



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

GIOVANNA GULAEFF LEMOS

**ACÚMULO DE BIOMASSA EM SÍTIOS DE RESTAURAÇÃO
DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO NORTE
DO PARANÁ**

Londrina
2023

GIOVANNA GULAEFF LEMOS

**ACÚMULO DE BIOMASSA EM SÍTIOS DE RESTAURAÇÃO
DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO NORTE
DO PARANÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Domingues Torezan

Coorientadora: Dra. Fátima Aparecida Arcanjo

Londrina
2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

L557a Lemos, Giovanna Gulaeff.
Acúmulo de biomassa em sítios de restauração de Floresta Estacional Semidecidual no norte do Paraná / Giovanna Gulaeff Lemos. - Londrina, 2023. 77 f. : il.

Orientador: José Marcelo Domingues Torezan.
Coorientador: Fátima Aparecida Arcanjo.
Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2023.
Inclui bibliografia.

1. Reflorestamento - Tese. 2. Carbono - Tese. 3. Biomassa acima do solo - Tese. 4. Mata Atlântica - Tese. I. Torezan, José Marcelo Domingues. II. Arcanjo, Fátima Aparecida. III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU 574

GIOVANNA GULAEFF LEMOS

**ACÚMULO DE BIOMASSA EM SÍTIOS DE RESTAURAÇÃO DE
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO NORTE DO
PARANÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Domingues Torezan
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof. Dr. Halley Caixeta de Oliveira
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Profa. Dra. Vera Lex Engel
Universidade Estadual Paulista - UNESP



Londrina, 27 de fevereiro de 2023.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Prof. José Marcelo Domingues Torezan por todo o apoio, conselhos, paciência e inclusive piadas de difícil compreensão em campo, que aceitou me orientar desde a graduação e manteve suas portas abertas para mim durante mais essa etapa.

À Fátima Aparecida Arcanjo, por todos os conselhos, dicas e ensinamentos, que de colega de laboratório aceitou e passou a ser minha coorientadora e me acompanhar nesse trabalho. Grande pesquisadora que ainda tem muito a conquistar, e não vai demorar.

Aos membros da banca Prof. Dr. Halley Caixeta de Oliveira e Prof^a. Dra. Vera Lex Engel, profissionais e pesquisadores por quem tenho grande admiração, por aceitarem contribuir com este trabalho.

À toda equipe do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE) da Universidade Estadual de Londrina (UEL), incluindo os técnicos, professores e estudantes, que tanto me auxiliaram em campo nas coletas para este e demais trabalhos, identificação e análises, pessoa com quem cultivei grandes amizades.

À minha família, pelo apoio e suporte ao longo de toda a minha vida e formação.

Aos meus amigos e a todas as pessoas que passaram pela minha vida nos últimos anos, aos que precisaram ir e aos que escolheram ficar. Sem vocês esse caminho teria sido muito mais duro do que foi. Obrigada pelos abraços, conselhos, trocas e afetos. Devo muito deste momento aos acolhimentos que recebi.

Ao programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração - Mata Atlântica do Norte do Paraná (PELD-MANP) (processo 441510/2020-5), apoiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e pela Fundação Araucária, do qual o presente estudo fez parte, pelo financiamento.

O presente trabalho foi realizado com bolsa de mestrado do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (processo 159585/2021-0).

To the Long Term Ecological Research program (PELD-MANP), supported by the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq; grant number 441510/2020-5) and Fundação Araucária, which the present study was part of, for the funding.

CNPq also provided scholarship for GGL (process 159585/2021-0).

LEMOS, Giovanna Gulaeff. **Acúmulo de biomassa em sítios de restauração de Floresta Estacional Semidecidual no norte do Paraná**. 2023. 77 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2023.

RESUMO

A restauração florestal permite a retomada da estocagem do carbono atmosférico (C), afetada com a degradação ambiental e fragmentação de florestas nativas, podendo ser quantificada a partir da biomassa aérea seca (BAS). A partir do monitoramento a longo prazo do acúmulo de BAS, bem como de outros parâmetros, é possível estimar o progresso da restauração. Considerando isso, objetivamos com este estudo realizar um novo censo em seis reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, previamente amostrados em 2010 e 2017, a fim de investigar o acúmulo de BAS e a recuperação das áreas ao longo do tempo. Foram amostrados e identificados todos os indivíduos lenhosos com diâmetro do caule na altura do peito (DAP) maior que 1,9 cm, enquanto a BAS e o estoque de C foram calculados para os indivíduos com DAP > 5 cm. As variáveis densidade de indivíduos, BAS, área basal e densidade média da madeira foram comparados entre os três censos, bem como a riqueza de espécies. Também foram calculadas as taxas de incremento de BAS e mortalidade referente ao último censo. Para o censo de 2022, das 70 espécies registradas, 43 apresentaram indivíduos com DAP mínimo para participarem do cálculo de BAS, que teve média de 80 ± 6 Mg/ha (40 ± 3 Mg C/ha). Entre os anos de 2017 e 2022, foi observada manutenção dos valores das variáveis BAS e densidade média da madeira, ocorrendo aumento da densidade de indivíduos e área basal de 2010 para 2022. Analisando individualmente as áreas, foi possível constatar, inclusive, queda da BAS para o censo atual. Também foi encontrada redução das taxas de incremento, sugerindo que os reflorestamentos não estão acumulando carbono no mesmo ritmo, bem como taxas de mortalidade elevadas para as áreas onde a redução da BAS foi significativa. Considerando que mais de 70% da BAS está concentrada nos indivíduos adultos plantados, e muitos apresentam sinais de senescência, a mortalidade desses não parece estar sendo compensada pelo ingresso de novos indivíduos, sugerindo estagnação do estoque de BAS, tendo em vista a ausência de relação entre este e a densidade de indivíduos. Além disso, a maior parte das espécies encontradas são as que foram utilizadas no plantio inicial de mudas, apontando para um baixo ingresso de espécies não pioneiras, longevas e com alta densidade específica da madeira, que permitiriam o aumento da capacidade armazenamento do carbono e por longos períodos. Dessa forma, o acúmulo e o estoque de BAS acabam sendo limitados, ficando abaixo dos padrões de referência regionais. Ainda não é possível afirmar se o acúmulo de biomassa será retomado nos próximos anos, representando esse um momento de oscilação, porém, devido a pouca idade dos reflorestamentos, era esperado que ainda apresentassem um aumento dos estoques de BAS, não os padrões encontrados. Considerando isso, a manutenção do monitoramento a longo prazo auxiliará na compreensão dos padrões de acúmulo de BAS, além de elucidar as causas dos fenômenos encontrados, permitindo um melhor manejo dessas áreas em restauração.

Palavras-chave: Reflorestamento. Carbono. Biomassa acima do solo. Mata Atlântica.

LEMOS, Giovanna Gulaeff. **Biomass accumulation in Semideciduous Seasonal Forests restoration areas in northern Paraná.** 2023. 77 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2023.

ABSTRACT

Forest restoration allows the resumption of atmospheric carbon (C) storage, affected by environmental degradation and fragmentation of native forests, which can be quantified based on aboveground biomass (AGB). From long-term monitoring of AGB accumulation, as well as other parameters, it is possible to estimate restoration progress. Considering that, we aimed with this study to carry out a new census in six reforestation sites of Semideciduous Seasonal Forest, previously sampled in 2010 and 2017, in order to investigate the BAS accumulation and the recovery of the areas over time. All woody individuals with stem diameter at breast height (DBH) greater than 1.9 cm were sampled and identified, while BAS and C stocks were calculated for individuals with DBH > 5 cm. Individual density, AGB, basal area and average wood density were compared between the three censuses, as well as species richness. AGB increment and mortality rates referring to the last census were also calculated. For the 2022 census, of the 70 recorded species, 43 had individuals with the minimum DBH to participate in the AGB calculation, which averaged 80 ± 6 Mg/ha (40 ± 3 Mg C/ha). Between 2017 and 2022, the values of the variables AGB and average wood density were maintained, with an increase in the density of individuals and basal area from 2010 to 2022. Analyzing the areas individually, it was possible to observe a decrease in AGB for the current census. A reduction in increment rates was also found, suggesting that reforestation areas are not accumulating carbon at the same pace, as well as high mortality rates for areas where the reduction in AGB was significant. Considering that more than 70% of AGB is concentrated in planted adult individuals, and many show signs of senescence, their mortality does not seem to be offset by the entry of new individuals, suggesting stagnation of the AGB stock, given the lack of relationship between this and the density of individuals. In addition, most of the species found are those that were used in the initial planting of seedlings, pointing to a low entry of non-pioneer species, long-lived and with high specific wood density, which would allow an increase in the storage capacity of carbon and therefore long periods. In this way, the accumulation and stock of AGB end up being limited, falling below the regional reference standards. It is still not possible to say whether the accumulation of biomass will resume in the coming years, representing this a moment of oscillation, however, due to the young age of the reforestation areas, it was expected that they would still present an increase in AGB stocks, not the patterns found. Considering this, the maintenance of long-term monitoring will help in understanding the patterns of AGB accumulation, in addition to elucidating the causes of the phenomena found, allowing a better management of these areas under restoration.

Keywords: Reforestation. Carbon. Aboveground biomass. Atlantic forest.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Localização das áreas de restauração estudadas por Scolari (2011) e Tambani (2017) (reflorestamentos com espécies nativas de Floresta Estacional Semidecidual), identificadas como Talhões, seguido da numeração e código de identificação de talhão utilizado pela concessionária..... 23
- Figura 2** – Perspectiva do interior de um sítio de restauração (reflorestamento com espécies nativas) com 18 anos, situado nas margens do Reservatório de Capivara, em Rancho Alegre-PR, mostrando a parcela permanente delimitada por trena. Na ocasião ainda era possível observar a linha de plantio das mudas. 24
- Figura 3** – Distribuição das parcelas alocadas nos reflorestamentos da Bacia de Capivara, no norte do Estado do Paraná, Brasil. **Fonte:** Adaptado de Tambani (2017) e Scolari (2011). 26
- Figura 4** – Amostragem do DAP de indivíduo plaqueado, com ajuda de um bastão de 1,30m e fita milimetrada..... 27
- Figura 5** – A) Densidade de indivíduos por hectare; B) Biomassa acima do solo (Mg/ha); C) Área Basal (m²/ha) e D) Densidade média da madeira (g/cm³) de cada talhão no último censo (2022). As barras pretas representam o erro padrão. O valor de p refere-se à ANOVA de medidas repetidas acompanhado do código de significância “*”, enquanto as letras nas colunas referem-se aos resultados do teste de Tukey, os quais estão representados por letras distintas quando constatado diferença entre os anos. 32
- Figura 6** – Médias seguidas por erro padrão da A) Densidade de indivíduos (1325 ± 47 ind./ha, 2012 ± 126 ind./ha e 2448 ± 124 ind./ha); B) Biomassa acima do solo (53 ± 3,6 Mg/ha, 95 ± 5,5 Mg/ha e 80 ± 6 Mg/ha); C) Área Basal (17 ± 0,8 m²/ha, 22 ± 0,9 m²/ha e 23 ± 1 m²/ha) e D) Densidade média da madeira (0,45 g/cm³, 0,46 g/cm³ e 0,46 g/cm³) considerando o conjunto de talhões nos diferentes anos de amostragem (2010, 2017 e 2022 respectivamente). As barras pretas representam o erro padrão. O valor de p refere-se à ANOVA de medidas repetidas em A) e B) e à ANOVA com permutação em C) e D), acompanhado do código de significância “*”, enquanto as letras nas colunas referem-se aos resultados do teste de Tukey em A) e B) e LSD de Fisher em C), os quais estão representados por letras distintas quando constatado diferença entre os anos. 34
- Figura 7** – Médias seguidas por erro padrão da densidade de indivíduos nos diferentes anos

de amostragem (2010, 2017 e 2022 respectivamente) em relação a idade dos talhões em meses, onde: A) Talhão 4 (1512 ± 161 ind./ha, 2600 ± 263 ind./ha e 2850 ± 264 ind./ha); B) Talhão 5 (1225 ± 184 ind./ha, 2075 ± 313 ind./ha e 1950 ± 191 ind./ha); C) Talhão 6 (1700 ± 65 ind./ha, 1638 ± 113 ind./ha e 2050 ± 172 ind./ha); D) Talhão 8 (1338 ± 53 ind./ha, 2625 ± 384 ind./ha e 3162 ± 388 ind./ha); E) Talhão 9 (1112 ± 66 ind./ha, 925 ± 77 ind./ha e 1475 ± 157 ind./ha) e E) Talhão 12 (1062 ± 53 ind./ha, 2212 ± 328 ind./ha e 2038 ± 215 ind./ha). As barras pretas representam o erro padrão. O valor de p refere-se à ANOVA de medidas repetidas, acompanhado do código de significância “*”, enquanto as letras nas colunas referem-se aos resultados do teste de Tukey, os quais estão representados por letras distintas quando constatado diferença entre os anos. 40

