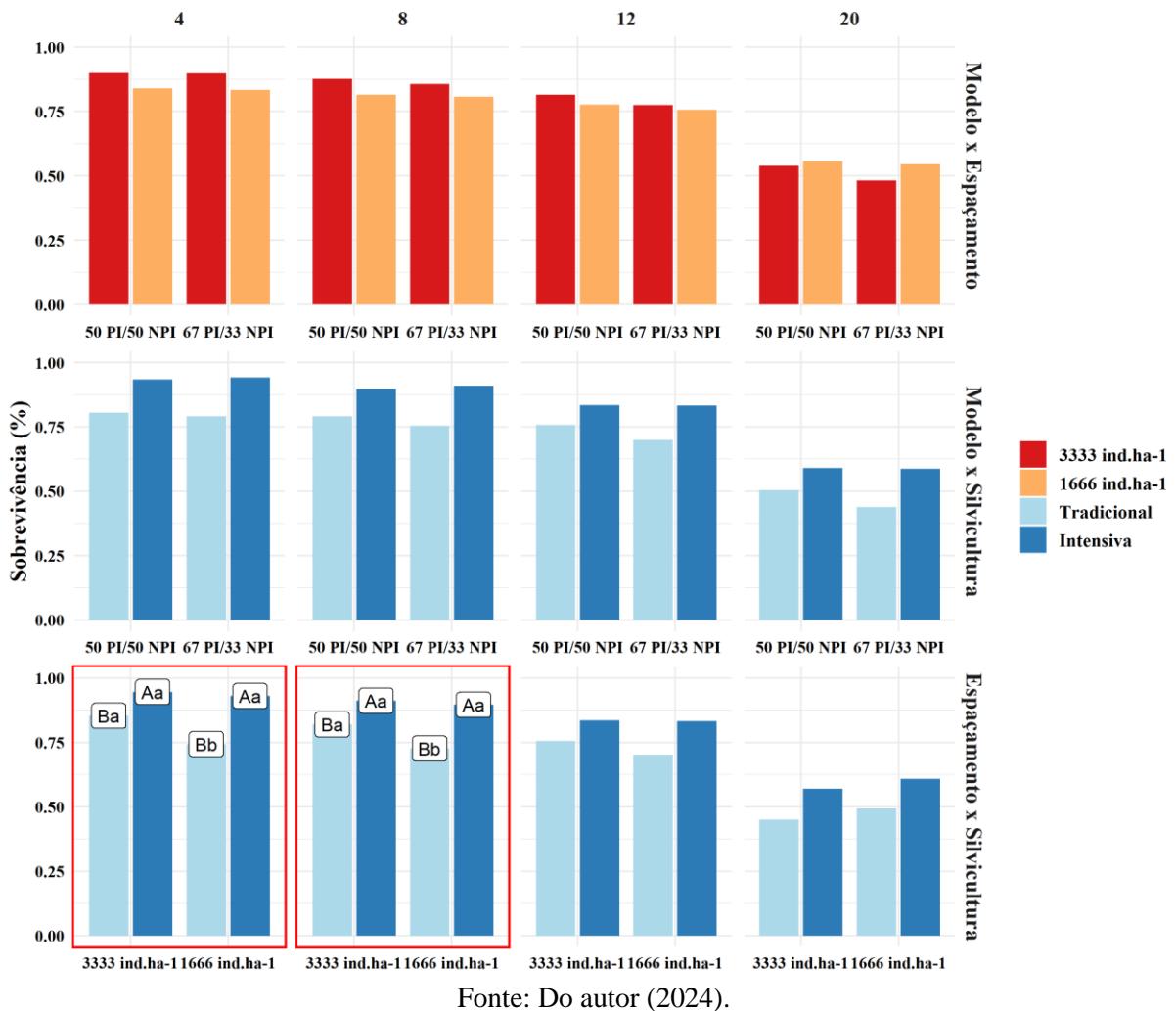
Figura 9 – Silvicultura intensiva (a) aumenta a sobrevivência das árvores plantadas ao longo dos 20 anos. Espaçamento (b) e modelo (c) se comportaram de forma semelhante não apresentando grandes diferenças; Tratamentos com silvicultura intensiva também apresentaram os melhores resultados. \* indicam diferença significativa entre os fatores na idade específica.



Fonte: Do autor (2024).

A ANAVA dos fatores (ANEXO D) confirmou o que foi visto visualmente nos gráficos. Silvicultura intensiva obteve, estatisticamente, melhores resultados em todos os anos. O fator modelo não apresentou diferenças significativas. Para espaçamento houve diferenças aos quatro e aos oito anos com interação com a silvicultura nos mesmos anos. O espaçamento de 3333 ind.ha<sup>-1</sup> foi melhor na silvicultura tradicional não havendo diferenças significativas na silvicultura intensiva (Figura 10).

Figura 10 – As interações entre os fatores espaçamento e silvicultura foram estatisticamente significativas aos quatro e oito anos para sobrevivência. Todas as outras combinações não apresentaram interações estatisticamente significativas entre os fatores.



Para os tratamentos também houve diferenças em todos os anos. O teste de médias de Scott-Knott é apresentado na Tabela 7. Como nos fatores, o que foi visto visualmente, foi confirmado estatisticamente. Os tratamentos com silvicultura intensiva apresentaram os melhores resultados durante todo o período. Os tratamentos A2U e B2U apresentaram os piores resultados e o tratamento A1U chegou a figurar no melhor grupo, mas aos vinte anos voltou ao pior.

Tabela 7 – Teste de Scott-Knott para as médias de sobrevivência de cada tratamento aos quatro, oito, doze e vinte anos.

Tratamento	Sobrevivência							
	4	8	12	20				
B2X	0.93	a	0.90	a	0.83	a	0.62	a
A2X	0.93	a	0.89	a	0.83	a	0.60	a
A1X	0.94	a	0.91	a	0.84	a	0.58	a
B1X	0.95	a	0.92	a	0.83	a	0.56	a
A2U	0.75	c	0.74	b	0.72	b	0.51	b
A1U	0.86	b	0.85	a	0.79	a	0.50	b
B2U	0.74	c	0.71	b	0.68	b	0.47	b
B1U	0.84	b	0.79	b	0.72	b	0.40	b

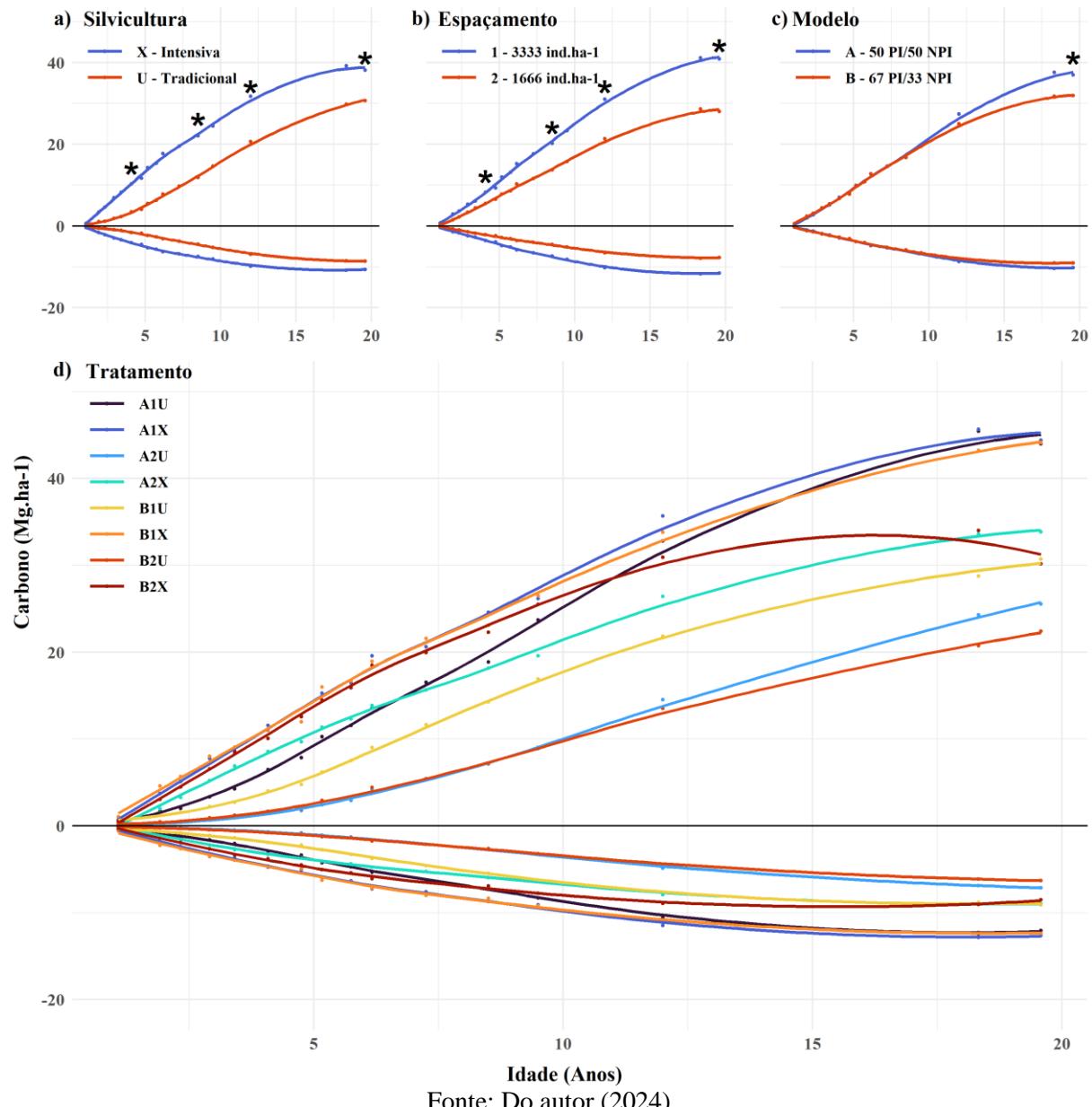
onde: a sequência de letras (a, b e c) define o melhor ao pior resultado estatístico do tratamento.

Fonte: Do autor (2024).

A evolução do estoque de carbono (Mg/ha) por fator e por tratamento pode ser analisado na Figura 11. Observa-se que, para o fator modelo, o acúmulo de carbono se comporta de forma semelhante nos dois níveis (A e B) até os doze anos. Após, o modelo 50PI:50NPI (A) tende a acumular mais carbono, chegando a um ganho de 6 Mg/ha aos 20 anos. Já para os fatores espaçamento e silvicultura há uma tendência de, desde o início do plantio, um dos níveis apresentarem melhores respostas para o acúmulo de carbono. O espaçamento 1 (3333 ind./ha) apresentou maior acúmulo de carbono durante todo o período e propensão a aumentar a diferença em relação ao espaçamento 2 (1666 ind./ha) ao longo do tempo. A diferença por volta dos cinco anos era aproximadamente 4 Mg/ha e aos vinte anos essa diferença foi maior que 16 Mg/ha. O uso da silvicultura intensiva (X) também influenciou no aumento do acúmulo de carbono chegando a ganhos maiores que 13 Mg/ha entre os oito e doze anos. Mas há uma propensão a diminuição dessa influência já que aos 20 anos a diferença entre as silviculturas X e U foi de aproximadamente 9 Mg/ha.

Com relação aos tratamentos, A1X, A1U e B1X se destacaram aos 20 anos com aproximadamente 56,5 Mg de carbono acumulados por hectare. Os tratamentos A2U e B2U, sempre apresentaram os piores acúmulos de carbono, resultando em 30 Mg/ha na última avaliação. Isso representa um ganho de aproximadamente 90%. Já o tratamento B2X, apresentava ganhos semelhantes aos três melhores tratamentos até os doze anos, após isso, teve uma piora significativa, com acúmulo de carbono de aproximadamente 38 Mg/ha aos 20 anos.

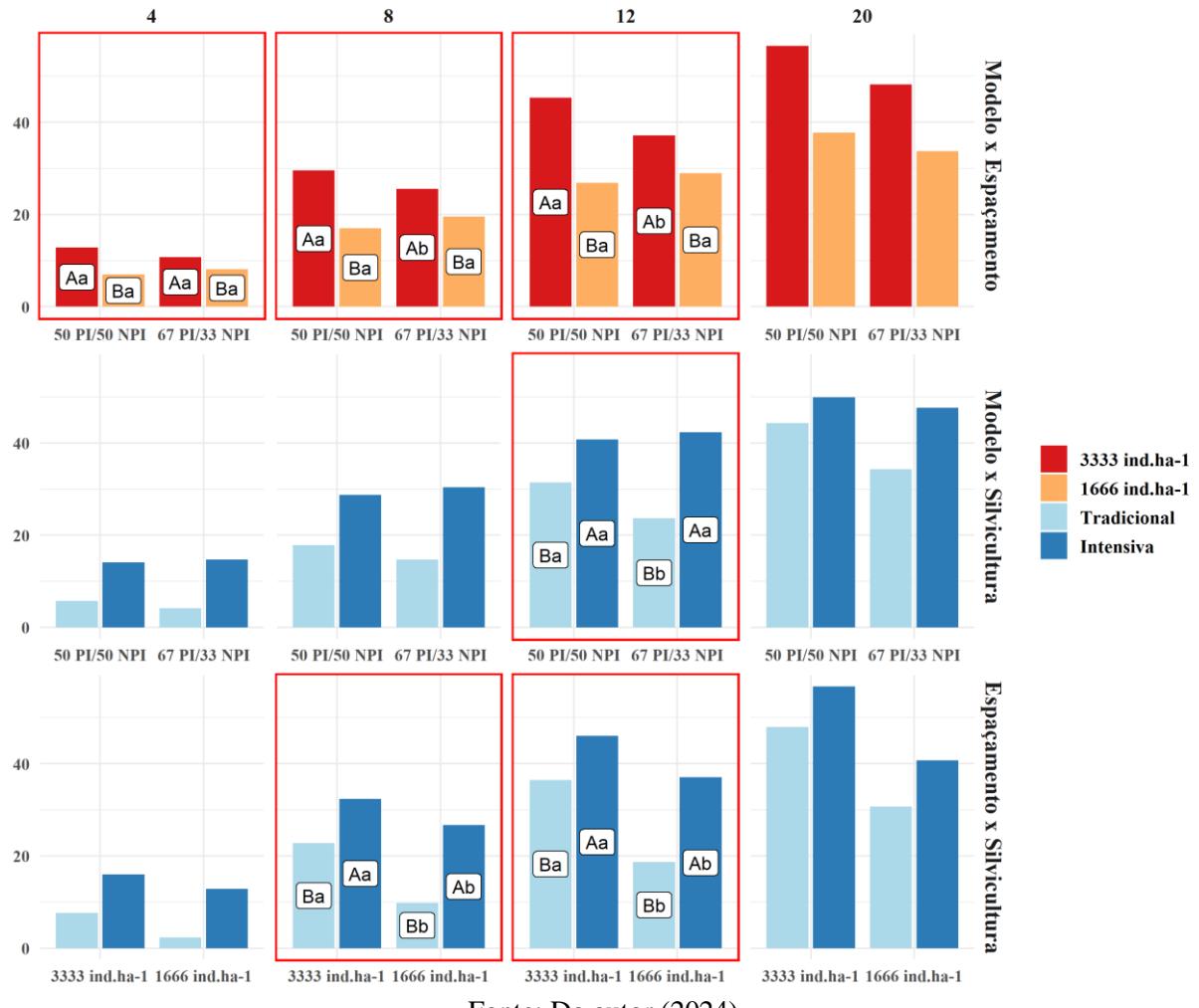
Figura 11 – Silvicultura intensiva (a) e espaçamento mais adensado (b) proporcionaram maiores estoques de carbono ao longo dos 20 anos. O modelo de 50 PI/50 NPI (c) apresentou melhores resultados à médio e longo prazo. A2U e B2U foram os piores tratamentos (d) enquanto A1U, A1X e B1X os melhores. \* indicam diferença significativa entre os fatores na idade específica.