Figura 8 – Médias seguidas por erro padrão da biomassa acima do solo (BAS em Mg/ha) nos diferentes anos de amostragem (2010, 2017 e 2022 respectivamente) em relação a idade dos talhões em meses, onde: A) Talhão 4 ($100 \pm 9,2$ Mg/ha, $104 \pm 8,1$ Mg/ha e $75 \pm 4,5$ Mg/ha); B) Talhão 5 ($39 \pm 6,7$ Mg/ha, 68 ± 13 Mg/ha e $51 \pm 7,8$ Mg/ha); C) Talhão 6 ($59 \pm 5,7$ Mg/ha, 114 ± 16 Mg/ha e 106 ± 15 Mg/ha); D) Talhão 8 ($34 \pm 2,5$ Mg/ha, $68 \pm 9,5$ Mg/ha e 66 ± 9 Mg/ha); E) Talhão 9 (57 ± 5 Mg/ha, 118 ± 16 Mg/ha e 88 ± 14 Mg/ha) e E) Talhão 12 ($28 \pm 5,3$ Mg/ha, $81 \pm 15,6$ Mg/ha e $78 \pm 7,8$ Mg/ha). As barras pretas representam o erro padrão. O valor de p refere-se à ANOVA de medidas repetidas, acompanhado do código de significância “*”, enquanto as letras nas colunas referem-se aos resultados do teste de Tukey, os quais estão representados por letras distintas quando constatado diferença entre os anos. 41

Figura 9 – Médias seguidas por erro padrão da área basal (m^2/ha) nos diferentes anos de amostragem (2010, 2017 e 2022 respectivamente) em relação a idade dos talhões em meses, onde: A) Talhão 4 (25 ± 2 m^2/ha , 22 ± 2 m^2/ha e 25 ± 2 m^2/ha); B) Talhão 5 (15 ± 2 m^2/ha , 20 ± 3 m^2/ha e 22 ± 5 m^2/ha); C) Talhão 6 (20 ± 2 m^2/ha , 22 ± 3 m^2/ha e 26 ± 3 m^2/ha); D) Talhão 8 (13 ± 1 m^2/ha , 19 ± 2 m^2/ha e 23 ± 3 m^2/ha); E) Talhão 9 (18 ± 1 m^2/ha , 20 ± 2 m^2/ha e $22 \pm 2,5$ m^2/ha) e E) Talhão 12 ($13 \pm 1,8$ m^2/ha , $21 \pm 2,5$ m^2/ha e $23 \pm 2,5$ m^2/ha). As barras pretas representam o erro padrão. O valor de p refere-se à ANOVA de medidas repetidas, sendo em C), ANOVA com permutação, acompanhado do código de significância “*”, enquanto as letras nas colunas referem-se aos resultados do teste de Tukey, os

quais estão representados por letras distintas quando constatado diferença entre os anos..... 42

Figura 10 – Médias seguidas por erro padrão da densidade média da madeira (g/cm^3) nos diferentes anos de amostragem (2010, 2017 e 2022 respectivamente) em relação a idade dos talhões em meses, onde: A) Talhão 4 ($0,45 \pm 0,01 \text{ g/cm}^3$, $0,46 \text{ g/cm}^3$ e $0,46 \pm 0,01 \text{ g/cm}^3$); B) Talhão 5 ($0,44 \text{ g/cm}^3$, $0,44 \text{ g/cm}^3$ e $0,45 \text{ g/cm}^3$); C) Talhão 6 ($0,44 \text{ g/cm}^3$, $0,48 \text{ g/cm}^3$ e $0,47 \pm 0,02 \text{ g/cm}^3$); D) Talhão 8 ($0,47 \text{ g/cm}^3$, $0,46 \text{ g/cm}^3$ e $0,46 \text{ g/cm}^3$); E) Talhão 9 ($0,45 \text{ g/cm}^3$, $0,47 \text{ g/cm}^3$ e $0,47 \text{ g/cm}^3$) e E) Talhão 12 ($0,43 \pm 0,01 \text{ g/cm}^3$, $0,44 \text{ g/cm}^3$ e $0,44 \text{ g/cm}^3$). As barras pretas representam o erro padrão. O valor de p em A), D) e E) refere-se à ANOVA de medidas repetidas, enquanto em B), C) e F), à ANOVA com permutação. 43

Figura 11 – Taxa de incremento de biomassa (Kg/ha.mês) por talhão, em reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil, entre os censos de 2010, 2017 e 2022. A taxa de incremento de 2010 foi calculada considerando o valor inicial da biomassa 0, enquanto as taxas de 2017 e 2022 consideraram a diferença de biomassa entre os censos de 2010 e 2017 e 2017 e 2022, respectivamente. Valor de $p < 0,001^*$ é referente a ANOVA com permutação, enquanto as letras referem-se aos resultados do teste de Fisher, os quais estão representados por letras distintas quando constatado diferença entre os anos.. 44

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Características dos sítios de restauração estudados (reflorestamentos com espécies nativas da Floresta Estacional Semidecidual), no norte do Estado do Paraná, Brasil. As idades da primeira e segunda amostragem referem-se aos estudos de Scolari (2011), entre os anos de 2009 e 2010, e Tambani (2017), entre os anos de 2016 e 2017.. 25
- Tabela 2** – Biomassa médias de cada talhão (em Mg/ha), seguidas pelo erro padrão, que é representada pelos indivíduos que foram plantados e indivíduos não plantados, em reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual no norte do Paraná, seguidos pela proporção da biomassa total que é representada por espécies que não foram utilizadas no plantio das áreas. Valores ausentes para o Talhão 5... 33
- Tabela 3** – As três espécies com maior BAS (Mg/ha), em ordem decrescente, seguidas das demais espécies de cada talhão nas três amostragens (2010, 2017 e 2022) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil. A densidade de indivíduos (ind./ha) de cada espécie foi classificada em ordem decrescente (número entre parênteses). 36
- Tabela 4** – Intervalo de tempo em meses, diferença da BAS (Mg/ha), taxa de incremento de BAS (Kg/ha.mês) e taxa de mortalidade de indivíduos por talhão, em reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil, entre os censos de 2017 e 2022. Taxa de mortalidade do Talhão 5 ausente. 44

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Al	Alumínio
BAS	Biomassa Aérea Seca
C	Carbono
Ca	Cálcio
CAP	Circunferência à Altura do Peito
CO ₂	Gás Carbônico
CTC	Capacidade de troca catiônica
°C	Graus Celsius (temperatura)
D	Diâmetro
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
GEEs	Gases do Efeito Estufa
g/cm ³	Grama por centímetro cúbico (densidade da madeira)
H	Altura
ha	Hectare
K	Potássio
Kg	Quilograma (de biomassa)
Kg/ha.mês	Quilograma (de biomassa) por hectare por mês (taxa de incremento)
LABRE	Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (UEL)
m	Metro
MANP	Mata Atlântica do Norte do Paraná
Mg ⁺⁺	Magnésio
Mg C/ha	Megagrama de carbono por hectare

Mg/ha	Megagrama (de biomassa) por hectare
mm	Milímetro
Mo	Matéria orgânica
m ² /ha	Metro quadrado por hectare (área basal)
N	Nitrogênio
ni	Número de indivíduos da espécie na parcela
Nm	Número de indivíduos mortos
nt	Número total de indivíduos na parcela
Ns	Número de indivíduos vivos
N0	Número inicial de indivíduos
P	Fósforo
PELD	Pesquisas Ecológicas de Longa Duração
pH	Grau de acides
Pg C/ha	Petagrama de carbono por hectare
Pg/ha	Petagrama (de biomassa) por hectare
S	Soma das bases
t	Intervalo de tempo
UEL	Universidade Estadual de Londrina
V%	Saturação total das bases
ρ	Densidade específica da madeira

LISTA DE APÊNDICES

- Apêndice A** - Total de espécies encontradas em 2010, 2017 e 2022, classificadas quanto a origem (Plantada - P e Não plantada - NP), quanto ao grupo sucessional (Pioneira – P; Não pioneira – NP e exótica), com suas respectivas densidades da madeira (d, em g/cm³) densidade de indivíduos (ind./ha) e biomassas (BAS, em Mg/ha) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Estado do Paraná, Brasil. O número entre parênteses corresponde à classificação decrescente de ambos. NA representa a ausência da espécie no censo do ano correspondente e – quando todos os indivíduos da espécie apresentaram DAP inferior ao necessário para o cálculo da biomassa. O asterisco indica a utilização da densidade média da madeira do gênero (*) e da família (**) para aquela espécie..... 59
- Apêndice B** – Fertilidade do solo nos talhões de reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil, para o censo de 2022, dada pela concentração de A) Fósforo (P – mg/dm³) (ppm); B) Capacidade de troca catiônica (CTC – cmol/dm³) e C) Saturação de bases (V%). As barras pretas representam o erro padrão. O valor de p refere-se à ANOVA de medidas repetidas acompanhado do código de significância “*”, enquanto as letras nas colunas referem-se aos resultados do teste de Tukey, os quais estão representados por letras distintas quando constatado diferença entre os anos.. 70
- Apêndice C** – Taxa de incremento de biomassa (Kg/ha.mês) por talhão, em reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil, entre os censos de 2010, 2017 e 2022. A taxa de incremento de 2010 foi calculada considerando o valor inicial da biomassa 0, enquanto as taxas de 2017 e 2022 consideraram a diferença de biomassa entre os censos de 2010 e 2017 e 2017 e 2022, respectivamente..... 71
- Apêndice D** – Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis densidade de indivíduos (IND), biomassa acima do solo (BAS), área basal (AB), densidade média da madeira (DM) e a fertilidade do solo dada por capacidade de troca catiônica (CTC), saturação de bases (V%) e fósforo (P) entre os talhões de reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil.. 71
- Apêndice E** – Locais e distribuição das parcelas permanentes nos talhões de reflorestamento de Floresta Estacional Semidecidual no Norte do Paraná, Brasil.. 72

Apêndice F –Identificação dos talhões em reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil. Nome de cada área, seguido pelo código de identificação de talhão utilizado pela concessionária e coordenadas geográficas no sistema UTM, zona 22, datum WGS84. Código inexistente para o Talhão 12..
..... 75

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	4
RESUMO.....	5
ABSTRACT.....	6
LISTA DE FIGURAS.....	7
LISTA DE TABELAS.....	10
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	11
LISTA DE APÊNDICES.....	13
1 INTRODUÇÃO	17
1.1 Objetivos.....	19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3 MATERIAL E MÉTODOS	23
3.1 Área de estudo	23
3.2 Coleta de dados.....	25
3.1.1 Composição florística, taxa de mortalidade e densidade de indivíduos	26
3.2.2 Biomassa aérea seca	28
3.2.3 Fertilidade do solo	29
3.3 Análise dos dados	30
4 RESULTADOS	31
4.1 Censo de 2022	31
4.2 Análise temporal (2010, 2017 e 2022)	33
5 DISCUSSÃO	45
6 CONCLUSÃO.....	49

REFERÊNCIAS.....	51
APÊNDICES.....	59

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a degradação de ecossistemas naturais vem avançando de forma acelerada através da exploração de produtos naturais e de mudanças no uso da terra (IPCC, 2019). A redução da cobertura vegetal, especialmente pelo desmatamento e fragmentação das florestas nativas, bem como o aumento da queima de combustíveis fósseis, tanto para fins residenciais quanto industriais, contribuem significativamente para a liberação e aumento das concentrações de Gases do Efeito Estufa (GEE), em especial o gás carbônico (CO₂), para a atmosfera (IPCC, 2019). Dessa forma, acelerando significativamente o Aquecimento Global Antropogênico.

Nesse cenário, a restauração de ecossistemas degradados vem ganhando visibilidade nas comunidades científica e de políticas públicas (CARVALHO *et al.*, 2010), pois pode atuar na recuperação da biodiversidade e dos processos ecossistêmicos afetados. A partir de processos fotossintéticos, a vegetação em desenvolvimento realiza o serviço de estocagem de carbono em sua biomassa e, como consequência, redução dos níveis de CO₂ atmosférico (YU, 2004; CARVALHO *et al.*, 2010). Assim, a estocagem de carbono a partir da restauração ambiental torna-se uma importante ferramenta de mitigação da parcela do aquecimento global antropogênico causada por mudanças no uso da terra (ENGEL, PARROTA, 2003; YU, 2004; CARVALHO *et al.*, 2010).

A estimativa do carbono estocado em um ecossistema florestal pode ser realizada a partir da quantificação da biomassa aérea seca (BAS), que é representada, principalmente, pela parte aérea da vegetação (VIEIRA *et al.*, 2008). Apesar de o carbono também ser estocado em outros compartimentos, como é o caso da biomassa abaixo do solo e da necromassa, Amaro *et al.* (2013) observaram que cerca de 80% de todo o carbono estocado em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual estava justamente na biomassa arbórea acima do solo (e, neste compartimento, principalmente nos troncos das árvores).

Estudos ecológicos de longo prazo, que avaliam indicadores ambientais determinados, têm elevado potencial de contribuição para o aprimoramento de técnicas de restauração, pois permitem obter dados para caracterizar e analisar o progresso de uma área em recuperação (SUGANUMA, DURIGAN, 2015), permitindo a identificação de padrões quanto ao acúmulo de biomassa nesses ecossistemas em desenvolvimento. No monitoramento da estrutura e composição das assembleias vegetais os indicadores comumente analisados são, além da BAS, a riqueza de espécies, a densidade de indivíduos, a presença de espécies que ingressaram espontaneamente (não plantadas) e a área basal. A partir de medidas sucessivas do acúmulo de BAS, também podem ser estimadas a taxa de incremento e a estocagem de carbono (MARCUIZZO *et al.*, 2014). Com o monitoramento em séries temporais desses parâmetros, é possível determinar se um ambiente em restauração está se recuperando estruturalmente e funcionalmente, ou se ainda há

necessidade de manejo e intervenções adicionais (SER, 2004; SUGANUMA, DURIGAN, 2015).

Nos reflorestamentos e ecossistemas em restauração, o incremento de BAS ocorreria de forma não linear, sendo intenso inicialmente, mas reduzindo ao longo dos anos (HOLL, ZAHAWI, 2014), sendo a velocidade do acúmulo de BAS um dos indicadores do progresso da restauração. Com o aumento da competição por água, luz e nutrientes e da mortalidade dos indivíduos plantados, associado ao recrutamento de espécies regenerantes tolerantes à sombra, que apresentam crescimento mais lento, o acúmulo de BAS dos ecossistemas tenderiam a atingir um equilíbrio, assemelhando-se às áreas de referência (MELO, DURIGAN, 2006; HOLL, ZAHAWI, 2014).

O recrutamento de espécies tardias na sucessão, que comumente apresentam densidades de madeira maiores, pode ser limitado caso não existam fontes de propágulos próximas do reflorestamento (PIVELO *et al.*, 2006; PEREIRA, OLIVEIRA, TOREZAN, 2013), dessa forma levando à estagnação ou até mesmo à redução da biomassa, no caso de a mortalidade das pioneiras não ser compensada pelo desenvolvimento de regenerantes de espécies não-pioneiras.

Em reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, Suganuma (2013) observou a relação dos atributos funcionais com a idade dos ambientes. A partir de modelos matemáticos, determinou que a diversidade da assembleia vegetal pode atingir os valores de referência apenas aos 137 anos de idade, enquanto a área basal e a BAS poderiam se igualar às florestas nativas entre os 12 e 13 anos. Melo e Durigan (2006) mostraram que a área basal e a BAS apresentam rápido incremento em áreas reflorestadas (15 anos), podendo ultrapassar, inclusive, valores observados em florestas nativas.

Tambani (2017) e Arcanjo e Torezan (2022) observaram que a BAS de reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual com idade entre 10 e 15 anos era inferior à encontrada em fragmentos florestais referência, além de ser constatada correlação positiva com a área basal. Tambani (2017), nos mesmos reflorestamentos que foram reamostrados no presente estudo, também observou atenuação das correlações entre a BAS e área basal e densidade de indivíduos, podendo indicar maior recrutamento de espécies regenerantes com crescimento mais lento e densidades maiores, conforme o desenvolvimento das áreas, em comparação a amostragens anteriores (Scolari, em 2010 e Suganuma e Torezan, em 2013).

Apesar de escassos, estudos que monitorem em longo prazo o processo de sucessão em sítios de restauração são essenciais para compreender a dinâmica do acúmulo de carbono por esses ecossistemas, podendo ser utilizados para inferir o tempo que áreas reflorestadas levariam para atingir características estruturais das florestas de referência.

1.1 Objetivos

Objetivamos com este estudo analisar o acúmulo de BAS e a composição da vegetação arbórea em parcelas permanentes instaladas em reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, amostradas em 2010 e 2017. As questões que visamos responder são:

- 1) O intenso acúmulo de biomassa, típico do observado no início dos reflorestamentos, continua após 15-19 anos de idade?
- 2) Como o aumento do estoque BAS depende da regeneração?
- 3) Os reflorestamentos diferem entre si quanto a recuperação dos estoques de BAS e da vegetação?

A fim de atingir esse objetivo, foram testadas as seguintes hipóteses, considerando o padrão observado entre as amostragens anteriores:

- Há aumento contínuo dos estoques de BAS nas áreas de restauração;
- O estoque de BAS atual nos reflorestamentos depende da quantidade de formas juvenis amostradas nos anos anteriores;
- Considerando o recrutamento de espécies tardias e de madeira dura, há aumento da densidade média da madeira;
- Há relação entre a densidade média da madeira e os estoques de BAS.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O carbono (C) é um dos elementos mais abundantes na natureza, podendo ser encontrado tanto em sua forma inorgânica quanto orgânica, participando na composição de moléculas de todos os seres vivos e de diversos processos essenciais para a manutenção da vida na Terra. A maior parte do C está estocado em camadas geológicas e em sedimentos oceânicos, porém os principais reservatórios, ou sumidouros de C, são a atmosfera, os oceanos e a biosfera terrestre. O C é reciclado através dos ecossistemas por meio de reações de assimilação (a fotossíntese) e de emissão (a respiração), além das trocas de dióxido de carbono (CO₂) entre os oceanos e atmosfera e pela precipitação de sedimentos contendo carbonato nos oceanos (RICKLEFS, 2015).

Nos ecossistemas florestais o C, proveniente da assimilação fotossintética do CO₂, pode ser encontrado estocado em diversos compartimentos, como na necromassa (serapilheira, galhos e troncos mortos), a biomassa acima (principalmente vegetação) e abaixo do solo (raízes e biota do solo), no solo, que contém matéria orgânica em diferentes estágios de decomposição, além de carbono inorgânico, na forma de carbonatos. A partir de inventários florestais, Pan *et al.* (2011) estimaram

que esses ecossistemas são responsáveis por estocar boa parte do carbono terrestre, calculado para o ano de 2007 em 861 ± 66 Pg C total. Desses, 383 ± 30 Pg C (44%) presentes no solo (até 1 m de profundidade), 363 ± 28 Pg C (42%) na biomassa acima e abaixo do solo, 73 ± 6 Pg C (8%) na madeira morta e 43 ± 3 Pg C (5%) na serapilheira. Dos estoques de C florestal, cerca de 55% estão presentes em florestas tropicais, sendo esses os maiores reservatórios de C terrestre (PAN *et al.*, 2011; PAN *et al.*, 2013; ANDERSON-TEIXEIRA *et al.*, 2016, LIMA *et al.*, 2020), representados especialmente na forma de BAS em remanescentes florestais (PAN *et al.*, 2011; PAN *et al.*, 2013). Disso, podemos afirmar que as florestas tropicais desempenham papel fundamental no sequestro e armazenamento de CO₂ (PAN *et al.*, 2011; ANDERSON-TEIXEIRA *et al.*, 2016).

No geral, a BAS florestal é impulsionada pelo balanço entre a sua produção, a partir do desenvolvimento e crescimento dos indivíduos, e a sua perda, dada a mortalidade dos mesmos (PAN *et al.*, 2013). A capacidade de estocagem de C e produção de BAS é também determinada por atributos funcionais e estruturais das assembleias vegetais, que influenciam o estoque de C florestal, como a altura das árvores, a área basal, a densidade espécie específica da madeira, a produtividade e longevidade dos indivíduos (PAN *et al.*, 2013). Por sua vez, ao ser diretamente relacionada com a produtividade primária bruta do ecossistema, a BAS também é influenciada por fatores que limitam essa, como a radiação solar incidente, a disponibilidade de água no solo bem como a sua fertilidade (KERBAUY, 2008). Dessa forma, possíveis variações nesses fatores considerando o déficit hídrico, devido a ausência de chuvas, por exemplo, empobrecimento do solo pelo uso irregular ou então o estabelecimento de espécies em condições não ideais a elas, como sombreamento, no caso de espécies intolerantes a sombra, ou abertura de clareiras, para tolerantes, podem reduzir a produtividade vegetal, bem como o acúmulo de BAS (SANDS, MULLIGAN, 1990; SOUZA, VÁLIO, 2003; CASTANHO *et al.*, 2020). Em florestas maduras, assim como áreas em estágio avançado de sucessão, espera-se encontrar maior estoque de C do que em áreas em início de sucessão, uma vez que esses ambientes apresentam rica composição florística, além de espécies com madeira de maior densidade e de grande porte (WATZLAWICK *et al.*, 2002; CARDINALE, *et al.*, 2012; FIGUEIREDO *et al.*, 2015), como constatado por Watzlawick *et al.* (2002), ao encontrar diferenças significativas entre os estoques de carbono de áreas jovens e em estágio avançado de regeneração de Floresta Ombrófila Mista.

Além da queima de combustíveis fósseis, a mudança no uso da terra e a perda de cobertura vegetal, considerando a conversão de áreas naturais em pastos e agricultura, é uma das principais fontes de emissão de CO₂. Estudos recentes mostraram que entre 1960 e 2019 o mundo perdeu 437,3 milhões de ha de florestas (ESTOQUE *et al.*, 2022) e entre os anos de 1990 e 2007, aproximadamente 40% do C liberado para a atmosfera foi proveniente do desmatamento em áreas

tropicais, representando em torno da liberação de $861,7 \pm 80,2$ Tg C/ano (BACCINI *et al.*, 2017), cerca do equivalente à quantidade retirada da atmosfera e estocada por estes ecossistemas, que se tornam, dessa forma, quase neutros em termos do balanço de C global (PAN *et al.*, 2011; BACCINI *et al.*, 2017).

Anderson-Teixeira *et al.* (2013) sugeriram trajetórias sucessionais prováveis de serem seguidas pelos ecossistemas em restauração frente as alterações nas dinâmicas induzidas pelas mudanças climáticas, sendo essas: mudança na taxa dos processos sucessionais, sem resultar em alteração no estado final (referindo-se a floresta madura); alteração do estado das florestas maduras, considerando restrições biofísicas no desenvolvimento e estabelecimento da vegetação; ou então alteração do caminho sucessional levando a manutenção de comunidades e estruturas pioneiras tardiamente. Experimentos manipulando concentração de CO₂, temperatura e precipitação apontaram dinâmicas ecossistêmicas alteradas em florestas secundárias. Além da alteração das dinâmicas nesses ecossistemas, florestas maduras também sofrerão com os efeitos das mudanças climáticas (ANDERSON-TEIXEIRA *et al.*, 2013), visto que a intensificação da frequência ou da intensidade de distúrbios naturais, podem, por sua vez, levar ao aumento da mortalidade de árvores (BAUMAM *et al.*, 2022), assim, florestas que antes atuavam como reservatórios de C passam a ser fonte de emissão (ANDERSON-TEIXEIRA *et al.*, 2013; MAIA *et al.*, 2020; BAUMAM *et al.*, 2022). Essa tendência, em longo prazo, foi constatada por Maia *et al.* (2020) em Florestas Estacionais brasileiras, mostrando redução no acúmulo e aumento na emissão de carbono, especialmente em florestas secas em áreas mais quentes.

Apesar de abrigar rica biodiversidade, a Mata Atlântica possui antigo histórico de extração de bens naturais e fragmentação da vegetação, devido à expansão dos grandes centros urbanos e industriais (REZENDE *et al.*, 2018); hoje, muitas paisagens da Mata Atlântica estão reduzidas a um mosaico de áreas degradadas, urbanas e agroindustriais, com ilhas de vegetação (JOLY, METZGER, TABARELLI, 2014). Embora ainda exista controvérsia a respeito dos métodos de estimativa de cobertura na escala continental, foi indicada a existência de apenas 28% de cobertura florestal no domínio da Mata Atlântica, sendo que parte da cobertura atual é composta por florestas secundárias e alguns poucos remanescentes (REZENDE *et al.*, 2018).

Em paisagens altamente fragmentadas, a retomada do incremento de BAS e recuperação da biodiversidade em áreas em restauração podem não ocorrer na mesma intensidade que em áreas próximas a remanescentes (LIMA *et al.*, 2020). Estudos recentes da Mata Atlântica demonstraram declínio na abundância de espécies de sucessão tardia, sementes grandes e endêmicas em florestas perturbadas, quando comparadas a áreas com baixa perturbação. Em associação, também foi observada grande relação entre a redução do estoque de BAS e a riqueza de espécies, além de

mudança na conformação das assembleias com a substituição de espécies endêmicas por espécies mais generalistas e com ampla distribuição (LIMA *et al.*, 2020).

Nesse cenário, a restauração de áreas degradadas ou pastagens abandonadas são uma importante ferramenta na intensificação da estocagem de CO₂ de origem antropogênica (MACHADO *et al.* 2019, influenciando de forma significativa o balaço de C regional (ANDERSON-TEIXEIRA *et al.*, 2013 e 2016), além de permitirem maior conectividade entre os remanescentes florestais, reduzindo o efeito do isolamento na paisagem. Como constatado por Rezende *et al.* (2018), caso o déficit de vegetação ripária de mais de sete milhões de ha (calculado para o ano de 2013) seja completamente reflorestado, a porcentagem de área coberta por floresta no domínio da Mata Atlântica aumentaria 5-7%, levando a cobertura vegetal nativa acima do limite de 30%, estabelecido para a persistência de diferentes grupos taxonômicos (BANKS-LEITE *et al.*, 2014; REZENDE *et al.*, 2018).