Os testes estatísticos confirmaram as diferenças nos fatores de espaçamento e silvicultura. A ANAVA está apresentada no Anexo D. O espaçamento de 3333 ind.ha<sup>-1</sup> e a silvicultura potencial foram melhores estatisticamente em todos os anos avaliados (quatro, oito, doze e vinte) (Figura 11). Para o modelo apenas aos 20 anos o modelo 50PI:50NPI foi estatisticamente melhor que o modelo 67PI:33NPI. As interações entre os fatores estão apresentadas na Figura 12. Aos quatro, oito e doze anos houveram interações entre os fatores de modelo e espaçamento. Espaçamento de 3333 ind.ha<sup>-1</sup> foi estatisticamente melhor que o de

1666 ind.ha<sup>-1</sup> dentro de todos os modelos. Já o modelo 50PI:50NPI foi estatisticamente melhor que o modelo 67PI:33NPI, no espaçamento de 3333 ind.ha<sup>-1</sup>, aos oito e aos doze anos, não havendo diferenças nas demais combinações. Aos doze anos houve também interação entre modelo e silvicultura onde o modelo 50PI:50NPI foi melhor na silvicultura tradicional (U) mas não teve diferença na silvicultura intensiva (X). Para a interação Espaçamento x Silvicultura o teste apontou diferenças significativas aos oito e doze anos. Em ambos os casos, a silvicultura intensiva (X) foi melhor que a tradicional (U), independentemente do espaçamento, e o espaçamento de 3333 ind.ha<sup>-1</sup> foi melhor que o de 1666 ind.ha<sup>-1</sup>, independentemente da silvicultura. Mas a diferença entre as silviculturas, intensiva (X) e tradicional (U), é muito maior no espaçamento de 1666 ind.ha<sup>-1</sup>, aproximadamente 16 e 19 Mg.ha<sup>-1</sup> aos oito e doze anos respectivamente, do que no de 3333 ind.ha<sup>-1</sup>, com aproximadamente 10 e 9 Mg.ha<sup>-1</sup>. Não houve nenhuma interação dupla aos vinte anos e interação tripla em nenhuma das idades analisadas.

Figura 12 – Fatores modelo e espaçamento apresentaram interações estatisticamente significativas ao longo dos primeiros 12 anos para acúmulo de carbono. Silvicultura foi estatisticamente significativa com espaçamento aos oito e doze anos e com modelo também nãoz doze. Não houve interações aos 20 anos.



Fonte: Do autor (2024).

Considerando todos os tratamentos, o teste f da ANAVA foi significativo em todos os anos. O teste de Scott-Knott é apresentado na Tabela 8. Os tratamentos A1X e B1X pertenceram ao melhor grupo estatisticamente em todas as idades. Já os tratamentos A2U e B2U sempre pertenceram ao pior grupo. Houve variação entre os outros tratamentos com destaque para o tratamento A1U que foi ao melhor grupo aos 12 anos e para o tratamento B2X, que perdeu carbono, entre os doze e vinte anos, caindo ao grupo intermediário.

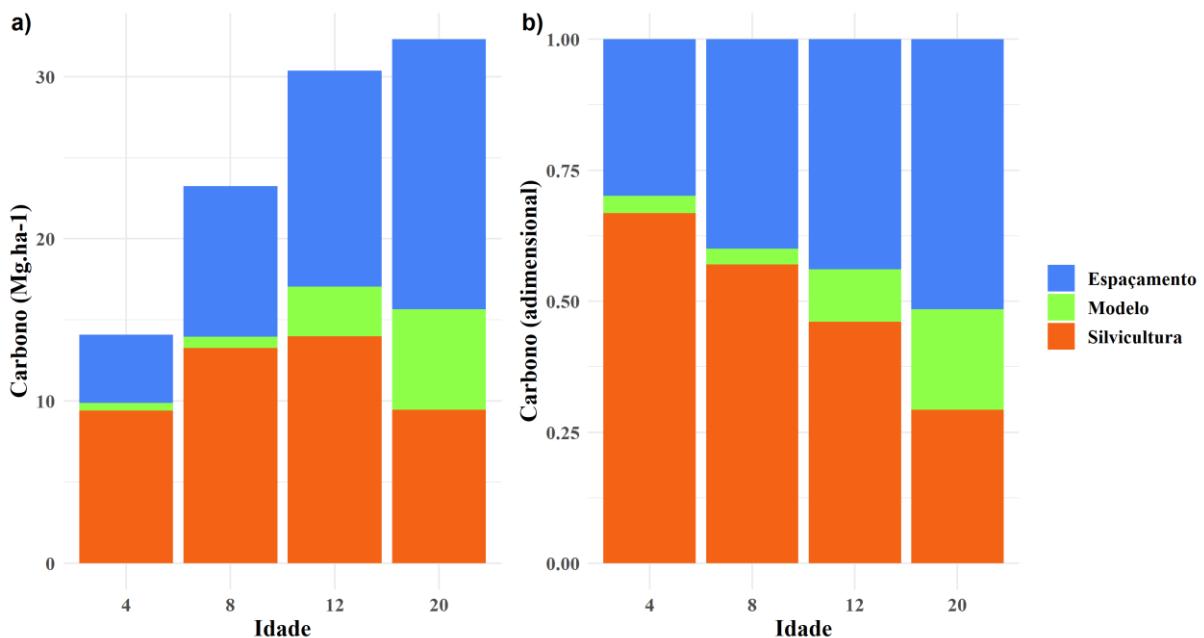
Tabela 8 – Teste de Scott-Knott para as médias de estoque de carbono para cada tratamento aos quatro, oito, doze e vinte anos. Os tratamentos foram ordenados de forma decrescente pelos valores de estoque aos vinte anos.

Tratamento	Estoque de Carbono (Mg.ha <sup>-1</sup> )			
	4	8	12	20
A1X	16.3 a	33.3 a	47.2 a	57.0 a
B1X	15.6 a	31.4 a	44.8 a	56.5 a
A1U	9.4 b	25.8 b	43.4 a	56.1 a
A2X	11.8 b	24.1 b	34.3 b	42.8 b
B1U	5.9 c	19.7 c	29.4 c	39.8 b
B2X	13.9 a	29.3 a	39.8 b	38.7 b
A2U	2.2 d	9.8 d	19.4 d	32.6 c
B2U	2.4 d	9.8 d	18.0 d	28.7 c

Fonte: do autor (2024)

O ganho ocasionado por cada um dos fatores isoladamente (absoluto e relativo) está representado na Figura 13. O efeito da silvicultura é muito expressivo nos primeiros anos (~70% aos quatro anos) e vai decaindo ao decorrer do experimento. O oposto ocorre com os dois outros fatores. Espaçamento ganha representatividade ao longo dos anos, chegando a aproximadamente 50% de representatividade aos vinte anos. Já o fator modelo mais que dobra sua contribuição absoluta (~3 Mg/ha para ~6 Mg/ha) dos doze para vinte anos.

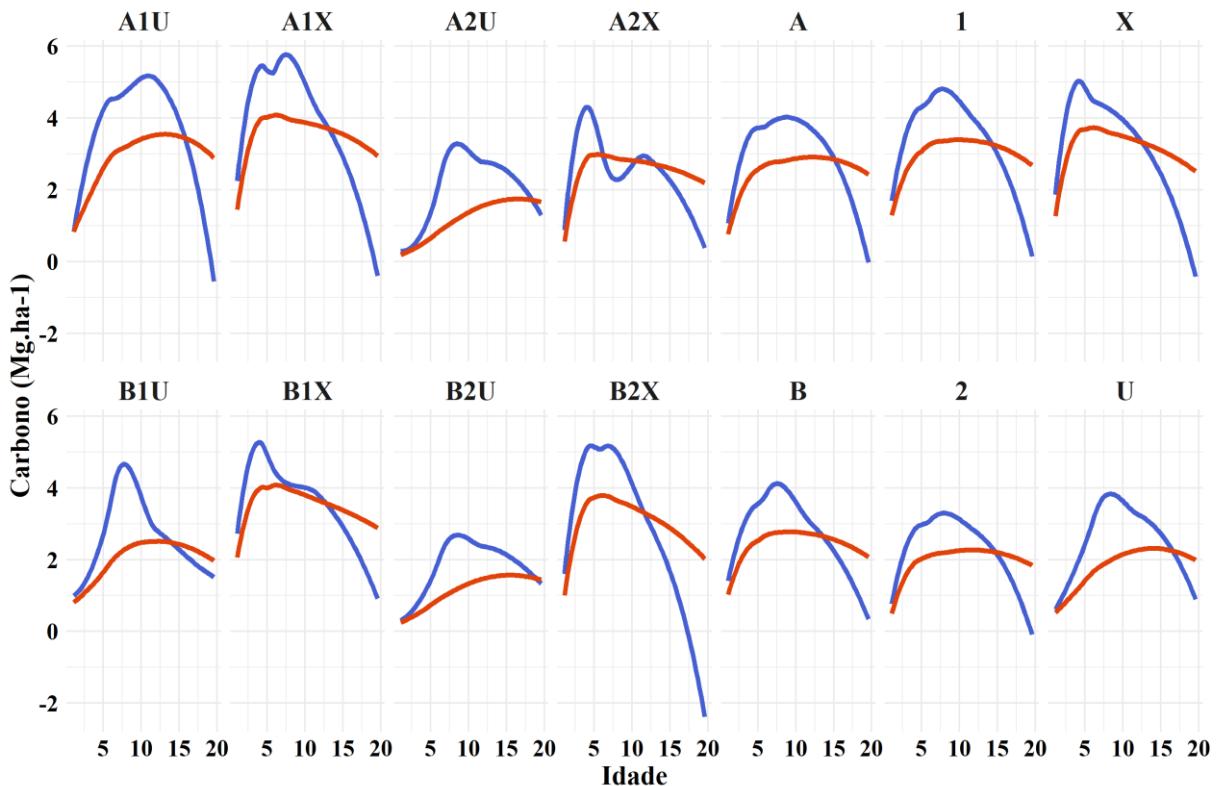
Figura 13 – Silvicultura apresenta os maiores ganhos, absoluto (a) e relativo (b), no início do experimento. Espaçamento ganha importância ao longo do tempo, chegando a representatividade de 50% aos 20 anos. Modelo começa a ganhar importância a partir dos 12 anos.



Fonte: Do autor (2024).

Os valores de IMA e ICA são apresentados na Figura 14. O pico de crescimento para todos os tratamentos e fatores é por volta de 5 anos. A silvicultura intensiva (X) e o espaçamento de 3333 ind.ha<sup>-1</sup> (1) apresentaram maiores valores de ICA, aproximadamente 5 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, quando comparados com a silvicultura tradicional (U) e o espaçamento de 1666 ind.ha<sup>-1</sup>, 4 e 3,2 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Ambos os modelos apresentaram valores semelhantes de ICA máximo, próximos aos 4 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Considerando os tratamentos, o comportamento foi parecido, com os que apresentavam espaçamento 1, chegando a valores maiores que 5 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. A exceção foi o tratamento B1U em que o incremento máximo foi de aproximadamente 4,5 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Os tratamentos com espaçamento 2 não tiverem bons resultados, chegando a no máximo 4 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. O tratamento B2X também foi uma exceção, chegando a valores de ICA maiores que 5 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> mas entrando em forte declínio após esse período. Considerando os valores de IMA, os padrões se repetiram, com valores máximos aos cinco anos (4 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> nos tratamentos A1X e B1X). Os melhores tratamentos foram os mesmos (A1U, A1X e B1X) com médias ao final dos 20 anos de aproximadamente 3 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

Figura 14 – Valores de ICA (azul) máximo estão em tratamentos com silvicultura intensiva (X) e espaçamento de 3333 ind.ha<sup>-1</sup> (1) com valores maiores que 5 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. O mesmo acontece com os valores de IMA (vermelho) com valores máximos de 4 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Os piores tratamentos são os que apresentam silvicultura tradicional (U) e espaçamento com 1666 ind.ha<sup>-1</sup> (2).



onde: A – modelo 50 PI/50 NPI; B – modelo 67 PI/33 NPI; 1 – densidade de 3333 ind.ha<sup>-1</sup>; 2 – densidade de 1666 ind.ha<sup>-1</sup>; X – silvicultura intensiva; U – silvicultura tradicional.

Fonte: Do autor (2024).

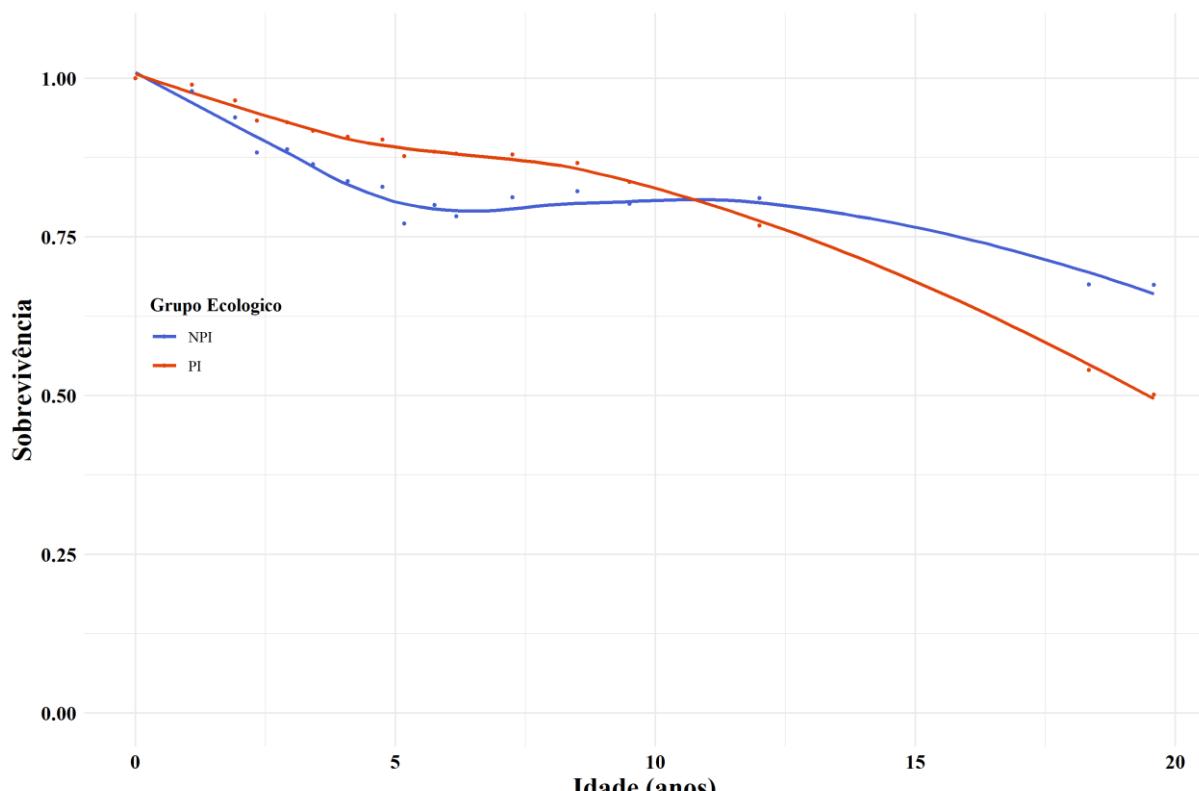
As espécies individualmente e os grupos ecológicos apresentaram comportamento distinto em relação aos aspectos avaliados. Com relação a mortalidade, os grupos ecológicos se comportaram de forma totalmente distinta (Figura 15). As não pioneiras tiveram uma alta mortalidade até os cinco anos, chegando a uma sobrevivência de aproximadamente 80%, enquanto as pioneiras, no mesmo período apresentavam números próximos de 90%. Após esse período, as não pioneiras apresentaram mortalidade menor que as pioneiras. As taxas de sobrevivência se igualaram por volta dos onze anos (~80%) e aos vinte anos há uma diferença de aproximadamente 15% entre os grupos: pioneiras com sobrevivência em torno de 50% e não pioneiras 65%.

A mortalidade de cada espécies ao longo do tempo está apresentada na Figura 16. É possível identificar que espécies pioneiras como *Cronton urucurana* (SD) e *Helicocarpus americanus* (AL), perderam praticamente todos os seus indivíduos ao final de vinte anos independentemente dos fatores de espaçamento e silvicultura. Outras espécies pioneiras como

*Senegalia polyphylla* (MO), *Schinus terebinthifolia* (AP) e *Pterogyne nitens* (AM) também apresentam a tendência de nos próximos anos perderem todos os indivíduos. O restante das espécies pioneiras está com sobrevivência variando entre aproximadamente 40% (*Guazuma ulmifolia* - MT) e 90% (*Luehea divaricata* - AC).

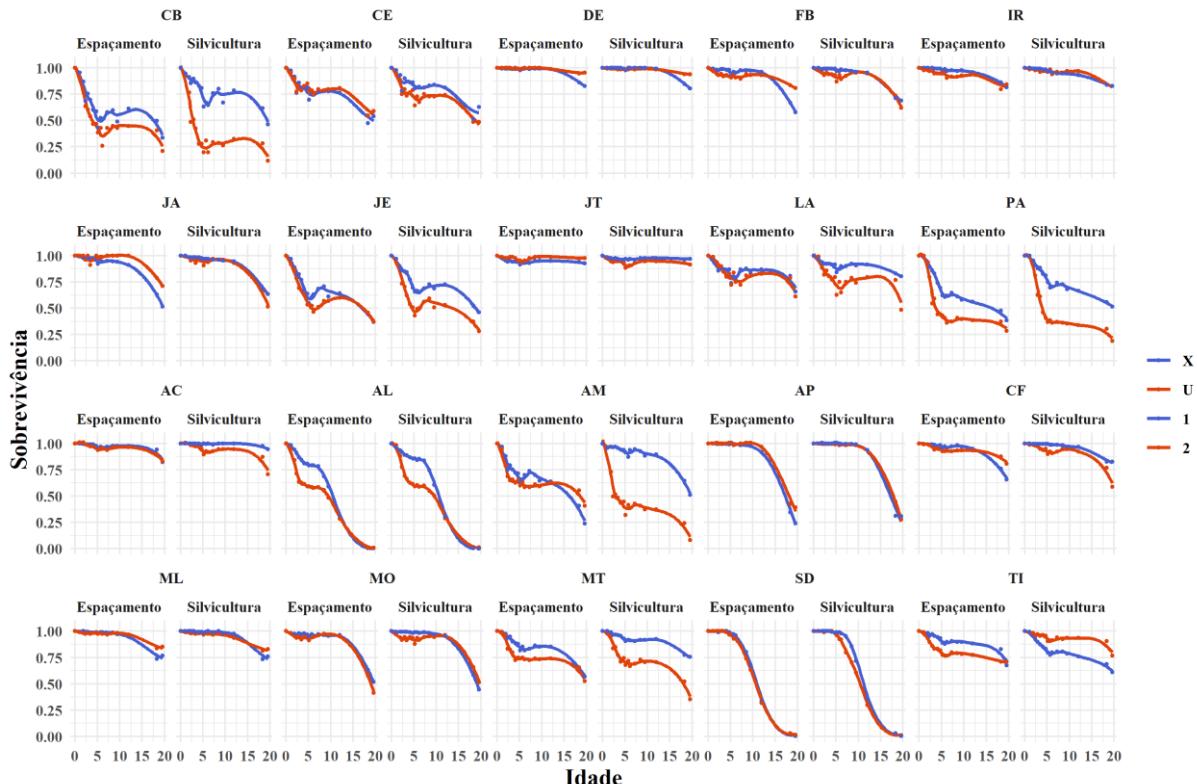
Já para as espécies não pioneiras é possível destacar *Hymenaea courbaril* (JT - sobrevivência ~95%), *Lafoensia pacari* (DE - ~85%) e *Handroanthus impetiginosus* (IR - 75%). *Ceiba speciosa* (PA), *Cariniana estrellensis* (JE) e *Myroxylon peruiferum* (CB) tiveram altas mortalidades nos primeiros anos, tendendo a uma estabilidade após, e com taxas de sobrevivência, aos vinte anos, em média de 25%, 40% e 30% respectivamente. É importante notar que para essas espécies, a sobrevivência aumentou pelo uso de uma silvicultura intensiva (X). Para as outras espécies, a sobrevivência variou entre 50% (*Jacaranda cuspidifolia* - JA) e 70% (*Ficus guaranitica* - FB)

Figura 15 – Espécies não pioneiras (NPI) apresentaram menor sobrevivência no início do experimento (5 anos). Ao final de 20 anos, os valores se inverteram, com as espécies NPI com sobrevivência de aproximadamente 15% maiores.



Fonte: Do autor (2024).

Figura 16 – Efeito positivo da silvicultura na sobrevivência em espécies como CB, JE, PA, AM e MT. Não houve diferenças na sobrevivência considerando os diferentes espaçamentos. Destaque para as espécies AL, AP e SD que perderam praticamente todos os indivíduos.



onde: X – silvicultura intensiva; U – silvicultura tradicional; 1 – densidade de  $3333 \text{ ind.ha}^{-1}$ ; 2 – densidade de  $1666 \text{ ind.ha}^{-1}$ ; CB: *M. peruferum* / Cabreúva; CE: *C. fissilis* / Cedro; DE: *L. pacari* / Dedaleiro; FB: *F. guaranitica* / Figueira branca; IR: *H. impetiginosus* / Ipê roxo; JA: *J. cuspidifolia* / Jacaranda; JE: *C. estrellensis* / Jequitiba; JT: *H. courbaril* / Jatoba; LA: *P. parviflora* / Lapacho; PA: *C. speciosa* / Paineira; AC: *L. divaricata* / Açoita cavalo; AL: *H. americanos* / Algodoeiro; AM: *P. nitens* / Amendoeiro bravo; AP: *S. terebinthifolia* / Aroeira pimenteira; CF: *P. dubium* / Canafistula; ML: *E. mulungu* / Mulungu; MO: *S. polyphylla* / Monjoleiro; MT: *G. ulmifolia* / Mutambo; SD: *C. curucurana* / Sangra d'água; TI: *E. contortisiliquum* / Timboril.

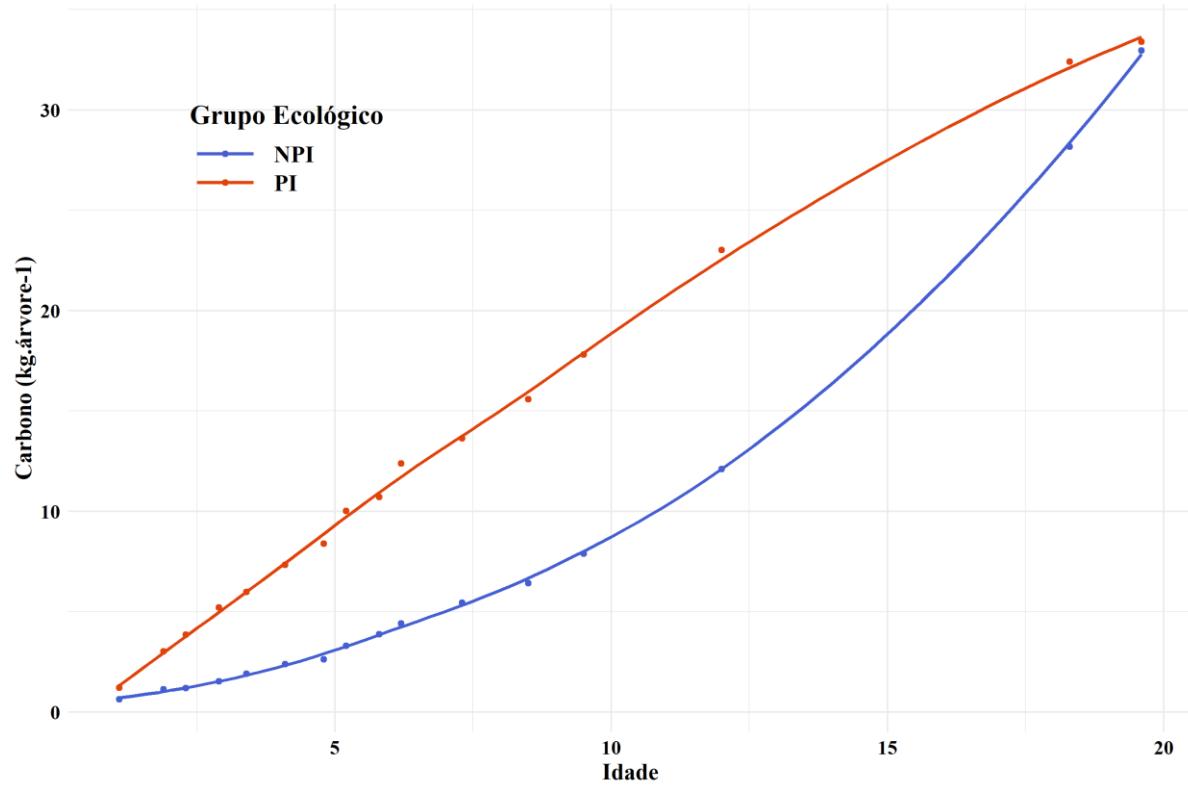
Fonte: Do autor (2024).

Levando em conta os grupos ecológicos, as espécies pioneiras acumularam em média mais carbono por árvore que as espécies não pioneiras ao longo do tempo (Figura 17). Esses valores chegaram a serem mais de duas vezes maiores que o das não pioneiras entre quatro e doze anos. Mas aos vinte anos os valores são praticamente os mesmos com as pioneiras acumulando em média 33,4 kg de carbono por árvore e as não pioneiras 32,9 kg.

Dentre as espécies (Figura 18) podemos destacar, entre as pioneiras, *Senegalia polyphylla* (MO), *Croton urucurana* (SD) e *Erythrina mulungu* (ML). Estas espécies acumularam, na última avaliação, aproximadamente 82, 63 e 60 kg.C.árv. $^{-1}$  respectivamente. Já dentre as não pioneiras, *Hymenaea courbaril* foi a que mais se destacou, acumulando cerca de 75 kg.C.árv. $^{-1}$ . *Cariniana estrellensis* (JE) e *Handroanthus impetiginosus* (IR), vêm na

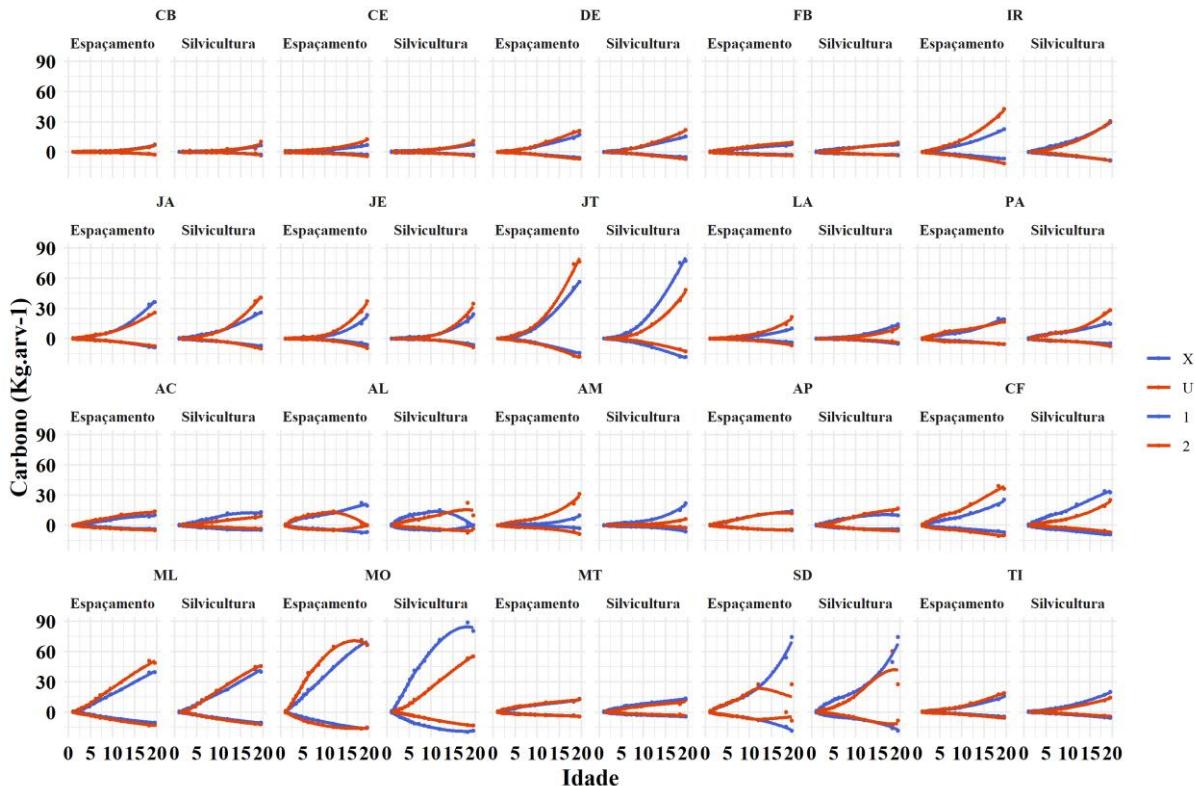
sequência com aproximadamente  $40 \text{ kg.C.árv.}^{-1}$ . É importante destacar que, como mostrado na Figura 17, as espécies pioneiras tendem a acumular carbono mais rápido e ao final dos vinte anos já começam a “estagnar” o crescimento. Já as espécies não pioneiras tiveram um início mais lento e a partir dos doze anos alavancaram seu crescimento/acúmulo de carbono.

Figura 17 – Espécies não pioneiras (NPI) acumulam, em média por árvore vida, a mesma quantidade de carbono, aos 20 anos que espécies pioneiras (PI) apesar de um início de acúmulo bem mais lento.



Fonte: Do autor (2024).