Para o início dos anos 2000, foi estimado que florestas tropicais secundárias e em restabelecimento foram responsáveis por estocar de 1.4 –1.7 Pg C/ano, aproximadamente (PAN *et al.*, 2011; LEWIS, 2015). Apesar de apresentarem menor biodiversidade e menor biomassa que as florestas maduras pré-existent, as florestas secundárias apresentam alto potencial de sequestro de C decorrente das espécies de rápido crescimento comumente encontradas em início de restauração (POORTER *et al.*, 2016). Poorter *et al.* (2016) encontraram grande variação quanto ao acúmulo de biomassa em florestas secundárias neotropicais após decorridos 20 anos de sucessão secundária, sendo de 20 a 225 Mg/ha.ano o que em algumas áreas representou uma recuperação de 85% da biomassa encontrada em florestas maduras, utilizadas como referência local. Em um pequeno fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana, um subtipo da Mata Atlântica, Figueiredo *et al.* (2015) e Amaro *et al.*, (2013) observaram que o C estocado nos fustes correspondia a aproximadamente 64,4 Mg C/ha (BAS: 134,8 Mg/ha, AMARO *et al.*, 2013), enquanto resultado semelhante, porém ainda inferior, foi encontrado por Villanova *et al.* (2019) em área de vegetação secundária do mesmo tipo com 25 anos, sendo o estoque de C de 62,6 ± 1,2 Mg C/ha (BAS: 121,6 ± 2,2 Mg/ha), apontando para a recuperação do acúmulo de BAS e dos reservatórios de C.

Apesar da restauração de áreas degradadas permitir rápida recuperação do acúmulo de biomassa, ainda existem incertezas sobre como será a continuidade da sucessão destes ecossistemas, principalmente considerando o cenário de intensas mudanças climáticas e de modificações na paisagem. Dessa forma, a manutenção e criação de estudos ecológicos a longo prazo são essenciais para a compreensão dos padrões e dinâmicas ecossistêmicas, tal qual vem desenvolvendo o programa PELD, que tem como objetivo principal justamente apoiar esses estudos que permitem investigar tendências naturais e impactos das atividades antropogênicas, a partir de um acompanhamento sistêmico e integrado de vários indicadores ecológicos e ambientais monitorados

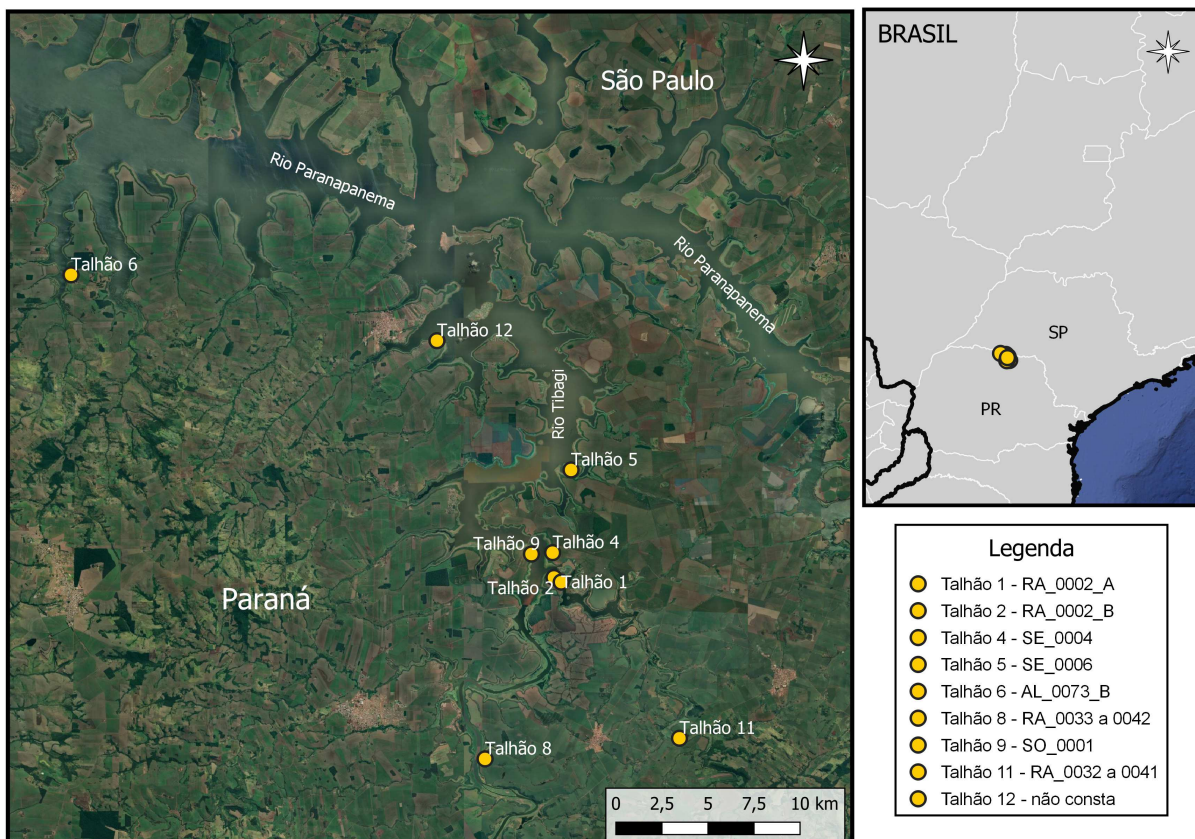
periodicamente (TABARELLI *et al.*, 2013). Considerando isso, o presente trabalho visou estudar os padrões de acúmulo de biomassa em áreas de restauração ativa de Floresta Estacional Semidecidual que compõem a vegetação nas margens do Reservatório de Capivara, no norte do Paraná.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em áreas de reflorestamento situadas ao redor do reservatório artificial da Usina Hidrelétrica de Capivara, na bacia do rio Paranapanema, localizados no norte do Paraná (Figura 1, Apêndices E e F). As áreas são pertencentes à concessionária do reservatório (atualmente a empresa CTG Brasil) e foram objeto do “Programa de Reflorestamento da Bacia Capivara” desenvolvido pela empresa Duke Energy International - Geração Paranapanema S/A, então concessionária, e pelo Consórcio Intermunicipal da Bacia Capivara, em parceria com o Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas da Universidade Estadual de Londrina (LABRE – UEL).

Figura 1 – Localização das áreas de restauração estudadas por Scolari (2011) e Tambani (2017), (reflorestamentos com espécies nativas de Floresta Estacional Semidecidual), identificadas como Talhões, seguido da numeração e código de identificação de talhão utilizado pela concessionária.



Originalmente, a área era coberta por Floresta Estacional Semidecidual (TOREZAN, 2002), uma das formações vegetais da Mata Atlântica, sofrendo desmatamento e fragmentação, inicialmente para o cultivo de café e, posteriormente, soja e milho, formando a matriz agrícola em que hoje os reflorestamentos estão inseridos. A fim de restabelecer a cobertura florestal das margens do reservatório, a partir de 2001, foi iniciado o plantio de mudas de espécies nativas, pioneiras e não pioneiras (Apêndice A), com espaçamento de 3 m X 2 m (Figura 2), originando faixas de reflorestamento com média de 80 m de largura (Apêndices E), sendo que todos os reflorestamentos foram realizados utilizando a mesma densidade e composição de mudas por hectare. Considerando a alta fertilidade dos solos da região, as áreas não receberam aplicação de adubo, porém, ao longo de dois anos, foi realizada manutenção das áreas através da remoção mecânica de ervas invasoras e aplicação de iscas para controle da densidade de formigas cortadeiras.

Figura 2 – Perspectiva do interior de um sítio de restauração (reflorestamento com espécies nativas) com 18 anos, situado nas margens do Reservatório de Capivara, em Rancho Alegre-PR, mostrando a parcela permanente delimitada por trena. Na ocasião ainda era possível observar a linha de plantio das mudas.



Este estudo utiliza um novo censo das parcelas permanentes nas áreas previamente amostradas 2009/2010 por Scolari (2011) e em 2016/2017 por Tambani (2017) (daqui em diante referidos apenas como “2010” e “2017” respectivamente), vinculadas ao programa Pesquisas Ecológicas de Longa Duração da Mata Atlântica do Norte do Paraná (PELD-MANP) em seis talhões, com idade atual variando de 183 a 228 meses (15 a 19 anos) (Tabela 1). Originalmente, foram instaladas e marcadas parcelas de 10 m x 10 m, com espaçamento mínimo de 20 m entre elas, das bordas do reflorestamento e das margens do reservatório (Figura 3), porém, a atuação de animais silvestres e vandalismo por humanos provocaram a perda da marcação de algumas parcelas permanentes, de forma que em alguns sítios o conjunto original de dez parcelas foi reduzido.

Tabela 1. Características dos sítios de restauração estudados (reflorestamentos com espécies nativas da Floresta Estacional Semidecidual), no norte do Estado do Paraná, Brasil. As idades da primeira e segunda amostragem referem-se aos estudos de Scolari (2011), entre os anos de 2009 e 2010, e Tambani (2017), entre os anos de 2016 e 2017.

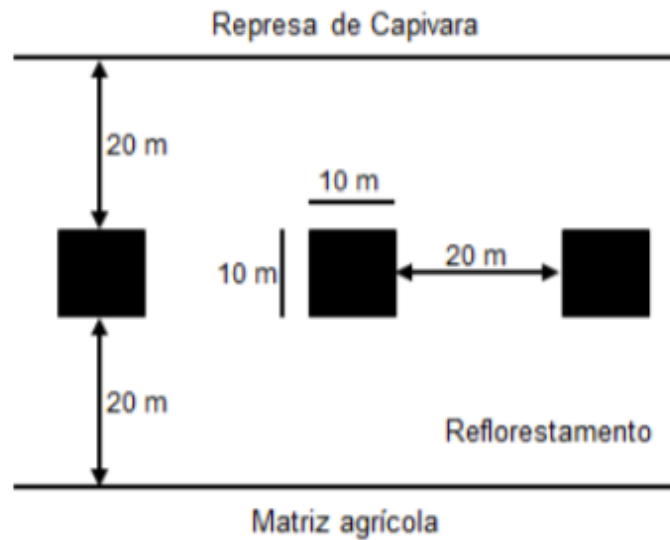
Talhão	Número de parcelas	Área (ha)	Município	Data do Plantio	Idade (meses) 1^a amostragem (SCOLARI, 2011)	Idade (meses) 2^a amostragem (TAMBANI, 2017)	Idade (meses) 3^a amostragem (2022)
4	10	17,9	Sertaneja	nov/03	71	158	220
5	10	46,7	Sertaneja	jun/03	76	161	228
6	8	10,6	Alvorada do Sul	abr/05	65	148	202
8	10	17,9	Rancho Alegre	dez/04	62	152	209
9	9	33,2	Sertanópolis	set/02	89	173	234
12	9	22	Primeiro de Maio	dez/06	40	124	183

O clima da região é caracterizado como Cfa – subtropical úmido mesotérmico, segundo Koppen e Geiger, apresentando verões chuvosos e invernos mais secos. A temperatura média da região é de 21,4 °C e a precipitação de 1.529 mm anualmente (1972 – 2015, dados históricos do município mais próximo dos talhões, Bela Vista do Paraíso - PR) (IAPAR, 2020), com altitudes variando de 332 a 348 m acima do nível do mar. Os solos da região apresentam alta fertilidade, sendo classificados como Latossolo Vermelho Eutroférico e Nitossolo Vermelho Eutroférico (EMBRAPA, 2007).

3.2 Coleta de dados

Para o estudo, as parcelas foram localizadas por meio de GPS e pelas marcações realizadas com tubos PVC, sendo que foram amostrados um talhão com 8 parcelas, três talhões com 9 parcelas e cinco com 10 parcelas (Tabela 1).

Figura 3 – Distribuição das parcelas alocadas nos reflorestamentos da Bacia de Capivara, no norte do Estado do Paraná, Brasil.



Fonte: Adaptado de Tambani (2017) e Scolari (2011).

3.2.1 Composição florística, taxa de mortalidade e densidade de indivíduos

Para a caracterização da composição florística atual e avaliação da regeneração, foram considerados todos os indivíduos lenhosos que apresentaram o diâmetro na altura do peito (DAP a 1,30 m do solo) maior ou igual a 1,9 cm. Para isso, os indivíduos com circunferência na altura do peito (CAP a 1,30 m do solo) maior ou igual a 6 cm foram devidamente identificadas em campo até o menor nível taxonômico, quando não possível, a partir de exsicatas coletadas e bibliografia auxiliar. Os indivíduos que ainda não haviam entrado no censo anterior (2017) e atingiram CAP mínimo neste (novos regenerantes) receberam placas de metal com numeração individual (Figura 4) e foram contabilizados juntamente com os indivíduos plantados ainda vivos e regenerantes plaqueados anteriormente para o cálculo da densidade de indivíduos por hectare (ind./ha).

Figura 4 – Amostragem do DAP de indivíduo plaqueado, com ajuda de um bastão de 1,30m e fita milimetrada.



A área basal de cada talhão (área transversal dos indivíduos a 1,30 m do solo, dada em m²/ha) foi calculada considerando todos os indivíduos amostrados (DAP > 1,9 cm), sendo essa um indicativo da cobertura da área. A partir dos dados coletados em campo, também foram calculadas a taxa de incremento de biomassa no intervalo de amostragem (diferença da biomassa entre a última amostragem e a deste estudo, dividida pela diferença de idade em meses entre ambas, dada em quilos por hectare por mês, Kg/ha.mês) e a taxa de mortalidade.