Figura 18 – Silvicultura intensiva apresentou efeitos positivos no acúmulo de carbono para espécies como jatobá (JT), monjoleiro (MO) e sangra d’água (SD) ao longo tempo. A densidade de plantio de 1666 ind.ha<sup>-2</sup> (2) foi benéfica para as espécies ipê roxo (IR), jatobá (JT) e amendoim bravo (AM)



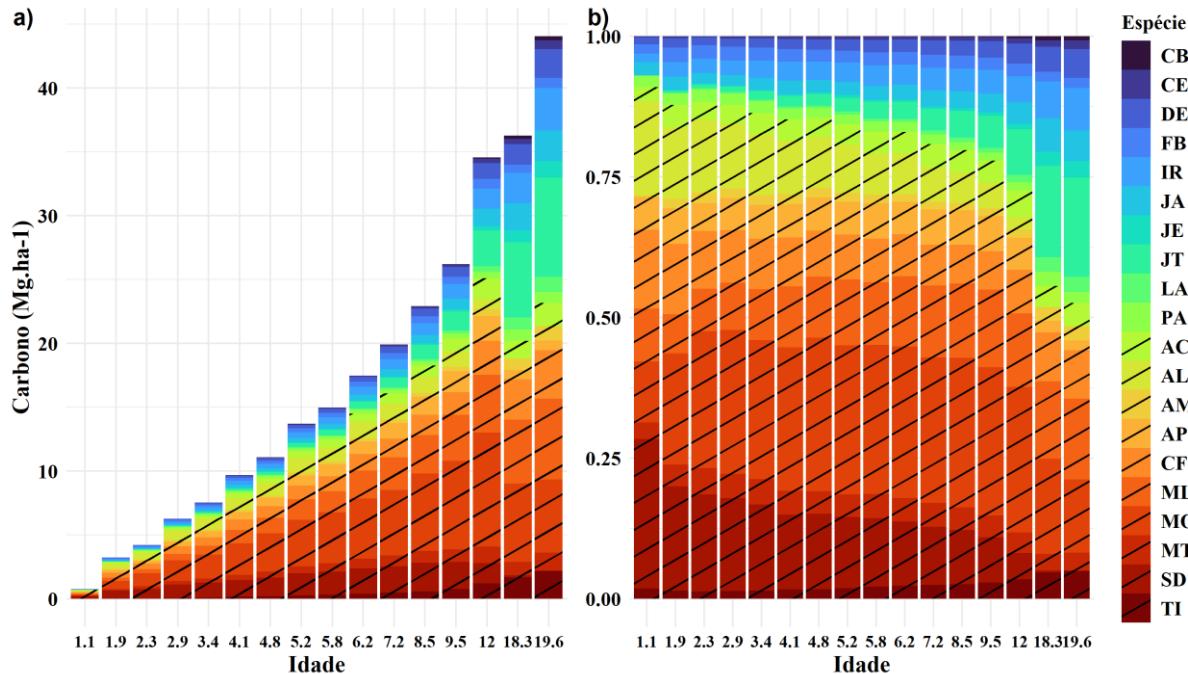
onde: X – silvicultura intensiva; U – silvicultura tradicional; 1 – densidade de 3333 ind.ha<sup>-1</sup>; 2 – densidade de 1666 ind.ha<sup>-1</sup>; CB: *M. peruferum* / Cabreúva; CE: *C. fissilis* / Cedro; DE: *L. pacari* / Dedaleiro; FB: *F. guaranitica* / Figueira branca; IR: *H. impetiginosus* / Ipê roxo; JA: *J. cuspidifolia* / Jacaranda; JE: *C. estrellensis* / Jequitiba; JT: *H. courbaril* / Jatoba; LA: *P. parviflora* / Lapacho; PA: *C. speciosa* / Paineira; AC: *L. divaricata* / Açoita cavalo; AL: *H. americanos* / Algodoeiro; AM: *P. nitens* / Amendoim bravo; AP: *S. terebinthifolia* / Aroeira pimenteira; CF: *P. dubium* / Canafistula; ML: *E. mulungu* / Mulungu; MO: *S. polyphylla* / Monjoleiro; MT: *G. ulmifolia* / Mutambo; SD: *C. urucurana* / Sangra d’água; TI: *E. contortisiliquum* / Timboril.

Fonte: Do autor (2024).

A Figura 19 demonstra a contribuição (absoluta e relativa) de cada espécie para o acúmulo de carbono ao longo dos anos. Podemos observar como o crescimento individual juntamente com a sobrevivência impacta no acúmulo de carbono. As espécies *C. urucurana* (SD) e *H. americanus* (AL) chegaram a representar mais de 20% e 10%, respectivamente, do acúmulo de carbono nos primeiros inventários, mas devido a alta mortalidade, a contribuição nos dois últimos é praticamente zero. Outras espécies, como *S. polyphilla* (MO) e *E. mulungu* (ML) representavam cerca de 10 e 8% do total de carbono acumulado nos primeiros inventários e continuaram sendo expressivas aos vinte anos. Já nas espécies não pioneras podemos citar novamente *H. courbaril* (JT) com pouca contribuição relativa nos primeiros inventários, se tornando aos 20 anos mais representativa que MO e ML (~15%). Também

podemos observar como as espécies não pioneiras estão mais representativas, saindo de cerca de 10% no primeiro inventário, para aproximadamente 50% no último.

Figura 19 – Espécies pioneiras (hachuradas) contribuíram, de forma absoluta (a) e relativa (b), com grande parte do carbono acumulado, chegando a aproximadamente 90% nos primeiros anos. As espécies não pioneiras (não hachuradas) praticamente igualaram a contribuição na última medição. Destaque para as espécies SD, MO e JT.



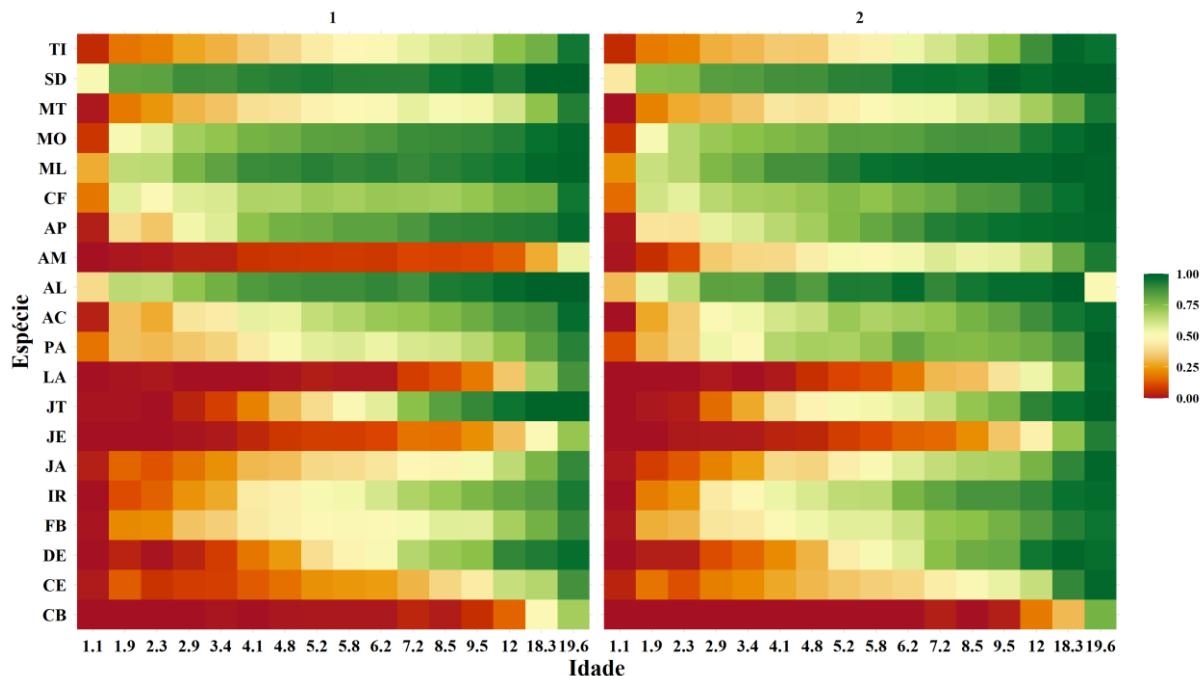
onde: CB: *M. peruferum* / Cabreuva; CE: *C. fissilis* / Cedro; DE: *L. pacari* / Dedaleiro; FB: *F. guaranitica* / Figueira branca; IR: *H. impetiginosus* / Ipê roxo; JA: *J. cuspidifolia* / Jacaranda; JE: *C. estrellensis* / Jequitiba; JT: *H. courbaril* / Jatoba; LA: *P. parviflora* / Lapacho; PA: *C. speciosa* / Paineira; AC: *L. divaricata* / Açoita cavalo; AL: *H. americanos* / Algodoeiro; AM: *P. nitens* / Amendoim bravo; AP: *S. terebinthifolia* / Aroeira pimenteira; CF: *P. dubium* / Canafistula; ML: *E. mulungu* / Mulungu; MO: *S. polyphylla* / Monjoleiro; MT: *G. ulmifolia* / Mutambo; SD: *C. urucurana* / Sangra d'água; TI: *E. contortisiliquum* / Timboril.

Fonte: do Autor (2024).

Analizando a proporção de indivíduos que possuíam DAP maior que 5 cm em cada inventário (Figura 20), percebe-se que todas as espécies pioneiras atingiram pelo menos 50% dos indivíduos aos cinco anos em qualquer dos espaçamentos. A espécie *P. nitens* (AM) é uma exceção já que só alcança 50% de proporção aos 20 anos no espaçamento 1. As espécies *C. urucurana* (SD), *S. polyphylla* (MO), *E. mulungu* (ML) e *H. americanos* (AL) foram as que alcançaram os maiores valores mais rapidamente, também independentemente do espaçamento. As espécies não pioneiras, em sua maioria, só alcançaram proporções mais altas nos últimos anos de inventário, com exceção de *H. courbaril* (JT), *H. impetiginosus* (IR) e *L. pacari* (DE). Avaliando a diferença entre os dois espaçamentos (Figura 21) é possível verificar que o espaçamento 2, praticamente para todas as espécies, corresponde a uma maior

proporção de indivíduos com DAP maior que cinco. Esse efeito é bastante nítido na espécie *P. nitens*.

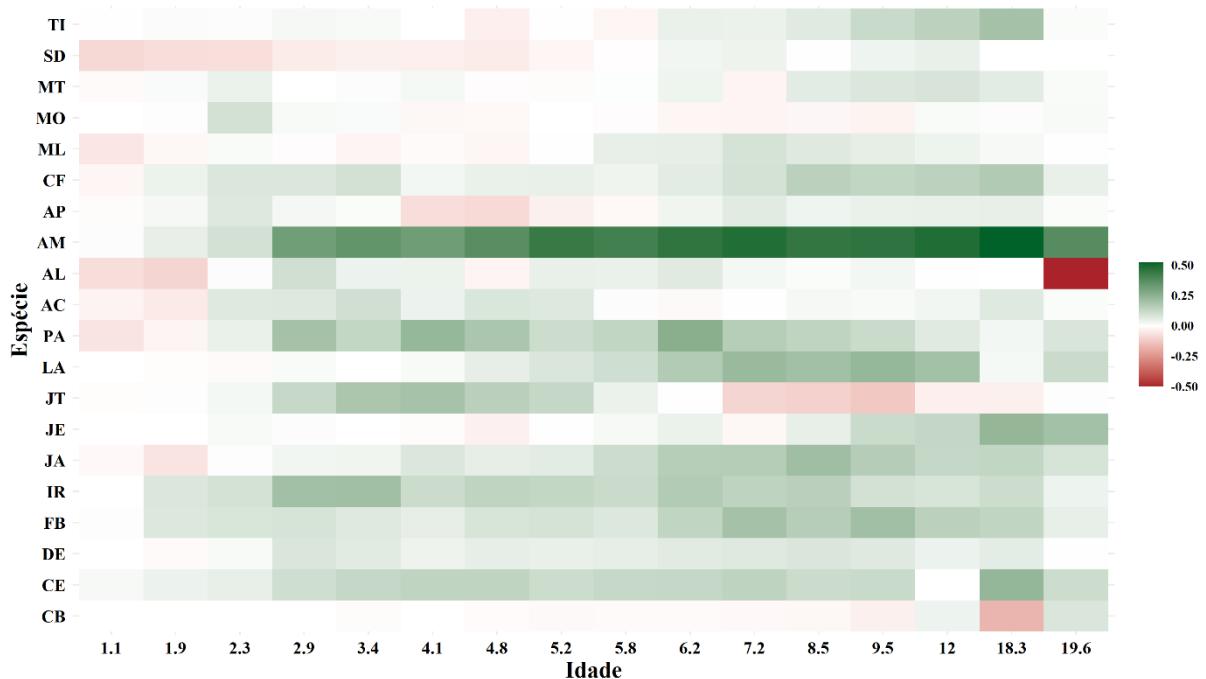
Figura 20 – Efeito de cada espaçamento no crescimento em DAP de cada espécie demonstrado pela proporção de indivíduos vivos que atingiram DAP maior que 5 cm. Destaque negativo para as espécies lapacho (LA), jequitibá (JE) e cabreúva (CB) que não se desenvolveram em nenhum espaçamento.



onde: 1 – densidade de plantio de  $3333 \text{ ind.ha}^{-1}$ ; 2 – densidade de plantio de  $1666 \text{ ind.ha}^{-1}$ ; CB: *M. perufiferum* / Cabreúva; CE: *C. fissilis* / Cedro; DE: *L. pacari* / Dedaleiro; FB: *F. guaranitica* / Figueira branca; IR: *H. impetiginosus* / Ipê roxo; JA: *J. cuspidifolia* / Jacaranda; JE: *C. estrellensis* / Jequitiba; JT: *H. courbaril* / Jatoba; LA: *P. parviflora* / Lapacho; PA: *C. speciosa* / Paineira; AC: *L. divaricata* / Açoita cavalo; AL: *H. americanos* / Algodeiro; AM: *P. nitens* / Amendoim bravo; AP: *S. terebinthifolia* / Aroeira pimenteira; CF: *P. dubium* / Canafistula; ML: *E. mulungu* / Mulungu; MO: *S. polyphylla* / Monjoleiro; MT: *G. ulmifolia* / Mutambo; SD: *C. urucurana* / Sangra d'água; TI: *E. contortisiliquum* / Timboril.

Fonte: Do autor (2024).

Figura 21 – Efeito positivo do espaçamento 2 (densidade de plantio de 1666 ind.ha<sup>-1</sup>) sobre o espaçamento 1 (densidade de plantio de 3333 ind.ha<sup>-1</sup>) na porcentagem de indivíduos com DAP maior que 5 cm. Destaque para o grande efeito na espécie amendoim bravo (AM).