A taxa de mortalidade levou em consideração os indivíduos amostrados anteriormente que foram encontrados mortos ou não foram mais encontrados, por já terem sido decompostos. Para o cálculo, foi utilizada a seguinte equação:

$$\text{Equação 1. Taxa de mortalidade} = \frac{\log\left(\frac{N_0}{N_s}\right)}{t}, \text{ com } N_s = N_0 - N_m$$

Onde N_s é o número de indivíduos vivos por parcela, N_0 é o número inicial de indivíduos (aqui será considerado o número de indivíduos no censo de 2017), N_m é o número de

indivíduos mortos por parcela e t é o tempo em anos entre os dois censos (GRAU et al., 2017; SOONG et al., 2020).

3.2.2 Biomassa aérea seca

A estimativa da biomassa aérea seca (BAS), dada em Mg/ha, foi feita considerando os indivíduos que apresentam $DAP > 5$ cm ($CAP > 15,7$ cm), utilizando a seguinte equação proposta por Chave et al. (2014):

$$\text{Equação 2. } BAS \text{ (Kg)} = 0,0673 \times (\rho D^2 H)^{0,976}$$

Onde BAS é a biomassa aérea seca, ρ é a densidade específica da madeira em g.cm^{-3} e D, o diâmetro a 1,3m do solo (DAP) em cm e H a altura total da árvore em m.

Para as espécies de palmeiras, o cálculo da BAS foi feito considerando o volume do caule, já que estas espécies apresentam arquitetura diferente das demais. Para esses indivíduos, foi utilizada a seguinte equação:

$$\text{Equação 3. } BAS \text{ (Kg)} = (D/2)^2 * 3.1416 * H * 0,8 * \rho$$

Enquanto para os indivíduos do gênero *Cecropia*, considerando que essas espécies apresentam caules ocos, foi utilizada a equação proposta por Nelson et al. (1999):

$$\text{Equação 4. } BAS \text{ (Kg)} = \exp(2,4257 \times \ln(D) - 2,5118)$$

Onde D é o DAP (cm), H é a altura total da árvore e ρ a densidade específica da madeira.

As estimativas de altura total ou comprimento do caule foram feitas em campo com auxílio de bastão de tamanho conhecido, com trena digital a laser e clinômetro. A densidade da madeira foi obtida de um banco de dados mantido pelo LABRE-UEL (ARCANJO, 2017) e, quando necessário, do banco de dados Global Wood Density Database (ZANNE et al., 2009).

Para as espécies não identificadas, ou quando não foi encontrada a densidade específica da madeira, foi considerada a densidade média do gênero, na ausência de outras espécies do gênero, foi considerada a densidade média da família. As estimativas de estoque de carbono a

partir da biomassa foram baseadas no fator 0,5, recomendado por MacDicken (1997), considerando o estoque de C como metade dos valores encontrados para BAS.

A fim de determinar a influência das características funcionais na BAS, considerando as densidades específicas da madeira, foi calculada a densidade média da madeira dos talhões para os três períodos de amostragem a partir da somatória das médias ponderadas de cada espécie por parcela, através da seguinte fórmula:

Equação 5. Densidade média ponderada específica da madeira (g/cm^3) = $(n_i/n_t) \cdot \rho$,

Onde: n_i é número de indivíduos da espécie na parcela, n_t é número total de indivíduos na parcela e ρ é densidade específica da madeira.

3.2.3 Fertilidade do solo

Para determinar a fertilidade do solo e possível influência na assembleia vegetal, foram coletadas amostras de solo em três pontos da mesma parcela, formando assim uma amostra composta das camadas superficiais (0 – 10 cm) por parcela, sendo destinadas à análise química de rotina, considerando: as concentrações de carbono orgânico (C), nitrogênio (N), cálcio (Ca), magnésio (Mg^{++}), potássio (K), fósforo (P), alumínio trocável (Al), soma das bases (S), grau de acidez (pH), saturação total das bases (V%), capacidade de troca de cátions (CTC) e matéria orgânica (Mo). Destas variáveis, utilizamos CTC, P e V% como indicadores da fertilidade, uma vez que são propriedades mais estáveis no solo. As análises foram realizadas pela ITL Laboratórios, em Londrina - PR.

Foi observada variação da fertilidade do solo entre os talhões, porém todos apresentaram alta fertilidade ($\text{CTC} > 7 \text{ cmolc/dm}^3$, $\text{P} > 6 \text{ mg/dm}^3 \text{ ppm}$, $\text{V} > 60\%$; EMBRAPA, 2015) (Apêndice B e C). Dessa forma, é improvável que a fertilidade do solo seja um fator limitante, seja para o desenvolvimento das assembleias vegetais, seja para o acúmulo de biomassa. Além disso, a análise de PCA também indicou que a fertilidade não explica a variabilidade dos dados de BAS (Apêndice D). Desta forma, esses resultados não foram utilizados nas análises posteriores.

3.3 Análise dos dados

Para a análise da variação entre os três tempos, foram compilados os dados coletados por Scolari (2011) e Tambani (2017), referentes a 2009-2010 e 2016-2017 respectivamente, e selecionados os indivíduos que apresentavam os diâmetros mínimos determinados. Para serem analisados por talhão, para o ano de 2022, foi realizado um sorteio de exclusão de parcelas nos talhões que possuíam 9 e 10 parcelas a fim de que todos apresentassem um mesmo tamanho amostral (8 parcelas por talhão), totalizando 48 parcelas. Quando analisados como único conjunto amostral, foram consideradas todas as parcelas dos talhões (56 parcelas), sendo realizada a exclusão de determinada parcela das amostragens anteriores (2010 e 2017) apenas quando constatada a sua perda nas recentes (2022).

A normalidade dos dados foi verificada por meio do teste de Shapiro-Wilk, e a homocedasticidade das variâncias, pelo teste de Levene ($\alpha=0,05$), sendo que os dados que não atingiram os pressupostos de normalidade foram transformados em log. As variáveis BAS, densidade de indivíduos, área basal, densidade média da madeira e taxa de incremento foram comparadas entre os anos de 2011, 2017 e 2022 por uma ANOVA de medidas repetidas, seguida pelo teste post-hoc Tukey, sendo considerada a variação de idade entre os reflorestamentos quando analisados dentro do mesmo conjunto. Os dados que não apresentaram distribuição normal mesmo após transformação em log foram comparados entre os anos por meio de ANOVA com permutação, seguida pelo teste post-hoc LSD (diferença mínima significativa) de Fisher.

Como a taxa de mortalidade foi calculada apenas para alguns talhões (Talhões 4, 6, 8, 9 e 12) e para o censo de 2022, não houve dados o suficiente para rodar uma análise. Considerando apenas os dados de 2022, as variáveis de fertilidade do solo (P, CTC e V%), BAS, densidade de indivíduos, área basal e densidade média da madeira foram comparadas entre os talhões por ANOVA, seguida pelo teste post-hoc Tukey. Posteriormente, foram utilizadas em uma Análise de Componentes Principais (PCA). Além disso, foram analisadas as relações entre a biomassa, densidade de indivíduos, área basal e densidade da madeira por meio de coeficientes de correlação de Pearson, que também foi utilizado para testar se há relação entre os indivíduos juvenis amostrados em 2017 e a biomassa encontrada no censo atual.

Para averiguar a participação dos regenerantes no acúmulo de BAS, a BAS de 2022 foi dividida entre a concentrada nos indivíduos plantados e a representada pelos não plantados. Após isso, foi calculada a porcentagem de BAS que é representada por espécies que não foram plantadas.

Para todos os testes estatísticos um limiar de $\alpha=0,05$ foi adotado como referência para interpretar a significância das comparações. Todas as análises foram realizadas no software estatístico R.Studio.Version (4.2.0).

4. RESULTADOS

4.1 Censo de 2022

Foram registrados 1334 indivíduos, sendo que 1333 foram identificados até o nível de espécie, estando distribuídos em 70 espécies, de 31 famílias. Um morfotipo foi identificado até o gênero, sendo este pertencente a *Lantana* L. (Apêndice A).

Para o ano de 2022, indivíduos de 43 espécies apresentaram DAP mínimo para participação no cálculo do acúmulo de BAS. Dessas, apenas 7 não estavam na lista de espécies que tiveram mudas plantadas no reflorestamento, e representam espécies que chegaram por dispersão natural, a partir de fontes externas (Apêndice A).

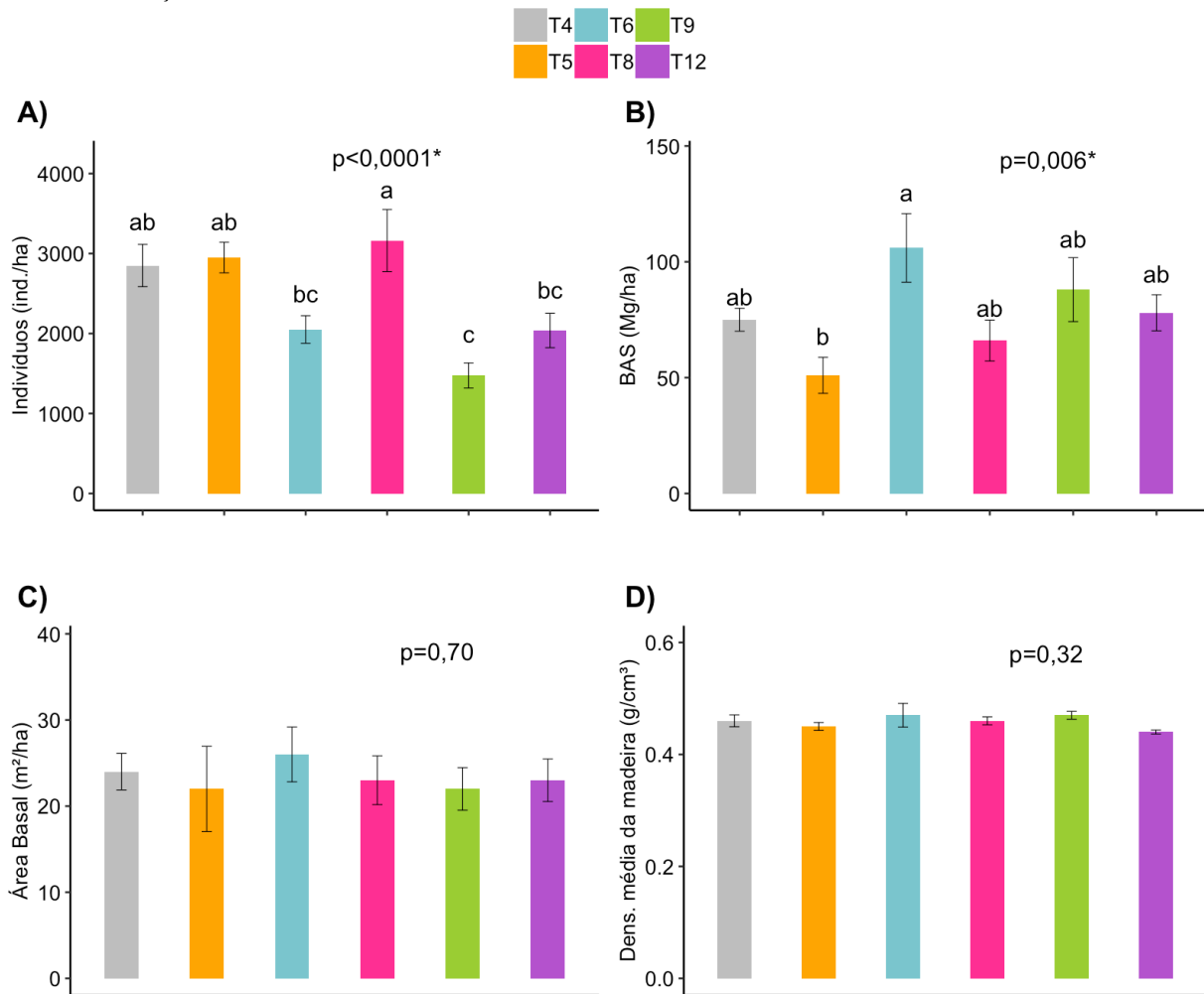
Apenas as espécies *Bastardiopsis densiflora* (Hook. & Arn.) Hassl. (Louro-branco), *Guazuma ulmifolia* Lam. (Mutambo), *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. (Canafístula), *Tabernaemontana catharinensis* A.DC. (Leiteiro) e *Trema micrantha* (L.) Blume (Trema) foram encontradas em todos os talhões, enquanto as espécies *Bauhinia forficata* Link (Pata-de-vaca), *Cecropia pachystachya* Trécul. (Embaúba-branca), *Colubrina glandulosa* Perkins (Sobrasil), *Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. ex Steud. (Louro-pardo), *Croton floribundus* Spreng. (Capixingui), *Guarea kunthiana* A.Juss., *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr. (Pau-jacaré), *Pterogyne nitens* Tul. (Amendoim-bravo) e *Schinus terebinthifolia* Raddi (Aroeira) foram amostrados em pelo menos quatro.