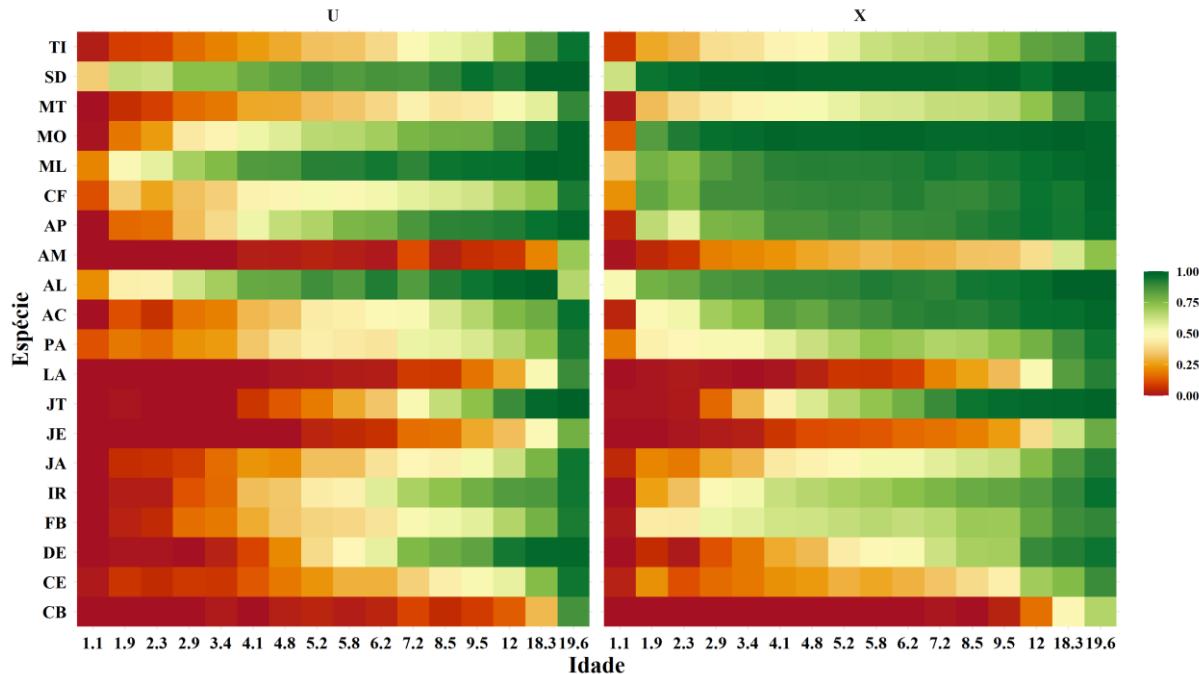


onde: 1 – densidade de plantio de 3333 ind.ha<sup>-1</sup>; 2 – densidade de plantio de 1666 ind.ha<sup>-1</sup>; CB: *M. peruiferum* / Cabreuva; CE: *C. fissilis* / Cedro; DE: *L. pacari* / Dedaleiro; FB: *F. guaranitica* / Figueira branca; IR: *H. impetiginosus* / Ipê roxo; JA: *J. cuspidifolia* / Jacaranda; JE: *C. estrellensis* / Jequitiba; JT: *H. courbaril* / Jatoba; LA: *P. parviflora* / Lapacho; PA: *C. speciosa* / Paineira; AC: *L. divaricata* / Açoita cavalo; AL: *H. americanos* / Algodoeiro; AM: *P. nitens* / Amendoim bravo; AP: *S. terebinthifolia* / Aroeira pimenteira; CF: *P. dubium* / Canafistula; ML: *E. mulungu* / Mulungu; MO: *S. polyphylla* / Monjoleiro; MT: *G. ulmifolia* / Mutambo; SD: *C. urucurana* / Sangra d'água; TI: *E. contortisiliquum* / Timboril.

Fonte: Do autor (2024).

Considerando agora a mesma proporção, mas para o efeito da silvicultura (Figura 22) o mesmo padrão se observa. As espécies pioneiras atingem maiores valores mais rápido que as espécies não pioneiras, com todas, com exceção novamente de *P. nitens*, atingindo pelo menos 50% aos quatros anos na silvicultura intensiva (X). O comportamento das espécies foi semelhante ao que ocorreu no fator espaçamento. Há uma influência positiva em praticamente todas as espécies pela silvicultura intensiva (X) (Figura 23) e o efeito é mais nítido nos primeiros anos.

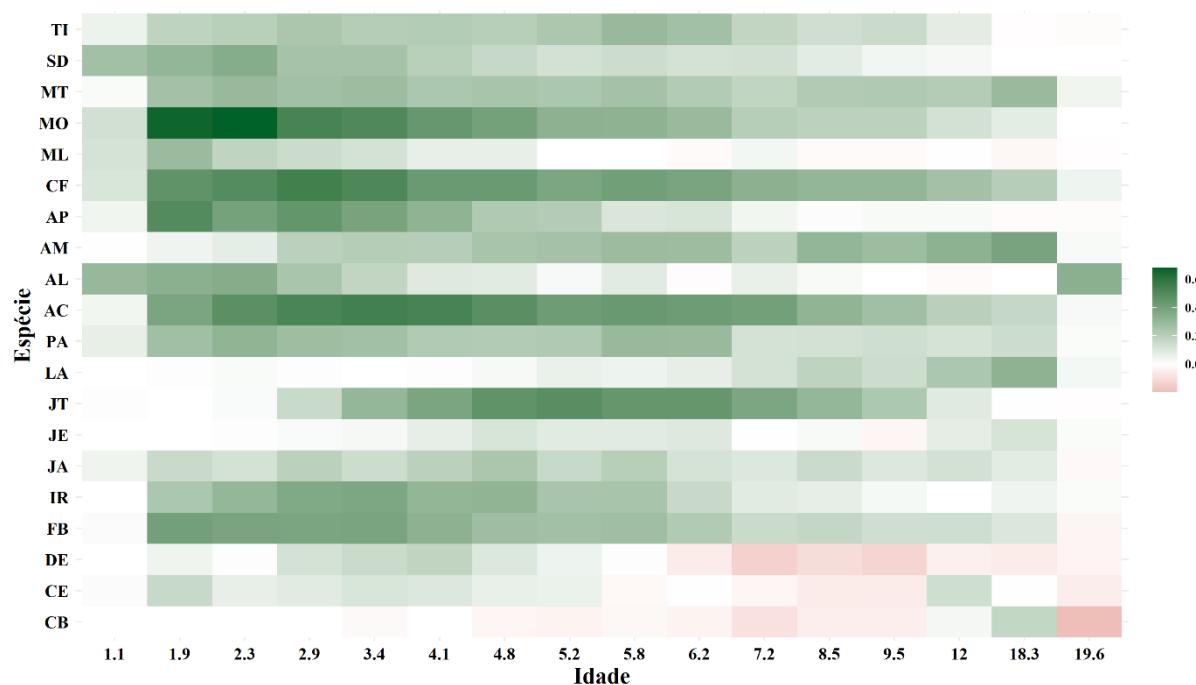
Figura 22 – Efeito de cada silvicultura no crescimento em DAP de cada espécie demonstrado pela proporção de indivíduos vivos que atingiram DAP maior que 5 cm. Espécies como lapacho (LA), jequitibá (JE) e cabreúva (CB) não se desenvolveram em nenhuma silvicultura.



onde: U – silvicultura tradicional; X – silvicultura intensiva; CB: *M. peruferum* / Cabreúva; CE: *C. fissilis* / Cedro; DE: *L. pacari* / Dedaleiro; FB: *F. guaranitica* / Figueira branca; IR: *H. impetiginosus* / Ipê roxo; JA: *J. cuspidifolia* / Jacaranda; JE: *C. estrellensis* / Jequitiba; JT: *H. courbaril* / Jatoba; LA: *P. parviflora* / Lapacho; PA: *C. speciosa* / Paineira; AC: *L. divaricata* / Açoita cavalo; AL: *H. americanos* / Algodoiro; AM: *P. nitens* / Amendoim bravo; AP: *S. terebinthifolia* / Aroeira pimenteira; CF: *P. dubium* / Canafistula; ML: *E. mulungu* / Mulungu; MO: *S. polyphylla* / Monjoleiro; MT: *G. ulmifolia* / Mutambo; SD: *C. urucurana* / Sangra d'água; TI: *E. contortisiliquum* / Timboril.

Fonte: Do autor (2024).

Figura 23 – Efeito positivo da silvicultura intensiva sobre a silvicultura tradicional na porcentagem de indivíduos com DAP maior que 5 cm. Nota-se o maior efeito nos primeiros cinco anos.

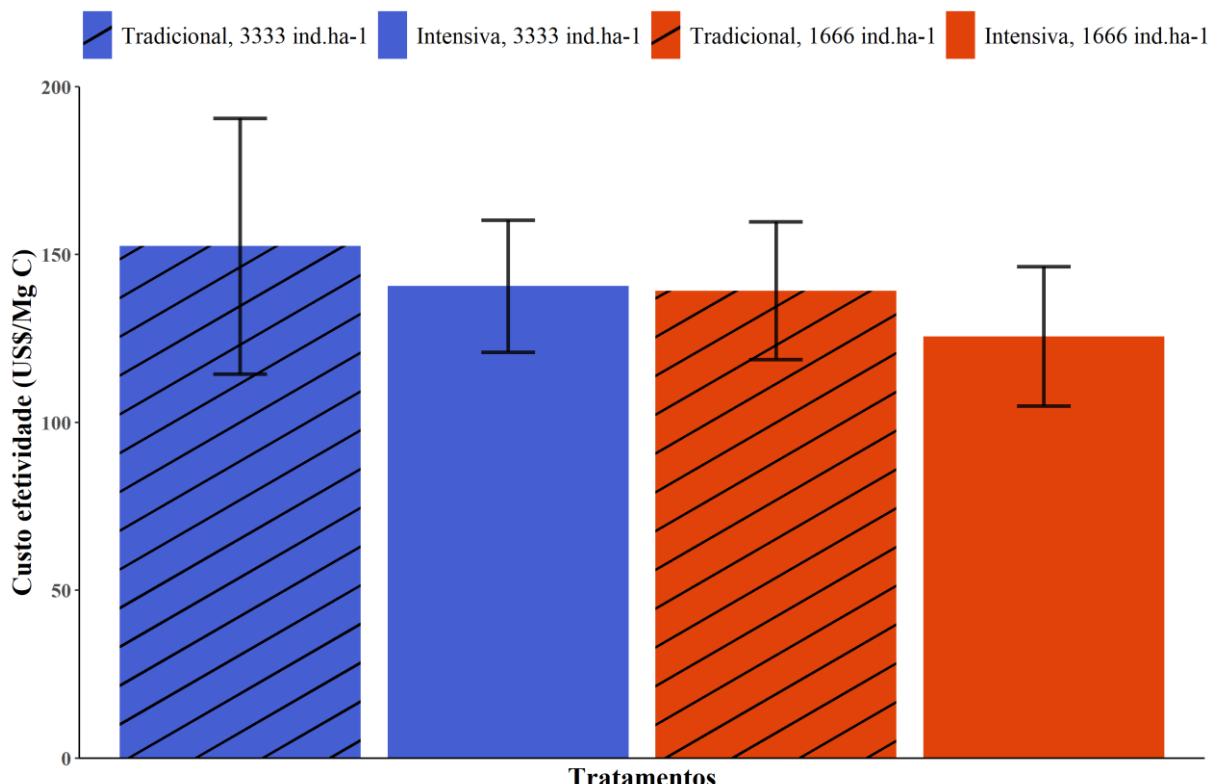


onde: CB: *M. peruferum* / Cabreuva; CE: *C. fissilis* / Cedro; DE: *L. pacari* / Dedaleiro; FB: *F. guaranitica* / Figueira branca; IR: *H. impetiginosus* / Ipê roxo; JA: *J. cuspidifolia* / Jacaranda; JE: *C. estrellensis* / Jequitibá; JT: *H. courbaril* / Jatoba; LA: *P. parviflora* / Lapacho; PA: *C. speciosa* / Paineira; AC: *L. divaricata* / Açoita cavalo; AL: *H. americanos* / Algodoeiro; AM: *P. nitens* / Amendoim bravo; AP: *S. terebinthifolia* / Aroeira pimenteira; CF: *P. dubium* / Canafistula; ML: *E. mulungu* / Mulungu; MO: *S. polyphylla* / Monjoleiro; MT: *G. ulmifolia* / Mutambo; SD: *C. urucurana* / Sangra d'água; TI: *E. contortisiliquum* / Timboril.

Fonte: Do autor (2024).

Os valores do custo efetividade podem ser verificados na Figura 24. Estes variaram entre 125,66 US\$/Mg.C (silvicultura intensiva e 1666 ind./ha) e 152,54 US\$/Mg.C (silvicultura tradicional e 3333 ind./ha). Entretanto, os resultados da ANAVA não indicaram diferenças estatísticas entre os tratamentos. O valor médio entre os tratamentos foi de 139,50 US\$/Mg.C.

Figura 24 – Tratamentos silviculturais não apresentaram diferenças estatísticas para o custo efetividade. O valor médio ficou em aproximadamente 140 US\$/Mg C.



Fonte: Do autor (2024).

## 7 Discussão

Os modelos de biomassa apresentaram, no geral, um bom desempenho. Os resultados foram semelhantes aos das equações desenvolvidas por Ferez et. Al (2015) e Rasera (2018), com valores de  $R^2$  ajustados superiores a 0,90 e de  $S_{yx}$  semelhantes. Pati et al. (2022) apresenta diversas equações para florestas nativas que também apresentam REMQ entre 15 e 37 o que corrobora com a qualidade dos modelos ajustados.

Os atributos da vegetação variam ao longo do tempo sob as diferentes abordagens de restauração florestal, conduzindo a diferenças na contribuição de cada fator considerado nesse estudo, que desempenharam um papel chave na estrutura e desenvolvimento dos plantios. Os resultados desse estudo revelaram que a sobrevivência foi positivamente influenciada pelas práticas de silvicultura intensiva. A maior disponibilidade de recursos, e principalmente, a não competição com gramíneas nos primeiros anos favoreceu a sobrevivência das mudas, o que já havia sido identificado na área de estudo por Campoe et al. (2014). Turchetto et al. (2020),

estudando também os efeitos de uma silvicultura intensiva (tratamento sem mato competição e maior fertilização), encontraram valores de sobrevivência maiores (~85%) do que em tratamentos convencionais (~55%) e de baixo investimento (~40%) aos 24 meses. É interessante notar que o efeito positivo da silvicultura perdurou durante todo o experimento (~20 anos). Assim, garantir a sobrevivência das mudas nos primeiros anos é essencial para o sucesso do plantio a longo prazo.

Anton, Hartley e Wittmer (2015) correlacionando variáveis bióticas e abióticas com a sobrevivência de mudas encontraram que a cobertura de gramíneas e sua altura eram altamente correlacionadas com a mortalidade. Sweeney, Czapka e Yerkes (2002) também encontraram que a eliminação de gramíneas competidoras, nesse caso por meio da aplicação de herbicidas, aumentava a sobrevivência das mudas. Esses estudos confirmam a necessidade da eliminação da mato-competição, seja pelo uso de herbicidas ou por práticas que favoreçam o fechamento mais rápido do dossel, como um espaçamento menor.

Fato que corrobora com os resultados desse estudo em que a interação apresentada entre espaçamento e silvicultura possivelmente está relacionada com o fechamento de dossel, já que o efeito está presente apenas aos quatro e oito anos. No espaçamento mais reduzido (3333 plantas/ha), há um fechamento mais rápido (maior número de indivíduos por área). O índice de área foliar aos 3,5 anos era maior no espaçamento 1 ( $1,27$  e  $0,67 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$  estação úmida e seca respectivamente) comparado com o espaçamento 2 ( $0,91$  e  $0,51 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$ ) (CAMPOE, STAPE E MENDES, 2010). Com isso, há uma eliminação, por sombreamento, de gramíneas invasoras que dependem de luz. Como no tratamento tradicional não há o controle químico da mato-competição, o fechamento acelerado do dossel (“controle natural” da mato competição), pode impactar positivamente na sobrevivência das mudas. Tudo isso pode indicar que a competição com gramíneas invasoras é mais prejudicial para a sobrevivência inicial das mudas do que a disponibilidade de nutrientes.

O acúmulo de carbono igual entre os modelos se dá até os doze anos, provavelmente pelo fato como visto na Figura 18, que há pioneiras com crescimento menor que as não pioneiras. Isso já foi descrito por Campoe, Stape e Mendes (2010), quando o plantio tinha apenas 3 anos, fazendo com que os autores sugerissem uma reclassificação das espécies de acordo com o crescimento apresentado. Assim, o aumento na proporção de pioneiras não resultou em um aumento significativo no estoque de carbono a curto prazo. Turchetto et al. (2020) também não encontraram diferenças entre modelos com 100% de pioneiras e na proporção de 60/40 de pioneiras/não pioneiras aos dois anos. Em outro estudo, Costa (2013)

também não encontrou diferenças no crescimento quando comparou dois modelos de plantio até os 82 meses. O aumento na proporção apenas das espécies que apresentam maior crescimento, poderia teoricamente, aumentar o acúmulo de carbono nos primeiros anos. Mas isso poderia ser um problema a longo prazo, já que estas espécies apresentam ciclo de vida mais curto (Figura 16), o que geraria uma alta perda de biomassa em um curto período, um aumento de clareiras, o retorno de gramíneas invasoras além das espécies não pioneiras estarem ainda mais suprimidas.