A BAS média encontrada para as 56 parcelas foi de 80 ± 6 Mg/ha (40 ± 3 Mg C/ha), sendo que entre os talhões a BAS variou entre 51 ± 8 Mg/ha e 106 ± 15 Mg/ha ($25,5 \pm 4$ Mg C/ha e $53 \pm 7,5$ Mg C/ha nos Talhões 5 e 6 respectivamente); a densidade média de indivíduos foi de 2448 ± 124 ind./ha, variando entre 1475 ± 157 ind./ha e 3162 ± 388 ind./ha (Talhões 9 e 8 respectivamente); a área basal média de 23 ± 1 m²/ha e a densidade média da madeira, de $0,46$ g/cm³, variando entre $0,44$ g/cm³ e $0,47$ g/cm³ (Talhões 12 e 6, 9) (Figura 5).

As espécies que apresentaram maior média de biomassa estocada foram *Guazuma ulmifolia* Lam. (Mutambo) com $27,18$ Mg/ha ($13,59$ Mg C/ha), *Schinus terebinthifolia* Raddi (Aroeira) com $7,41$ Mg/ha ($3,7$ Mg C/ha) e *Citharexylum myrianthum* Cham. (Pau-viola) com $7,04$ Mg/ha ($3,52$ Mg C/ha) (Tabela 2; Apêndice 1). As maiores densidades médias de indivíduos foram

encontradas para *Schinus terebinthifolia* Raddi (Aroeira) com 520 ind./ha, *Tabernaemontana catharinensis* A.DC. (Leiteiro) com 375 ind./ha e *Guazuma ulmifolia* Lam. (Mutambo) com 186 ind./ha (Tabela 2; Apêndice 1).

Figura 5 – A) Densidade de indivíduos por hectare; B) Biomassa acima do solo (Mg/ha); C) Área Basal (m²/ha) e D) Densidade média da madeira (g/cm³) de cada talhão no último censo (2022). As barras pretas representam o erro padrão. O valor de p refere-se à ANOVA de medidas repetidas acompanhado do código de significância “*”, enquanto as letras nas colunas referem-se aos resultados do teste de Tukey, os quais estão representados por letras distintas quando constatado diferença entre os anos.



Da densidade total de indivíduos, 46% apresentaram diâmetro mínimo (DAP > 5 cm) para participarem dos cálculos de BAS; ao analisarmos a distribuição da BAS, foi constatado que em todas as áreas mais de 70% de todo o estoque é representado pelos indivíduos que foram plantados e hoje, em sua grande maioria, encontram-se adultos. Além disso, foi constatado que as espécies que não foram utilizadas no plantio do reflorestamento e chegaram por fontes externas apresentam uma participação ínfima nos estoques, não ultrapassando uma representação de 3% da BAS total (Tabela 2).

Tabela 2 – Biomassa médias de cada talhão (em Mg/ha), seguidas pelo erro padrão, que é representada pelos indivíduos que foram plantados e indivíduos não plantados, em reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual no norte do Paraná, seguidos pela proporção da biomassa total que é representada por espécies que não foram utilizadas no plantio das áreas. Valores ausentes para o Talhão 5.

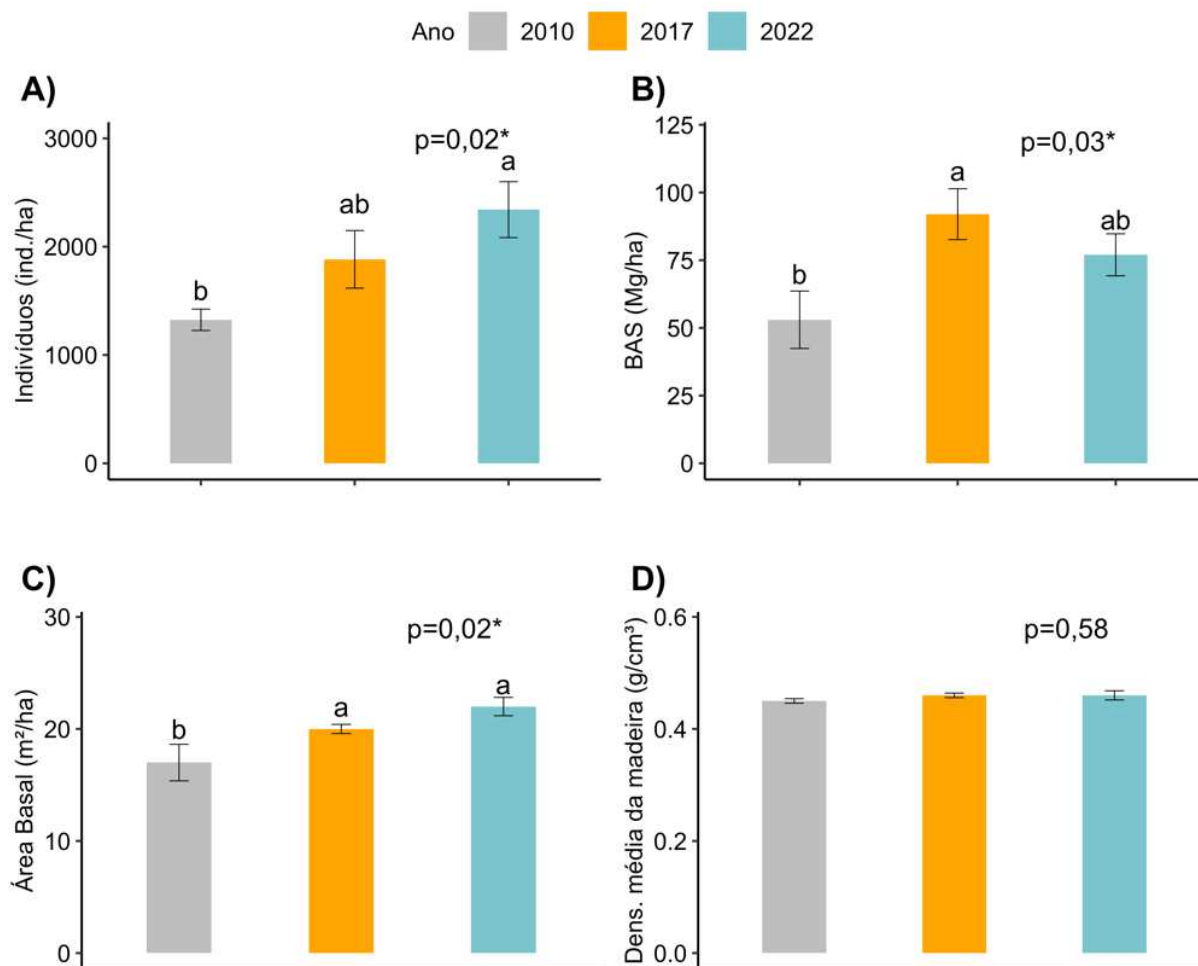
Talhão	Plantados (Mg/ha)	Não Plantados (Mg/ha)	% espécies não plantadas
4	55 ± 10	17 ± 6	0
6	99 ± 16	7 ± 2	2,8
8	60 ± 8	6 ± 2	1,9
9	79 ± 13	3 ± 1	0,7
12	73 ± 8	7 ± 2	0,1

O coeficiente de correlação indicou, como esperado, forte relação positiva entre a área basal e a BAS ($r = 0,66$, $p < 0,0001$), porém não foi encontrada correlação entre a densidade de indivíduos e a BAS, densidade média da madeira e BAS nem entre a densidade de indivíduos juvenis em 2017 e a BAS atual (Pearson, $r = -0,04$, $p = 0,79$; $r = 0,05$, $p = 0,75$; $r = -0,07$, $p = 0,62$).

4.2 Análise temporal (2010, 2017 e 2022)

Considerando os 6 talhões, no ano de 2010 foram amostrados por Scolari (2011) 706 indivíduos de 42 espécies, enquanto em 2017, Tambani (2017) amostrou 1081 indivíduos distribuídos em 54 espécies, dessa forma, sendo observado um aumento no número de espécies para o censo atual (70 espécies). Ao todo, foram registradas 75 espécies, mais dois morfotipos identificados até o gênero (*Lantana* sp e *Inga* sp). Dessas, 35 espécies foram encontradas nos três censos, sendo que uma espécie não foi mais encontrada no censo de 2022, enquanto 16 foram amostradas pela primeira vez nesse (Apêndice A).

Figura 6 – Médias seguidas por erro padrão da A) Densidade de indivíduos (1325 ± 47 ind./ha, 2012 ± 126 ind./ha e 2448 ± 124 ind./ha); B) Biomassa acima do solo ($53 \pm 3,6$ Mg/ha, $95 \pm 5,5$ Mg/ha e 80 ± 6 Mg/ha); C) Área Basal ($17 \pm 0,8$ m²/ha, $22 \pm 0,9$ m²/ha e 23 ± 1 m²/ha) e D) Densidade média da madeira ($0,45$ g/cm³, $0,46$ g/cm³ e $0,46$ g/cm³) considerando o conjunto de talhões nos diferentes anos de amostragem (2010, 2017 e 2022 respectivamente). As barras pretas representam o erro padrão. O valor de p refere-se à ANOVA de medidas repetidas em A) e B) e à ANOVA com permutação em C) e D), acompanhado do código de significância “*”, enquanto as letras nas colunas referem-se aos resultados do teste de Tukey em A) e B) e LSD de Fisher em C), os quais estão representados por letras distintas quando constatado diferença entre os anos.



Analisando o conjunto de talhões, a densidade de indivíduos, BAS e área basal apresentaram comportamento semelhante entre os períodos de amostragem, não variando entre a amostragem de 2017 e a de 2022. Além disso, não foi constatada variação na densidade de indivíduos nos talhões entre os anos de 2010 e 2017, porém houve aumento significativo entre o primeiro e o último censo (Figura 6-A). Essa variação também foi constatada na área basal, que apresentou aumento do ano de 2010 para 2022 (Figura 6-C). Para a BAS, foi observada uma de redução entre os dois últimos censos, de forma a aproximar a BAS do ano de 2022 com a encontrada em 2010 (Figura 6-B). Quanto a densidade média da madeira, não houve variação ao longo dos períodos estudados (Figura 6-D).

As espécies *Bastardiopsis densiflora* (Hook. & Arn.) Hassl. (Louro-branco), *Guazuma ulmifolia* Lam. (Mutambo) e *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. (Canafístula) foram as únicas amostradas em todos os talhões nos 3 censos. *Guazuma ulmifolia* Lam. (Mutambo) também esteve entre as espécies com maior biomassa nos três períodos de amostragem em todos os talhões, com exceção do talhão 12 (Tabela 2).

Tabela 3 - As três espécies com maior BAS (Mg/ha), em ordem decrescente, seguidas das demais espécies de cada talhão nas três amostragens (2010, 2017 e 2022) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil. A densidade de indivíduos (ind./ha) de cada espécie foi classificada em ordem decrescente (número entre parênteses). **Continua.**

		2010				2017				2022			
	Espécie	Nome popular	Ind./ha	BAS	Espécie	Nome popular	Ind./ha	BAS	Espécie	Nome popular	Ind./ha	BAS	
Talhão 4	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	350 (2)	44,05	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	230 (3)	77,36	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	270 (3)	41,78	
	<i>Heliocarpus americanus</i> L.	Jangadeiro	190 (3)	22,09	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafistula	30 (9)	8,21	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	Leiteiro	1010 (1)	7,37	
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira	360 (1)	6,67	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira	280 (4)	7,1	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafistula	40 (11)	6,89	
	Outras 13 espécies:		410	18,77	Outras 14 espécies:		1560	16,48	Outras 23 espécies:		1310	15,65	
Talhão 5	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	290 (1)	13,38	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	280 (2)	29,5	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	250 (4)	29,58	
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira	280 (2)	8,6	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira	740 (1)	17,73	<i>Inga striata</i> Benth.	Ingá-banana	40 (10)	22,42	
	<i>Heliocarpus americanus</i> L.	Jangadeiro	140 (3)	6,29	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timburi	10 (17)	11,54	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira	320 (3)	8,88	
	Outras 13 espécies:		430	14,39	Outras 17 espécies:		1000	19,46	Outras 20 espécies:		2400	19,99	

Tabela 3 - As três espécies com maior BAS (Mg/ha), em ordem decrescente, seguidas das demais espécies de cada talhão nas três amostragens (2010, 2017 e 2022) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil. A densidade de indivíduos (ind./ha) de cada espécie foi classificada em ordem decrescente (número entre parênteses). **Continua.**

		2010				2017				2022			
	Espécie	Nome popular	Ind./ha	BAS	Espécie	Nome popular	Ind./ha	BAS	Espécie	Nome popular	Ind./ha	BAS	
Talhão 6	<i>Heliocarpus americanus</i> L.	Jangadeiro	350 (1)	18,18	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	125 (2)	28,51	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	100 (5)	24,91	
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	200 (2)	17,03	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timburi	38 (14)	24,76	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timburi	38 (16)	22,34	
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira	150 (3)	3,99	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Gurucaia	113 (3)	17,57	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Gurucaia	325 (1)	11,50	
	Outras 24 espécies:			975	18,5	Outras 35 espécies:		1363	43,56	Outras 40 espécies:		1588	47,25
Talhão 8	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	290 (1)	14,21	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	280 (2)	24,65	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	260 (3)	19,42	
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	80 (6)	5,53	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	90 (5)	17,04	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira	1220 (1)	18	
	<i>Heliocarpus americanus</i> L.	Jangadeiro	230 (2)	5,04	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira	1230 (1)	16,89	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	80 (8)	16,92	
	Outras 15 espécies:			620	11,5	Outras 18 espécies:		680	11,86	Outras 27 espécies:		1280	11,95

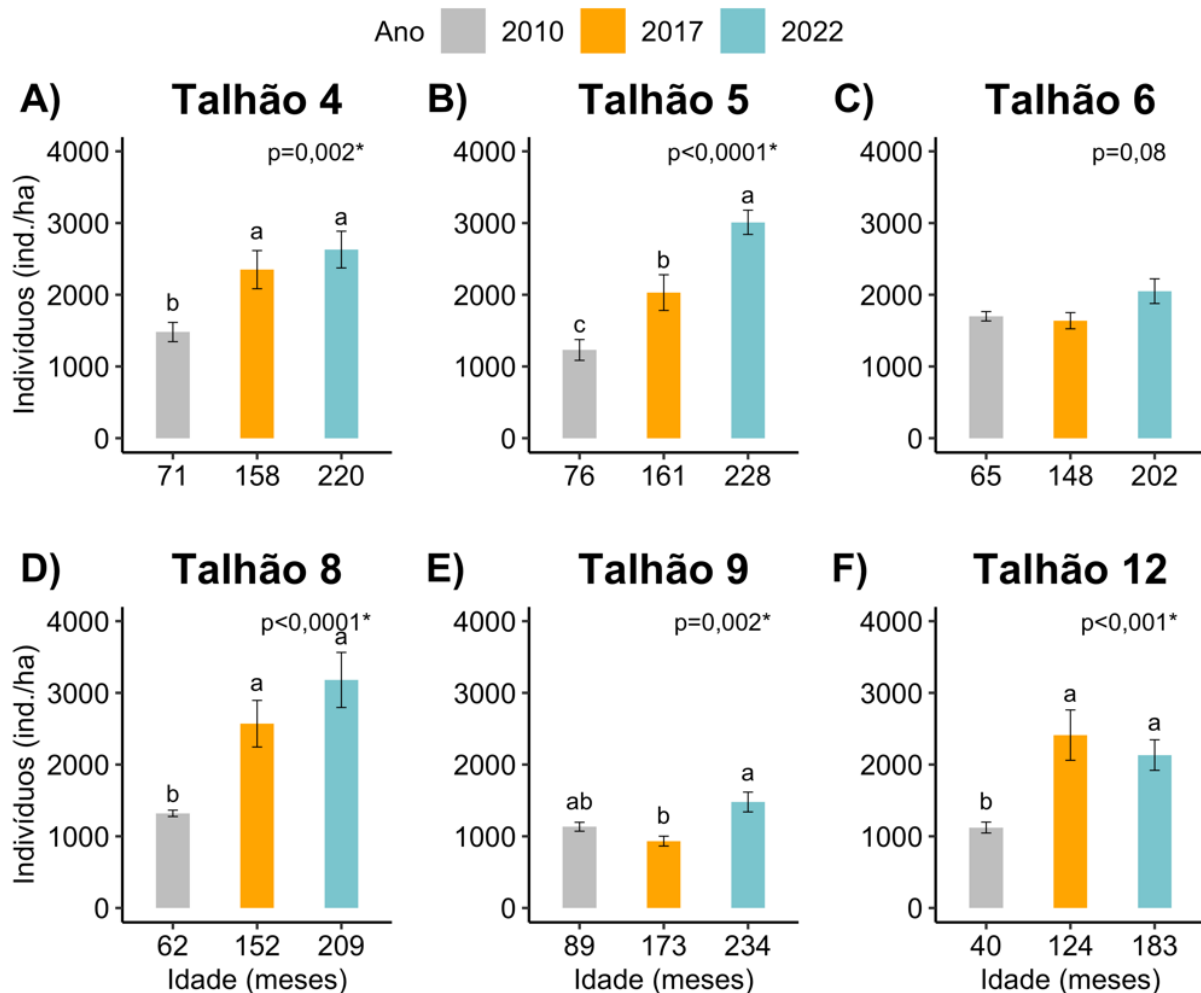
Tabela 3 - As três espécies com maior BAS (Mg/ha), em ordem decrescente, seguidas das demais espécies de cada talhão nas três amostragens (2010, 2017 e 2022) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil. A densidade de indivíduos (ind./ha) de cada espécie foi classificada em ordem decrescente (número entre parênteses).

		2010				2017				2022			
	Espécie	Nome popular	Ind./ha	BAS	Espécie	Nome popular	Ind./ha	BAS	Espécie	Nome popular	Ind./ha	BAS	
Talhão 9	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	278 (1)	20,32	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	267 (1)	58,69	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	222 (2)	47,41	
	<i>Heliocarpus americanus</i> L.	Jangadeiro	244 (2)	10,9	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	122 (2)	32,37	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	211 (3)	21,07	
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	67 (4)	10,1	<i>Inga striata</i> Benth.	Aroeira	22 (8)	5,67	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira	44 (10)	3,31	
	Outras 11 espécies:		522	14,17	Outras 16 espécies:		500	16,57	Outras 25 espécies:		1000	11,57	
Talhão 12	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Trema	67 (4)	6,62	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timburi	56 (5)	24,06	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	167 (2)	16,68	
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	189 (1)	4,3	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	178 (2)	16,7	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timburi	56 (4)	10,84	
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timburi	56 (6)	4,29	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico-branco	44 (7)	9,69	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira	1278 (1)	8,87	
	Outras 24 espécies:		789	16,19	Outras 19 espécies:		2113	47,4	Outras 23 espécies:		600	43,34	

Quando observados de forma individual, a maior parte dos talhões seguiu o mesmo padrão de manutenção dos valores das variáveis entre o segundo e terceiro censo (2017 - 2022), salvo exceções, como a densidade de indivíduos nos Talhões 5 e 9 (Figura 7-B e E) e a BAS no Talhão 4 (Figura 8-A).

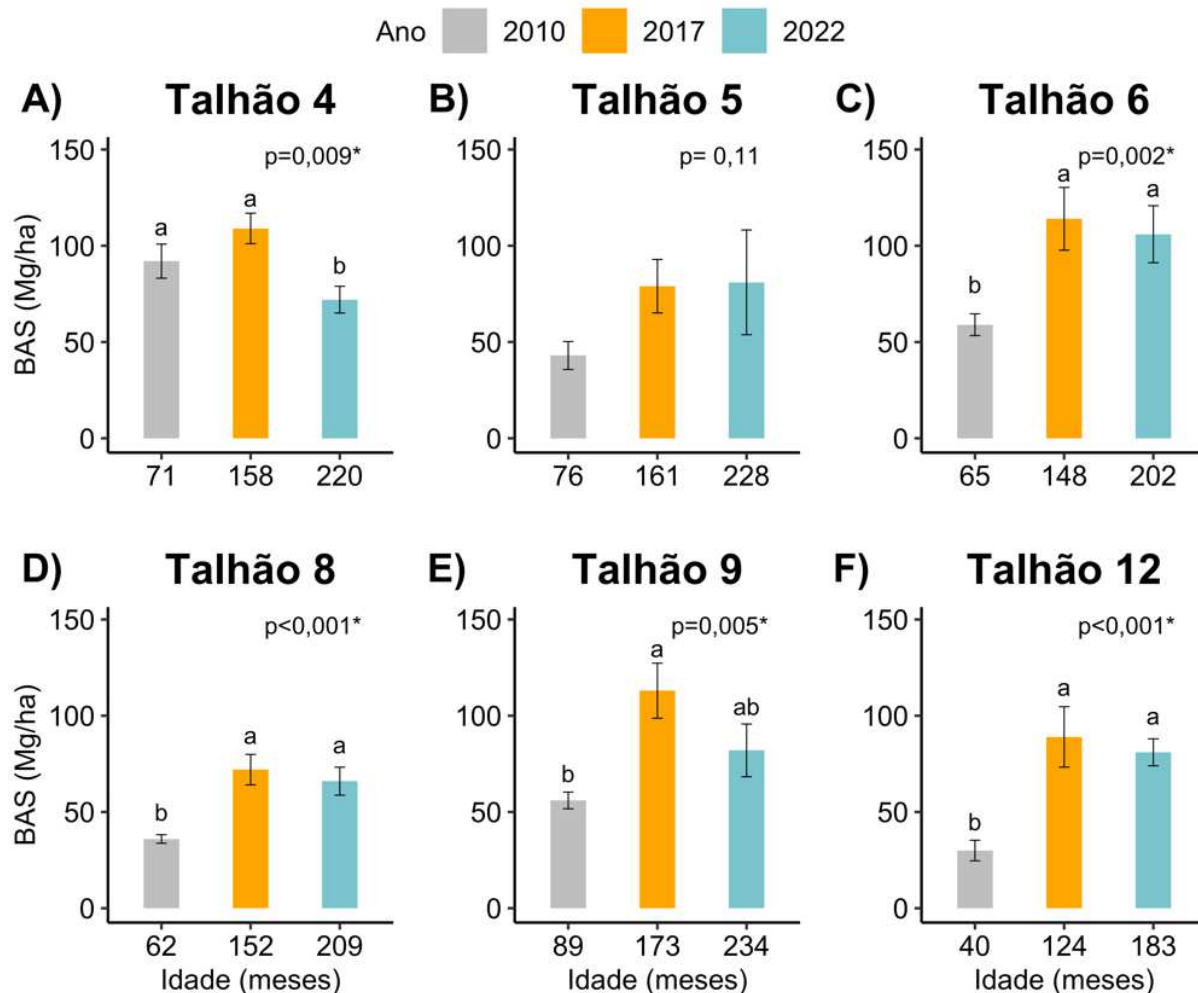
No Talhão 5 foi observado aumento progressivo da densidade de indivíduos entre as amostragens (Figura 7-B), sendo em 2017 maior que em 2010 e em 2022 maior que ambas. Os Talhões 4, 8 e 12 também apresentaram aumento da densidade de indivíduos desde as amostragens em 2010, porém não foi constatada variação entre as amostragens de 2017 e 2022 (Figura 7-A,D e F respectivamente). No Talhão 9 foi constatado aumento da densidade de indivíduos entre a amostragem de 2017 e 2022, porém não foi constatada variação entre os anos de 2010 e 2017, nem entre 2010 e 2022 (Figura 7-E), dessa forma, a densidade de indivíduos atual ainda se assemelha a do primeiro censo. Não foi observada variação da densidade de indivíduos entre os três tempos no Talhão 6 (Figura 7-C).

Figura 7 – Médias seguidas por erro padrão da densidade de indivíduos nos diferentes anos de amostragem (2010, 2017 e 2022 respectivamente) em relação a idade dos talhões em meses, onde: A) Talhão 4 (1512 ± 161 ind./ha, 2600 ± 263 ind./ha e 2850 ± 264 ind./ha); B) Talhão 5 (1225 ± 184 ind./ha, 2075 ± 313 ind./ha e 1950 ± 191 ind./ha); C) Talhão 6 (1700 ± 65 ind./ha, 1638 ± 113 ind./ha e 2050 ± 172 ind./ha); D) Talhão 8 (1338 ± 53 ind./ha, 2625 ± 384 ind./ha e 3162 ± 388 ind./ha); E) Talhão 9 (1112 ± 66 ind./ha, 925 ± 77 ind./ha e 1475 ± 157 ind./ha) e E) Talhão 12 (1062 ± 53 ind./ha, 2212 ± 328 ind./ha e 2038 ± 215 ind./ha). As barras pretas representam o erro padrão. O valor de p refere-se à ANOVA de medidas repetidas, acompanhado do código de significância “*”, enquanto as letras nas colunas referem-se aos resultados do teste de Tukey, os quais estão representados por letras distintas quando constatado diferença entre os anos.