O contrário, porém, ocorreu no médio/longo prazo. Após os doze anos o modelo 50PI:50NPI (A) apresentou maior acúmulo de carbono. Alguns estudos já demonstraram que há um maior crescimento, à médio e longo prazo, nos modelos em que a porcentagem de pioneiras é menor. Soares et al. (2016) encontrou maiores valores de área basal em proporções de 50/50 do que em plantios 100% pioneiras ou 75/25. Padrão semelhante foi encontrado por Ferreira et al. (2007). Espécies pioneiras cresceram mais até os 5 anos e as climáticas se tornaram dominantes até os 13 anos. Shimamoto, Botosso e Marques (2014), modelando o crescimento em plantios, encontraram que em modelos com 100% pioneiras, há um maior acúmulo de carbono até aproximadamente 37 anos e a partir deste ponto, plantios com diferentes proporções começam a acumular mais carbono.

Isso pode ser explicado por dois fatores: a) pela mortalidade das espécies que possuem um rápido crescimento inicial (Figura 16). Espécies que contribuíram de forma significativa nos primeiros anos, como *C. urucuna* (SD) e *H. americanos* (AL), perderam praticamente todos os seus indivíduos até os vinte anos. *S. polyphylla* (MO) apresenta tendência parecida, apenas com um ciclo de vida um pouco maior, o que indica uma perda ainda mais significativa nos próximos anos; b) maior crescimento das espécies não pioneiras com o passar do tempo. Estas, aos vinte anos apresentaram, em média, o mesmo estoque de carbono por árvore que as espécies pioneiras seguindo a tendência de superá-las nos próximos inventários (Figura 17). Nos primeiros anos do experimento, pioneiras representavam quase 90% do estoque de carbono, e isso praticamente se igualou aos vinte anos (Figura 19). Shimamoto, Botosso e Marques (2014) apresentaram os resultados semelhantes, com espécies de crescimento lento apresentando valores de biomassa duas vezes maiores que as espécies de crescimento lento, além de um ciclo de vida muito menor destas espécies.

O espaçamento mais adensado ( $1 - 3.333 \text{ ind.ha}^{-1}$ ) garantiu um maior acúmulo de carbono nos anos iniciais do plantio pelo maior número de indivíduos. Além disso há uma maior mortalidade inicial no espaçamento 2 ( $1666 \text{ ind.ha}^{-1}$ ) como discutido acima. Ao longo

do tempo esperava-se que o espaçamento mais amplo se aproximasse do primeiro pois, teoricamente, há menor competição entre as árvores plantadas e há um crescimento individual maior de DAP no espaçamento 2 (Figura 21). Mas ocorre o oposto e isso pode estar correlacionado com disponibilização de recursos através da ciclagem de nutrientes. Com o fechamento mais rápido de dossel promovido pelo espaçamento 1, a ciclagem de nutrientes será iniciada mais rápido, além da deposição de serrapilheira ser maior o que garantiria uma quantidade maior de recursos ao longo do tempo. Alonso et al. (2015), Villa et al. (2016) e Caldeira et al. (2019) encontraram maior aporte de serrapilheira em espaçamentos mais reduzidos o que corrobora com a hipótese. Número de caules, área basal e fechamento de dossel também estão correlacionados positivamente com a produção de serrapilheira (ROCHA, MAGNAGO E PIOTTO, 2022). Estudos sobre a serrapilheira devem ser conduzidos na área para elucidar o tema.

Para a silvicultura, a hipótese se confirmou. Assim como nos trabalhos de Campoe, Stape e Mendes (2010) (três anos), Ferez et al. (2015) (seis anos) e Brancalion et al. (2019) (doze anos) uma silvicultura intensiva proporcionou maiores acúmulos de carbono. A maior disponibilidade de recursos e menor competição com gramíneas proporcionou um maior crescimento. Esse efeito é mais pronunciado nos primeiros anos e vai perdendo “força” ao longo dos anos (Figura 13). Isso pode estar correlacionado com o que já foi discutido sobre fechamento de dossel e a mato-competição. Com o passar do tempo e o fechamento de dossel em todos os tratamentos, a competição diminui (eliminação das gramíneas por sombreamento) e a disponibilidade de nutrientes se “iguala”. Ornelas et al. (2022) não encontrou diferenças no crescimento das espécies utilizando tratamentos silviculturais mais intensivos, mas isso está relacionado ao uso prévio da área, que possuía uma boa fertilidade e baixa presença de gramíneas invasoras. Outros estudos demonstram o efeito positivo de práticas silviculturais intensivas no crescimento e sobrevivência das plantas (TURCHETTO et al., 2020; KLIPPEL et al., 2015). Com isso, fica evidenciado a necessidade de práticas silviculturais adequadas, principalmente em áreas degradadas (TURCHETTO et al., 2020).

Algumas das espécies pioneiras apresentaram o comportamento esperado já que tendem a ter um ciclo de vida mais curto (KREBS, 2014; RICKLEFS, RELYEA E RICHTER, 2014). *C. urucurana* e *S. terebenthifolia* apresentaram sinais de senescência e declínio de crescimento aos treze anos em outro estudo (FERREIRA et al., 2007). Apesar da mortalidade precoce, o plantio dessas espécies é recomendado, já que além do recobrimento inicial do solo, apresentam rápida produção de sementes, atraindo fauna, principalmente para

pássaros, contribuindo assim para a regeneração natural na área (chegada de novas espécies e propágulos) (PEÑA-DOMENE et al., 2014). Em estudo sobre a regeneração natural em áreas de restauração, Toledo-Acevez, Trujillo-Miranda e López-Barrera (2021) encontraram maior número de indivíduos em áreas de recuperação ativa. Estudos futuros de como os fatores testados nesse estudo influenciam esse estrato são de grande importância.

Os custos de projetos de restauração são elevados, principalmente quando há o plantio de mudas. Levando-se em conta os valores apresentados por Brancalion et al. (2019) uma maior densidade de plantas e tratos silviculturais mais intensivos podem ser até 90% mais caros que o de plantios convencionais. Apesar disso, não houve diferenças estatísticas para o custo efetivo ( $US\$.MgC^{-1}$ ) entre os tratamentos (1U, 1X, 2U e 2X – modelos não foram considerados pois o preço das mudas, PI/NPI, foi considerado o mesmo) com valores em torno de US\$140,00 por Mg de carbono acumulado. Com todos os dados apresentados, fica claro a não recomendação da utilização de plantios convencionais, com densidades de plantio de 1666 árv.ha<sup>-1</sup> e silvicultura tradicional. Apesar de possuírem os menores custos de implantação, foram os que apresentaram os piores resultados, provavelmente pela alta competição com gramíneas e baixa disponibilidade de recursos não sendo mais efetivos economicamente.

## 8 Conclusões

O estudo corroborou com a hipótese de que uma silvicultura mais intensiva continuaria a refletir em melhores resultados no estoque de carbono. Para a proporção de espécies pioneiras e não pioneiras, a hipótese foi refutada. A longo prazo o modelo 50PI:50NPI (A) apresentou maior estoque de carbono. Já para o espaçamento, a hipótese foi parcialmente validada. Nos maiores espaçamentos, as espécies atingiram maiores DAP's mais rapidamente, mas, devido ao número de indivíduos, apresentou menor estoque de carbono por área. No tocante as espécies, a hipótese também foi parcialmente validada, visto que a maioria das espécies se comportou de forma semelhante em ambos os níveis de cada fator, com poucas exceções apresentadas no texto.

Dessa forma, indicamos o uso de uma silvicultura intensiva, principalmente em áreas degradadas, assim como modelos que balanceiem a proporção de espécies pioneiras e não pioneiras. O uso de um espaçamento mais reduzido também é recomendado, mas deve se

levar em conta, nesse caso, questões econômicas, já que o preço de mudas é um dos principais componentes no valor total de projetos de restauração.

A continuação dos estudos na área é fundamental, tanto para acompanhamento dos indivíduos plantados como o desenvolvimento da floresta como um todo. Outros *pools* de carbono como o solo, a serrapilheira, indivíduos regenerantes e madeiras mortas, por exemplo, devem ser monitorados para o completo entendimento de como cada um dos fatores estudados realmente influencia no estoque de carbono total da floresta.

## REFERÊNCIAS

- ABICH, A. et al. Species-specific allometric equations for improving aboveground biomass estimates of dry deciduous woodland ecosystems. **Journal of Forestry Research**, v. 30, n. 5, p. 1619-1632, 2019.
- ALEXANDER, S. et al. Opportunities and challenges for ecological restoration within REDD+. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 6, p. 683-689, 2011.
- ALI, A. et al. Elucidating space, climate, edaphic, and biodiversity effects on aboveground biomass in tropical forests. **Land Degradation & Development**, v. 30, n. 8, p. 918-927, 2019.
- ALONSO, J. M. et al. Aporte de serapilheira em plantio de recomposição florestal em diferentes espaçamentos. **Ciência Florestal**, v. 25, p. 01-11, 2015.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ANTON, V.; HARTLEY, S.; WITTMER, H. U. Survival and growth of planted seedlings of three native tree species in urban forest restoration in Wellington, New Zealand. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 39, n. 2, p. 170-178, 2015.
- BAKER, T. R. et al. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 545-562, 2004.
- BASKERVILLE, G. L. Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 2, n. 1, p. 49-53, 1972.
- BASUKI, T. M. et al. Allometric equations for estimating the above-ground biomass in tropical lowland Dipterocarp forests. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 8, p. 1684-1694, 2009.
- BENAYAS, J. M. R.; BULLOCK, J. M.; NEWTON, A. C. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 6, p. 329-336, 2008.
- BONN CHALLENGE. 2024. Disponível em: <https://www.bonnchallenge.org/about> (acesso 15/05/2024)
- BORDIN, K. M. et al. Climate and large-sized trees, but not diversity, drive above-ground biomass in subtropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 490, p. 119126, 2021.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, v. 2, 2012.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856-867, 2016.

BRANCALION, P. H. S. et al. Intensive silviculture enhances biomass accumulation and tree diversity recovery in tropical forest restoration. **Ecological Applications**, v. 29, n. 2, p. e01847, 2019.

BRANCALION, P. H. S. et al. The cost of restoring carbon stocks in Brazil's Atlantic Forest. **Land Degradation & Development**, 2020.

BRASIL. **Planaveg: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa**. Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério da Educação. – Brasília, DF: MMA, 73 p. ISBN: 978-85-7738-336-8. 2017 Disponível em [https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/servicosambientais/ecossistemas-1/conservacao-1/politica-nacional-de-recuperacao-da-vegetacao-nativa/planaveg\\_plano\\_nacional\\_recuperacao\\_vegetacao\\_nativa.pdf](https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/servicosambientais/ecossistemas-1/conservacao-1/politica-nacional-de-recuperacao-da-vegetacao-nativa/planaveg_plano_nacional_recuperacao_vegetacao_nativa.pdf) (acesso 15 de maio de 2024)

BRAVO-OVIEDO, A. et al. Similar tree species richness-productivity response but differing effects on carbon stocks and timber production in eastern US and continental Spain. **Science of The Total Environment**, p. 148399, 2021.

BUSCH, J. et al. Potential for low-cost carbon dioxide removal through tropical reforestation. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 6, p. 463-466, 2019.

CALDEIRA, M. V. W. et al. Litter as an ecological indicator of forest restoration processes in a dense ombrophylous lowland forest. **Floresta e Ambiente**, v. 26, 2019.

CAMPOE, O. C. Efeito de práticas silviculturais sobre a produtividade primária líquida de madeira, o índice de área foliar e a eficiência do uso da luz em plantios de restauração da Mata Atlântica. 2008. **Tese de Doutorado**. Universidade de São Paulo.

CAMPOE, O. C.; STAPE, J. L.; MENDES, J. C. T. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic forests?. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, n. 9, p. 1808-1814, 2010.

CAMPOE, O. C. et al. Atlantic forest tree species responses to silvicultural practices in a degraded pasture restoration plantation: From leaf physiology to survival and initial growth. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 313, p. 233-242, 2014.

CAPELLESSO, E. S. et al. Temporal and environmental correlates of carbon stocks in a regenerating tropical forest. **Applied Vegetation Science**, v. 23, n. 3, p. 353-362, 2020.

CARPANEZZI, A. A. et al. Espécies pioneiras para recuperação de áreas degradadas: a observação de laboratórios naturais. In: **Embrapa Florestas-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. Silvicultura, São Paulo, v. 12, n. 42, t. 3, p. 216-221, 1992., 1992.

CHAVE, J. et al. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 409-420, 2004.

CHAVE, J. et al. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87-99, 2005.

- CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global change biology**, v. 20, n. 10, p. 3177-3190, 2014.
- CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.
- CHAZDON, R. L. et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science advances**, v. 2, n. 5, p. e1501639, 2016.
- CLARK, D. A. et al. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. **Ecological applications**, v. 11, n. 2, p. 356-370, 2001.
- COSTA, M. G. C. Biomassa estocada em plantios de restauração com diferentes espaçamentos, diversidades e porcentagens de pioneiras em Mata Atlântica do sudeste do Brasil. **Dissertação (Mestrado)** – Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 2013. Disponível em: <https://repositorio.ufes.br/server/api/core/bitstreams/47741141-ae4f-405b-8dfa-2aec16f6e6c5/content> (acesso em 15/05/2024)
- DE GROOT, R. S. et al. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological complexity**, v. 7, n. 3, p. 260-272, 2010.
- DIAGNE, N. et al. Use of Frankia and actinorhizal plants for degraded lands reclamation. **BioMed research international**, v. 2013, 2013.
- DIXON, R. K. et al. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. **Science**, v. 263, n. 5144, p. 185-190, 1994.
- DLUGOKENCKY, E.; TANS, P. **Trends in atmospheric carbon dioxide**, National Oceanic and Atmospheric Administration, Earth System Research Laboratory (NOAA/ESRL). 2024. Disponível em: <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global.html> (acesso 22/02/2024)
- FAO, 2015. **Global Forest Resources Assessment**. FAO Forestry Paper No. 1. The Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO). Rome, 2015
- FAO; ITPS. Status of the world's soil resources (SWSR)—main report. **Food and agriculture organization of the United Nations and intergovernmental technical panel on soils**, Roma, Italia, 650p, 2015.
- FEARNSIDE, P. M. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 90, n. 1, p. 59-87, 1997.
- FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. **Conservation biology**, v. 19, n. 3, p. 680-688, 2005.
- FEREZ, A. P. C. et al. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 350, p. 40-45, 2015.

- FERREIRA, A. C.; BEZERRA, L. E. A.; MATTHEWS-CASCON, H. Aboveground carbon stock in a restored neotropical mangrove: influence of management and brachyuran crab assemblage. **Wetlands Ecology and Management**, v. 27, n. 2, p. 223-242, 2019.
- FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A. ExpDes: an R package for ANOVA and experimental designs. **Applied Mathematics**, v. 5, n. 19, p. 2952, 2014.
- FERREIRA, W. C. et al. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do Rio Grande, na Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, v. 31, p. 177-185, 2007.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global ecology and biogeography**, v. 16, n. 3, p. 265-280, 2007.
- FOTIS, A. T. et al. Above-ground biomass is driven by mass-ratio effects and stand structural attributes in a temperate deciduous forest. **Journal of Ecology**, v. 106, n. 2, p. 561-570, 2018.
- FRIEDLINGSTEIN, P. et al. Global carbon budget 2020. **Earth System Science Data**, v. 12, n. 4, p. 3269-3340, 2020.
- GARDON, F. R.; DOS SANTOS, R. F.; RODRIGUES, R. R. Brazil's forest restoration, biomass and carbon stocks: A critical review of the knowledge gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 462, p. 117972, 2020.
- GIBBS, H. K.; SALMON, J. M. Mapping the world's degraded lands. **Applied geography**, Amsterdam, v. 57, p. 12-21, 2015.
- GUERRA, A. et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 458, p. 117802, 2020.
- HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems?. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011.
- HRAHSEL, L. et al. Assessment of Plant Diversity and Carbon Stock of a Sub-Tropical Forest Stand of Mizoram, India. **Environment and Ecology**, v. 37, n. 1A, p. 229-237, 2019.
- IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (D.O.U. 14/04/2011). **Instrução Normativa nº 4 de 13/04/2011**. Define exigências mínimas e nortear a elaboração de Projetos de Recuperação de Áreas Degradas - PRAD ou Áreas Alteradas. 2011
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE). **Guidelines for national greenhouse gas inventories**, 2006.
- LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J.; LEPERS, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual review of environment and resources**, Palo Alto, v. 28, n. 1, p. 205-241, 2003.
- LEWIS, S. L. et al. Regenerate natural forests to store carbon. **Nature**, v. 568, n. 7750, p. 25-28, 2019.

LITTON, C. M.; RAICH, J. W.; RYAN, M. G. Carbon allocation in forest ecosystems. **Global Change Biology**, v. 13, n. 10, p. 2089-2109, 2007.

LIU, Y. et al. Response of carbon uptake to abiotic and biotic drivers in an intensively managed Lei bamboo forest. **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 713-722, 2018.

LONG, S. P. et al. Rising atmospheric carbon dioxide: plants FACE the future. **Annu. Rev. Plant Biol.**, v. 55, p. 591-628, 2004.

KLIPPEL, V. H. et al. Avaliação de métodos de restauração florestal de Mata de Tabuleiros-ES. **Revista Árvore**, v. 39, p. 69-79, 2015.

KREBS, C. J. **Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance.** 1972.

MCDONALD, T. et al. International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts. **Society for Ecological Restoration**: Washington, DC, USA.). Soil-Tec, Inc.,© Marcel Huijser, Bethanie Walder, 2016.

MEA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT). **Ecosystems and human well-being**. United States of America: Island press, 2005.

MILLAR, C. I.; STEPHENSON, N. L.; STEPHENS, S. L. Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. **Ecological applications**, v. 17, n. 8, p. 2145-2151, 2007.

MORA, F. et al. Carbon accumulation in Neotropical dry secondary forests: The roles of forest age and tree dominance and diversity. **Ecosystems**, v. 21, n. 3, p. 536-550, 2018.

MOREIRA, A. B.; GREGOIRE, T. G.; DO COUTO, H. T. Z. Wood density and carbon concentration of coarse woody debris in native forests, Brazil. **Forest Ecosystems**, v. 6, n. 1, p. 18, 2019.

MORRISON, E. B.; LINDELL, C. A. Active or passive forest restoration? Assessing restoration alternatives with avian foraging behavior. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 201, p. 170-177, 2011.

OLDFIELD, C. A.; PETERSON, C. J. Aboveground Biomass and Carbon Accumulation 19 Years Post-Windthrow and Salvage Logging. **Forests**, v. 12, n. 2, p. 173, 2021.

ORNELAS, A. C. S. et al. Silvicultural intensification has a limited impact on tree growth in forest restoration plantations in croplands. **Forest Ecology and Management**, v. 503, p. 119795, 2022.

OVINGTON, J. D.; HAITKAMP, D.; LAWRENCE, D. B. Plant biomass and productivity of prairie, savanna, oakwood, and maize field ecosystems in central Minnesota. **Ecology**, v. 44, n. 1, p. 52-63, 1963.

PEÑA-DOMENE, M. et al. Roles of birds and bats in early tropical-forest restoration. **PLoS one**, v. 9, n. 8, p. e104656, 2014.

PICARD, N.; SAINT-ANDRÉ, L.; HENRY, M. **Manual for building tree volume and biomass allometric equations: from field measurement to prediction**, FAO; Food and Agricultural Organization of the United Nations , 2012.

PLIENINGER, T.; GAERTNER, M. Harnessing degraded lands for biodiversity conservation. **Journal for Nature Conservation**, v. 19, n. 1, p. 18-23, 2011.

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. 2024. Disponível em <https://www.R-project.org/>. (Acesso em 04/04/2024)

RASERA, S. Biomassa e carbono no estrato arbóreo em área restaurada de Mata Atlântica. 2018. **Dissertação (Mestrado)** – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2018. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-27032019-163129/>. (Acesso em: 04/04/2024)

REIS, D. N.; DAVIDE, A. C.; BOTELHO, S. A. Indicadores de recuperação de áreas degradadas: conceitos e perspectivas. In: DAVIDE, A. C.; BOTELHO, S. A. **Fundamentos e métodos de restauração de ecossistemas florestais: 25 anos de experiência em matas ciliares**. Lavras, Editora UFLA, 2015, 636p.

RICKLEFS, R. E.; RELYEA, R.; RICHTER, C. **Ecology: the economy of nature**. New York: WH Freeman, 2014.

ROCHA, J. I. S.; MAGNAGO, L. F. S.; PIOTTO, D. Litter production in successional forests of southern Bahia, **Brazil. Journal of Tropical Ecology**, v. 38, n. 6, p. 377-385, 2022.

ROSENFIELD, M. F.; MÜLLER, S. C.. Plant traits rather than species richness explain ecological processes in subtropical forests. **Ecosystems**, v. 23, n. 1, p. 52-66, 2020.

SATDICHANH, M. et al. Phylogenetic diversity correlated with above-ground biomass production during forest succession: Evidence from tropical forests in Southeast Asia. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 3, p. 1419-1432, 2019.

SHIMAMOTO, C. Y.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C. M. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 1-9, 2014.

SHONO, K.; CADAWENG, E. A.; DURST, P. B. Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 4, p. 620-626, 2007.

SINGH, M. K. et al. Soil CO<sub>2</sub>-C flux and carbon storage in the dry tropics: Impact of land-use change involving bioenergy crop plantation. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 83, p. 123-130, 2015.

- SOARES, A. A. V. et al. Influence of ecological group composition, plantation spacing and arrangement in the restoration of riparian forest on reservoir shores. **Ciência Florestal**, v. 26, p. 1107-1118, 2016.
- SULLIVAN, M. J. P. et al. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1-12, 2017.
- SWEENEY, B. W.; CZAPKA, S. J.; YERKES, T. Riparian forest restoration: increasing success by reducing plant competition and herbivory. **Restoration Ecology**, v. 10, n. 2, p. 392-400, 2002.
- TERRA, M. de C. N. S. et al. Tree species dominance in neotropical savanna aboveground biomass and productivity. **Forest Ecology and Management**, v. 496, p. 119430, 2021.
- TOLEDO-ACEVES, T.; TRUJILLO-MIRANDA, A. L.; LÓPEZ-BARRERA, Fabiol. Tree regeneration in active and passive cloud forest restoration: Functional groups and timber species. **Forest Ecology and Management**, v. 489, p. 119050, 2021.
- TURCHETTO, F. et al. Intensive silvicultural practices drive the forest restoration in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 473, p. 118325, 2020.
- VAN DER GAAST, W.; SIKKEMA, R.; VOHRER, M. The contribution of forest carbon credit projects to addressing the climate change challenge. **Climate Policy**, v. 18, n. 1, p. 42-48, 2018.
- VERDONE, M.; SEIDL, A.. Time, space, place, and the Bonn Challenge global forest restoration target. **Restoration ecology**, v. 25, n. 6, p. 903-911, 2017.
- VICENTE-SERRANO, S. M.; BEGUERÍA, S.; LÓPEZ-MORENO, J. I. A multiscalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index. **Journal of climate**, v. 23, n. 7, p. 1696-1718, 2010.
- VIEIRA, S. A. et al. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, v. 8, p. 21-29, 2008.
- VILLA, E. B. et al. Aporte de serapilheira e nutrientes em área de restauração florestal com diferentes espaçamentos de plantio. **Floresta e Ambiente**, v. 23, p. 90-99, 2016.
- WRI (World Resources Institute) **Initiative 20x20**. 2014.  
<https://www.wri.org/initiatives/initiative-20x20> (acesso 01 de março de 2024)
- XAVIER, A. C. et al. New improved Brazilian daily weather gridded data (1961–2020). **International Journal of Climatology**, v. 42, n. 16, p. 8390-8404, 2022.
- YOON, T. K. et al. Allometric equations for estimating the aboveground volume of five common urban street tree species in Daegu, Korea. **Urban forestry & urban greening**, v. 12, n. 3, p. 344-349, 2013.
- ZAHAWI, R. A.; REID, J. L.; HOLL, K. D. Hidden costs of passive restoration. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 3, p. 284-287, 2014.

ZANINI, A. M. et al. The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 481, p. 118734, 2021.

## ANEXO A

Tabela 9 – Atividades de fertilização e controle de mato competição realizadas para cada nível do fator de Silvicultura (U e X).

<b>Data</b>	<b>Atividade Realizada</b>	<b>Usual (U)</b>	<b>Máximo (X)</b>
out/03	- Limpeza da área (Roçada mecanizada)	x	x
jan/04	- Preparo do solo e retirada de materiais grosseiros	Sulcamento (40 cm)	Sulcamento (40 cm)
jan/04	- Aplicação de herbicida área total (7 L/ha)	x	x
	- Controle de formigas Iscas Granulada		
fev/04	Sulfloramide (7,5 kg/ha) e pó K-othrine (1,5 kg/ha)	x	x
fev/04	- Marcação e coveamento manual	x	x
mar/04	- Implantação da área	x	x
mar/04	- Irrigação	x	x
mar/04	- 1 <sup>a</sup> fertilização de base	200 kg/ha superfosfato triplo	200 kg/ha superfosfato triplo
abr/04	- 1 <sup>a</sup> capina nas linhas de plantio	x	
mai/04	- 1 <sup>a</sup> roçada mecanizada entrelinha de plantio	x	
mai/04	- Replantio de falhas	x	x
jun/04	- 2 <sup>a</sup> fertilização de base	300 kg/ha NPK (10-20-10)	300 kg/ha NPK (10-20-10)
jul/04	- 2 <sup>a</sup> capina nas linhas de plantio	x	
jul/04	- 2 <sup>a</sup> roçada mecanizada entrelinha de plantio	x	
set/04	- 1 <sup>a</sup> aplicação de herbicida		x
set/04	- 2 <sup>a</sup> irrigação	x	x
nov/04	- 3 <sup>a</sup> roçada mecanizada entrelinha de plantio	x	
nov/04	- 3 <sup>a</sup> capina nas linhas de plantio	x	
jan/05	- 4 <sup>a</sup> roçada mecanizada entrelinha de plantio	x	
jan/05	- 2 <sup>a</sup> aplicação de herbicida		x
mar/05	- 5 <sup>a</sup> roçada mecanizada entrelinha de plantio	x	
mar/05	- 4 <sup>a</sup> capina nas linhas de plantio	x	
mar/05	- 3 <sup>a</sup> aplicação de herbicida		x
mar/05	- 1 <sup>a</sup> fertilização de correção		2000 kg/ha Calcário Dolomítico
mar/05	- 1 <sup>a</sup> fertilização de cobertura	200 kg/ha NPK (18-06-24)	200 kg/ha NPK (18-06-24)
mai/05	- 6 <sup>a</sup> roçada mecanizada entrelinha de plantio	x	
mai/05	- 5 <sup>a</sup> capina nas linhas de plantio	x	
mai/05	- 4 <sup>a</sup> aplicação de herbicida		x

(continua)

<b>Data</b>	<b>Atividade Realizada</b>	<b>Usual (U)</b>	<b>Máximo (X)</b>
mai/05	- Combate formigas cortadeiras - monitoramento	x	x
jul/05	- 6 <sup>a</sup> capina nas linhas de plantio	x	
jul/05	- 7 <sup>a</sup> roçada mecanizada entrelinha de plantio	x	
jul/05	- 5 <sup>a</sup> apicação de herbicida		x
dez/05	- 7 <sup>a</sup> capina nas linhas de plantio	x	
dez/05	- 6 <sup>a</sup> apicação de herbicida		x
mar/06	- 8 <sup>a</sup> roçada mecanizada entrelinha de plantio	x	
mar/06	- 2 <sup>a</sup> fertilização de cobertura		200 kg/ha NPK (18-06-24)
jul/06	- 9 <sup>a</sup> roçada mecanizada entrelinha de plantio	x	
jul/06	- 8 <sup>a</sup> capina nas linhas de plantio	x	
jul/06	- 7 <sup>a</sup> apicação de herbicida		x

## ANEXO B

Tabela 10 – Número total de indivíduos de cada espécie utilizados no experimento.

Espécie	Código	GE	Parcelas						TOTAL		
			A1		A2		B1				
			ÚTIL	TOTAL	ÚTIL	TOTAL	ÚTIL	TOTAL	ÚTIL	TOTAL	
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	JE	NPI	13	20	6	10	8	14	5	7	<b>488</b>
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	CE	NPI	13	21	7	11	9	14	4	7	<b>508</b>
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	PA	NPI	13	20	6	10	9	14	5	7	<b>488</b>
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	FB	NPI	13	20	7	11	9	14	4	7	<b>496</b>
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	IR	NPI	13	20	7	11	8	14	5	7	<b>496</b>
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	JT	NPI	13	23	7	11	9	14	4	7	<b>532</b>
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	JA	NPI	14	20	6	10	9	14	4	7	<b>488</b>
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	DE	NPI	13	20	7	10	9	14	4	7	<b>488</b>
<i>Myroxylon peruferum</i> L.f.	CB	NPI	13	23	7	11	9	14	5	7	<b>532</b>
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	LA	NPI	14	23	6	10	9	14	4	7	<b>524</b>
<i>Croton urucurana</i> Baill.	SD	PI	13	27	7	13	18	30	9	17	<b>804</b>
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	TI	PI	13	18	6	9	18	28	9	12	<b>608</b>
<i>Erythrina mulungu</i> Mart.	ML	PI	13	18	7	10	18	27	9	13	<b>616</b>
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	MT	PI	13	19	6	9	18	28	9	12	<b>620</b>
<i>Helicocarpus americanus</i> L.*	AL	PI	14	27	6	12	17	30	9	20	<b>820</b>
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	AC	PI	14	20	6	10	17	24	8	12	<b>608</b>
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	CF	PI	13	18	7	10	17	27	8	12	<b>608</b>
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	AM	PI	13	18	7	9	18	28	9	13	<b>616</b>
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	AP	PI	13	27	7	13	18	31	9	17	<b>812</b>
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	MO	PI	13	18	7	10	17	27	9	12	<b>608</b>
<b>Parcela Total</b>				<b>420</b>		<b>210</b>		<b>420</b>		<b>210</b>	<b>11760</b>
<b>Parcela Útil (avaliação)</b>				<b>264</b>		<b>132</b>		<b>264</b>		<b>132</b>	<b>7392</b>

## ANEXO C

Croqui das parcelas para os tratamentos A1 (a), A2 (b), B1 (c) e B2 (d). Pioneiras e secundárias iniciais foram consideradas pioneiras, e secundárias tardias e climácas foram consideradas não pioneiras.

a) Tratamento A1

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
1	JA	SD	JE	TI	LA	AM	JE	AL	CB	TI	CE	ML	JE	AM	CE	ML	CB	AP	JA	AM	DE	SD	JA	CF	DE	AP	IR	AC	JA	AP
2	AL	JT	AL	JT	TI	CB	AM	FB	CF	JT	AM	FB	CF	CB	MO	JE	AM	LA	SD	LA	AP	PA	AL	DE	AC	JT	SD	JT	SD	CB
3	IR	AP	DE	TI	PA	AL	CE	ML	JE	AP	CE	AL	CE	SD	DE	TI	FB	AM	FB	CF	FB	AM	JT	CF	CB	MO	CE	TI	JE	AP
4	AP	LA	ML	CB	MT	JA	MT	LA	ML	JA	ML	JE	MT	IR	CF	PA	AL	LA	ML	JE	AP	CE	AL	CE	SD	JT	AM	JE	CF	CB
5	IR	AL	JA	ML	LA	TI	JT	AP	JA	MO	LA	MO	FB	MT	JT	MT	JA	MT	JA	ML	JA	AC	JE	MT	IR	CF	LA	SD	JE	AP
6	MT	LA	AP	CE	AL	FB	TI	PA	TI	FB	AM	FB	AC	IR	SD	LA	TI	CE	AP	LA	MO	JE	MO	CB	MT	JT	CF	PA	SD	JT
7	FB	AP	DE	MT	CE	AP	JE	MO	PA	SD	PA	SD	JT	SD	CE	AL	FB	TI	PA	TI	FB	AM	FB	AC	IR	SD	LA	AP	CB	AL
8	SD	JT	MO	CB	CF	IR	MO	CB	CF	PA	ML	JA	CF	JA	ML	CE	AP	CB	MO	PA	SD	JT	SD	CE	SD	CE	AM	PA	AC	DE
9	LA	MO	FB	AL	CB	AM	JE	SD	PA	AP	JT	AL	DE	AC	LA	CF	IR	MO	PA	CF	PA	ML	JA	AC	JA	ML	IR	AL	PA	AP
10	AL	FB	AP	JT	AL	FB	AC	DE	TI	IR	ML	IR	AM	JA	ML	CB	AM	JE	AL	CB	AP	IR	AL	CB	AC	LA	AC	PA	SD	JT
11	DE	MT	JA	TI	CE	CF	CB	MT	LA	MT	IR	TI	CB	AP	DE	AL	JA	AC	DE	TI	IR	ML	IR	AM	JA	ML	LA	CF	CB	ML
12	AL	CE	MT	CB	AP	DE	MO	DE	MO	JE	AM	DE	AC	JE	AC	JA	CF	LA	MT	PA	MT	JT	TI	DE	AP	DE	AC	JE	SD	JT
13	DE	AP	FB	SD	CB	AM	LA	SD	IR	AP	JT	AL	CE	AC	JT	AL	JE	MO	DE	MT	JE	TI	DE	AC	LA	AC	IR	SD	PA	AL
14	AC	CE	AP	LA	MO	FB	AL	CE	AC	CE	SD	FB	MO	PA	MT	JT	AL	FB	MO	IR	SD	JT	MT	IR	AL	LA	CF	PA	SD	CB

 Não Pioneira

 Pioneira

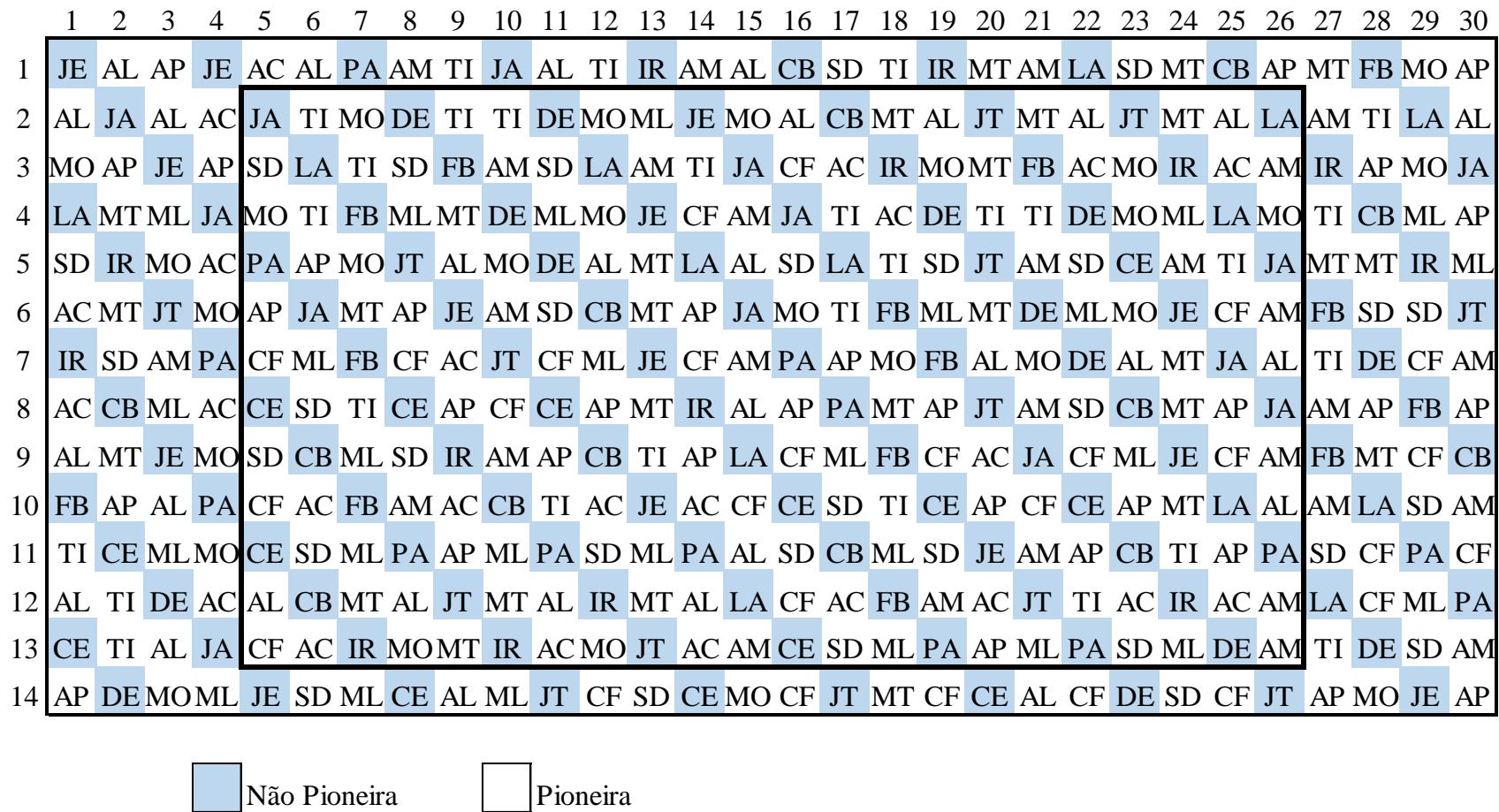
b) Tratamento A2

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	JE	ML	JE	AP	CB	AM	CE	ML	DE	AP	JT	CF	DE	AL	JT
2	AM	CB	TI	CB	AM	FB	CF	JT	AM	FB	CF	CB	MO	FB	ML
3	PA	AL	PA	AL	CE	ML	JE	AP	CE	AL	CE	SD	DE	MT	JE
4	AL	FB	MT	JA	MT	LA	ML	JA	ML	JE	MT	IR	CF	JA	AC
5	CE	AP	LA	TI	JT	AP	JA	MO	LA	MO	FB	MT	JT	AP	DE
6	MT	IR	AL	FB	TI	PA	TI	FB	AM	FB	AC	IR	SD	JA	CF
7	CE	MO	CE	AP	JE	MO	PA	SD	PA	SD	JT	SD	CE	TI	LA
8	AC	CB	CF	IR	MO	CB	CF	PA	ML	JA	CF	JA	ML	FB	AC
9	PA	AL	CB	AM	JE	SD	PA	AP	JT	AL	DE	AC	LA	AC	JE
10	MT	IR	AL	FB	AC	DE	TI	IR	ML	IR	AM	JA	ML	LA	SD
11	CE	MO	CE	CF	CB	MT	LA	MT	IR	TI	CB	AP	DE	AP	JT
12	MO	PA	AP	DE	MO	DE	MO	JE	AM	DE	AC	JE	AC	FB	TI
13	CB	AL	CB	AM	LA	SD	IR	AP	JT	AL	CE	AC	JT	TI	PA
14	AP	IR	SD	IR	SD	LA	SD	JA	SD	LA	SD	JA	AL	JT	CF

 Não Pioneira

 Pioneira

## c) Tratamento B1



d) Tratamento B2

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	MO	CB	SD	AP	JA	CF	AP	CE	AL	CF	JT	MO	AL	JA	SD
2	AP	MT	JA	TI	MO	DE	TI	TI	DE	MO	ML	JE	MO	TI	FB
3	PA	ML	SD	LA	TI	SD	FB	AM	SD	LA	AM	TI	JA	CF	SD
4	MT	JE	MO	TI	FB	ML	MT	DE	ML	MO	JE	CF	AM	CE	TI
5	AP	AL	PA	AP	MO	JT	AL	MO	DE	AL	MT	LA	AL	AL	JA
6	IR	AP	AP	JA	MT	AP	JE	AM	SD	CB	MT	AP	JA	AL	SD
7	SD	JT	CF	ML	FB	CF	AC	JT	CF	ML	JE	CF	AM	CE	AM
8	AC	ML	CE	SD	TI	CE	AP	CF	CE	AP	MT	IR	AL	AL	DE
9	IR	TI	SD	CB	ML	SD	IR	AM	AP	CB	TI	AP	PA	MO	AM
10	SD	JE	CF	AC	FB	AM	AC	CB	TI	AC	JE	AC	AM	JT	AM
11	AL	AP	CE	SD	ML	PA	AP	ML	PA	SD	ML	PA	AL	SD	DE
12	PA	ML	AL	CB	MT	AL	JT	MT	AL	IR	MT	AL	LA	AL	MT
13	AC	CB	CF	AC	IR	MOMT	IR	AC	MO	JT	AC	AM	LA	AM	
14	AP	AC	FB	AP	AC	LA	ML	SD	FB	AL	AL	LA	CF	AL	DE

Não Pioneira
  Pioneira

## ANEXO D

Tabelas de análises de variância factorial para sobrevivência (a) e acúmulo de carbono (b).

a)

Efeito	GL	SQ	4				8				12				20			
			QM	Fc	Pr>Fc	SQ	QM	Fc	Pr>Fc	SQ	QM	Fc	Pr>Fc	SQ	QM	Fc	Pr>Fc	
Bloco	3	7.29E-02	2.43E-02	7.96	<b>0.001</b>	7.82E-02	2.61E-02	9.60	<0.001	5.72E-02	1.91E-02	8.91	<b>0.001</b>	4.83E-02	1.61E-02	3.71	<b>0.028</b>	
Mod	1	8.00E-05	8.00E-05	0.02	0.876	1.46E-03	1.46E-03	0.54	0.472	7.23E-03	7.23E-03	3.38	0.080	9.56E-03	9.56E-03	2.20	0.153	
Esp	1	3.15E-02	3.15E-02	10.31	<b>0.004</b>	2.43E-02	2.43E-02	8.96	<b>0.007</b>	6.35E-03	6.35E-03	2.97	0.100	1.33E-02	1.33E-02	3.06	0.095	
Silv	1	1.56E-01	1.56E-01	50.92	<b>0.000</b>	1.37E-01	1.37E-01	50.46	<0.001	8.80E-02	8.80E-02	41.11	<0.001	1.12E-01	1.12E-01	25.84	<0.001	
Mod*Esp	1	2.00E-05	2.00E-05	0.01	0.933	3.80E-04	3.80E-04	0.14	0.713	6.80E-04	6.80E-04	0.32	0.578	3.96E-03	3.96E-03	0.91	0.350	
Mod*Silv	1	9.90E-04	9.90E-04	0.32	0.575	4.76E-03	4.76E-03	1.75	0.200	6.56E-03	6.56E-03	3.07	0.095	8.05E-03	8.05E-03	1.86	0.188	
Esp*Silv	1	1.78E-02	1.78E-02	5.81	<b>0.025</b>	1.19E-02	1.19E-02	4.38	<b>0.049</b>	5.33E-03	5.33E-03	2.49	0.130	3.00E-05	3.00E-05	0.01	0.936	
Mod*Esp*Silv	1	3.30E-04	3.30E-04	0.11	0.747	3.30E-04	3.30E-04	0.12	0.732	7.50E-04	7.50E-04	0.35	0.559	4.00E-05	4.00E-05	0.01	0.920	
Residuos	21	6.42E-02	3.05E-03			5.71E-02	2.72E-03			4.50E-02	2.14E-03			9.11E-02	4.34E-03			
Total	28	5.96E+08				3.16E-01				2.17E-01				2.86E-01				

b)

Efeito	GL	SQ	4				8				12				20			
			QM	Fc	Pr>Fc	SQ	QM	Fc	Pr>Fc	SQ	QM	Fc	Pr>Fc	SQ	QM	Fc	Pr>Fc	
Bloco	3	1.44E+08	4.81E+07	9.86	<0.001	3.05E+08	1.02E+08	7.46	<b>0.001</b>	5.93E+08	1.98E+08	6.67	<b>0.002</b>	6.06E+08	2.02E+08	5.43	<b>0.006</b>	
Mod	1	1.73E+06	1.73E+06	0.35	0.558	3.89E+06	3.89E+06	0.29	0.599	7.46E+07	7.46E+07	2.52	0.127	3.08E+08	3.08E+08	8.29	<b>0.009</b>	
Esp	1	1.42E+08	1.42E+08	29.10	<0.001	6.92E+08	6.92E+08	50.84	<0.001	1.42E+09	1.42E+09	47.92	<0.001	2.21E+09	2.21E+09	59.51	<0.001	
Silv	1	7.10E+08	7.10E+08	145.43	<0.001	1.41E+09	1.41E+09	103.22	<0.001	1.56E+09	1.56E+09	52.85	<0.001	7.16E+08	7.16E+08	19.25	<0.001	
Mod*Esp	1	2.12E+07	2.12E+07	4.35	<b>0.049</b>	8.40E+07	8.40E+07	6.17	<b>0.022</b>	2.10E+08	2.10E+08	7.09	<b>0.015</b>	3.80E+07	3.80E+07	1.02	0.324	
Mod*Silv	1	1.02E+07	1.02E+07	2.10	0.162	4.44E+07	4.44E+07	3.26	0.085	1.71E+08	1.71E+08	5.77	<b>0.026</b>	1.20E+08	1.20E+08	3.23	0.087	
Esp*Silv	1	9.92E+06	9.92E+06	2.03	0.169	1.07E+08	1.07E+08	7.82	<b>0.011</b>	1.56E+08	1.56E+08	5.28	<b>0.032</b>	2.98E+06	2.98E+06	0.08	0.780	
Mod*Esp*Silv	1	5.27E+05	5.27E+05	0.11	0.746	5.54E+05	5.54E+05	0.04	0.842	1.13E+07	1.13E+07	0.38	0.543	1.27E+08	1.27E+08	3.40	0.079	
Residuos	21	1.03E+08	4.88E+06			2.86E+08	1.36E+07			6.22E+08	2.96E+07			7.81E+08	3.72E+07			
Total	28	1.14E+09				2.93E+09				4.82E+09				4.91E+09				