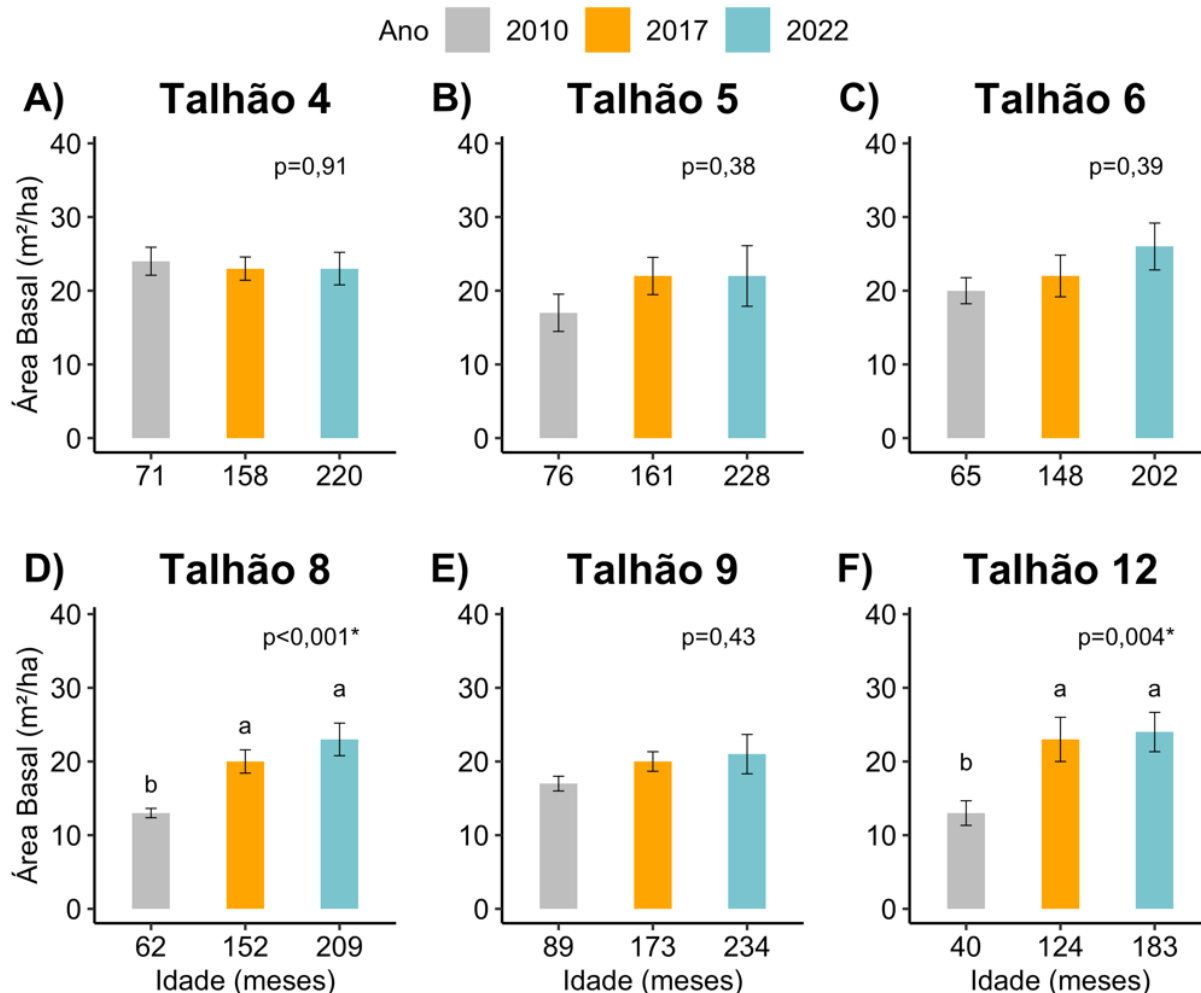
Nos Talhões 6, 8 e 12 foi observado aumento da BAS entre a amostragem de 2010 e as subsequentes, contudo não foi constatada variação entre os anos de 2017 e 2022 (Figura 8-C,D e F respectivamente). O Talhão 4 apresentou queda da BAS das primeiras amostragens para a atual (Figura 8-A), sendo a BAS menor que a encontrada há mais 10 anos atrás no primeiro censo. Não houve variação entre os anos anteriores. Foi observado um aumento da BAS entre 2010 e 2017 no Talhão 9, no entanto, como houve uma tendência de queda do ano de 2017 para 2022, levando a aproximação da BAS encontrada atualmente com a do primeiro censo, não foi observada variação da BAS entre 2010 e 2022, nem entre 2017 e 2022 (Figura 8-E). A variação da BAS ao longo dos três tempos no Talhão 5 não foi significativa (Figura 8-B).

Figura 8 – Médias seguidas por erro padrão da biomassa acima do solo (BAS em Mg/ha) nos diferentes anos de amostragem (2010, 2017 e 2022 respectivamente) em relação a idade dos talhões em meses, onde: A) Talhão 4 ($100 \pm 9,2$ Mg/ha, $104 \pm 8,1$ Mg/ha e $75 \pm 4,5$ Mg/ha); B) Talhão 5 ($39 \pm 6,7$ Mg/ha, 68 ± 13 Mg/ha e $51 \pm 7,8$ Mg/ha); C) Talhão 6 ($59 \pm 5,7$ Mg/ha, 114 ± 16 Mg/ha e 106 ± 15 Mg/ha); D) Talhão 8 ($34 \pm 2,5$ Mg/ha, $68 \pm 9,5$ Mg/ha e 66 ± 9 Mg/ha); E) Talhão 9 (57 ± 5 Mg/ha, 118 ± 16 Mg/ha e 88 ± 14 Mg/ha) e E) Talhão 12 ($28 \pm 5,3$ Mg/ha, $81 \pm 15,6$ Mg/ha e $78 \pm 7,8$ Mg/ha). As barras pretas representam o erro padrão. O valor de p refere-se à ANOVA de medidas repetidas, acompanhado do código de significância “**”, enquanto as letras nas colunas referem-se aos resultados do teste de Tukey, os quais estão representados por letras distintas quando constatado diferença entre os anos.



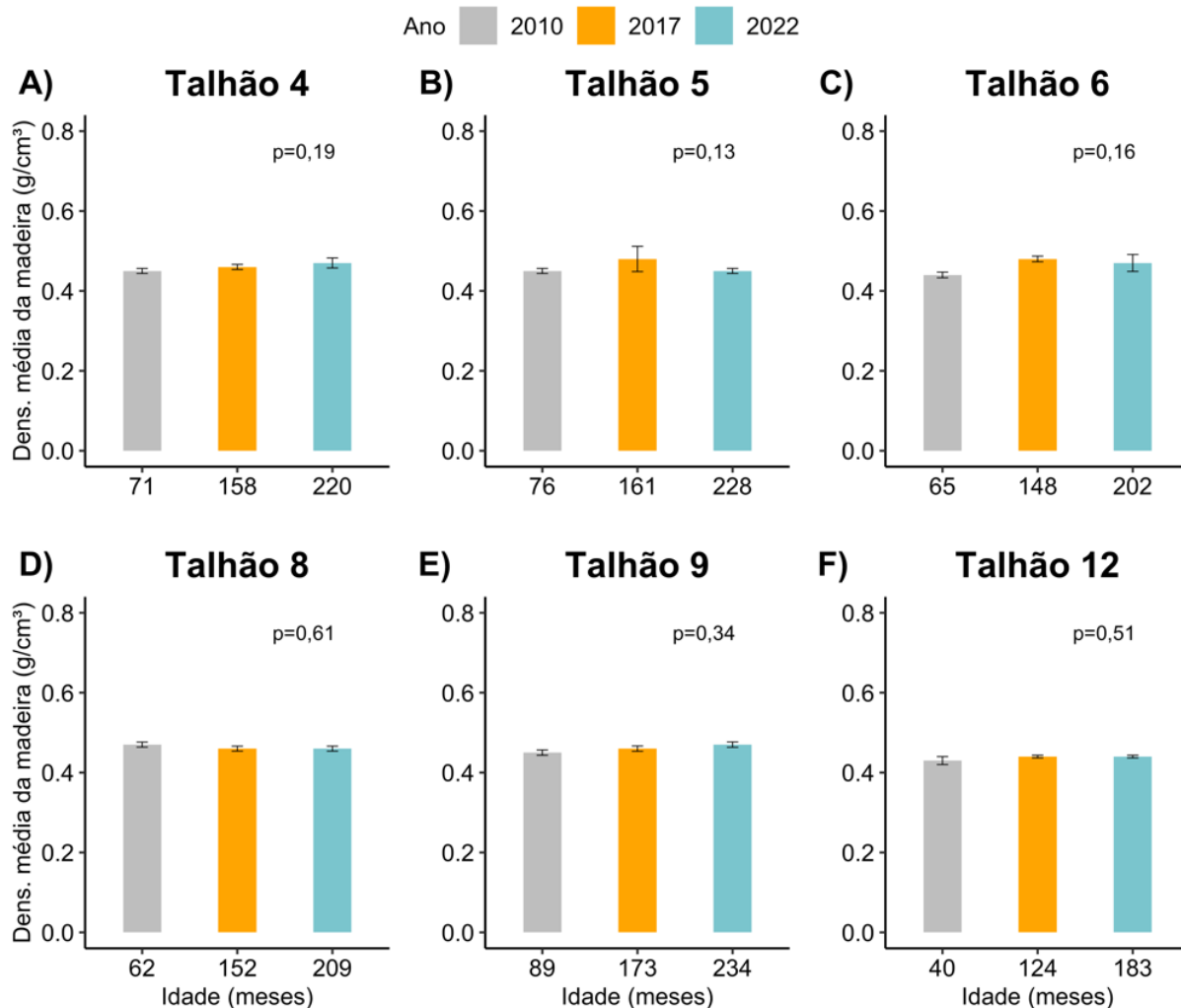
Em relação a área basal, foi constatada diferença entre os três tempos apenas nos talhões 8 e 12, que demonstraram aumento entre os anos de 2010 e 2017, sem variação entre 2017 e 2022 (Figura 9-D e F respectivamente).

Figura 9 – Médias seguidas por erro padrão da área basal (m^2/ha) nos diferentes anos de amostragem (2010, 2017 e 2022 respectivamente) em relação a idade dos talhões em meses, onde: A) Talhão 4 ($25 \pm 2 m^2/ha$, $22 \pm 2 m^2/ha$ e $25 \pm 2 m^2/ha$); B) Talhão 5 ($15 \pm 2 m^2/ha$, $20 \pm 3 m^2/ha$ e $22 \pm 5 m^2/ha$); C) Talhão 6 ($20 \pm 2 m^2/ha$, $22 \pm 3 m^2/ha$ e $26 \pm 3 m^2/ha$); D) Talhão 8 ($13 \pm 1 m^2/ha$, $19 \pm 2 m^2/ha$ e $23 \pm 3 m^2/ha$); E) Talhão 9 ($18 \pm 1 m^2/ha$, $20 \pm 2 m^2/ha$ e $22 \pm 2,5 m^2/ha$) e F) Talhão 12 ($13 \pm 1,8 m^2/ha$, $21 \pm 2,5 m^2/ha$ e $23 \pm 2,5 m^2/ha$). As barras pretas representam o erro padrão. O valor de p refere-se à ANOVA de medidas repetidas, sendo em C), ANOVA com permutação, acompanhado do código de significância “*”, enquanto as letras nas colunas referem-se aos resultados do teste de Tukey, os quais estão representados por letras distintas quando constatado diferença entre os anos.



Também não foi constatada variação na densidade média da madeira em nenhum dos talhões entre os períodos de amostragem (Figura 102).

Figura 10 – Médias seguidas por erro padrão da densidade média da madeira (g/cm^3) nos diferentes anos de amostragem (2010, 2017 e 2022 respectivamente) em relação a idade dos talhões em meses, onde: A) Talhão 4 ($0,45 \pm 0,01 \text{ g/cm}^3$, $0,46 \text{ g/cm}^3$ e $0,46 \pm 0,01 \text{ g/cm}^3$); B) Talhão 5 ($0,44 \text{ g/cm}^3$, $0,44 \text{ g/cm}^3$ e $0,45 \text{ g/cm}^3$); C) Talhão 6 ($0,44 \text{ g/cm}^3$, $0,48 \text{ g/cm}^3$ e $0,47 \pm 0,02 \text{ g/cm}^3$); D) Talhão 8 ($0,47 \text{ g/cm}^3$, $0,46 \text{ g/cm}^3$ e $0,46 \text{ g/cm}^3$); E) Talhão 9 ($0,45 \text{ g/cm}^3$, $0,47 \text{ g/cm}^3$ e $0,47 \text{ g/cm}^3$) e F) Talhão 12 ($0,43 \pm 0,01 \text{ g/cm}^3$, $0,44 \text{ g/cm}^3$ e $0,44 \text{ g/cm}^3$). As barras pretas representam o erro padrão. O valor de p em A), D) e E) refere-se à ANOVA de medidas repetidas, enquanto em B), C) e F), à ANOVA com permutação.



As taxas de incremento de biomassa para o intervalo de tempo entre 2017 e 2022 foram menores que as encontradas entre 2010 e 2017 e o início do reflorestamento (biomassa 0) e 2010 (Figura 11 e Tabela 4). As menores taxas de incremento foram encontradas para o Talhão 4, o qual apresentou queda expressiva de biomassa, e para o Talhão 9, onde também houve redução. Quanto a taxa de mortalidade, calculada apenas para o censo de 2022, a maior foi encontrada para o Talhão 4, enquanto os Talhões 6, 8, 9 e 12 apresentaram taxas semelhantes (Tabela 4).

Figura 11 – Taxa de incremento de biomassa (Kg/ha.mês) por talhão, em reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil, entre os censos de 2010, 2017 e 2022. A taxa de incremento de 2010 foi calculada considerando o valor inicial da biomassa 0, enquanto as taxas de 2017 e 2022 consideraram a diferença de biomassa entre os censos de 2010 e 2017 e 2017 e 2022, respectivamente. Valor de $p < 0,001^*$ é referente a ANOVA com permutação, enquanto as letras referem-se aos resultados do teste de Fisher, os quais estão representados por letras distintas quando constatado diferença entre os anos.

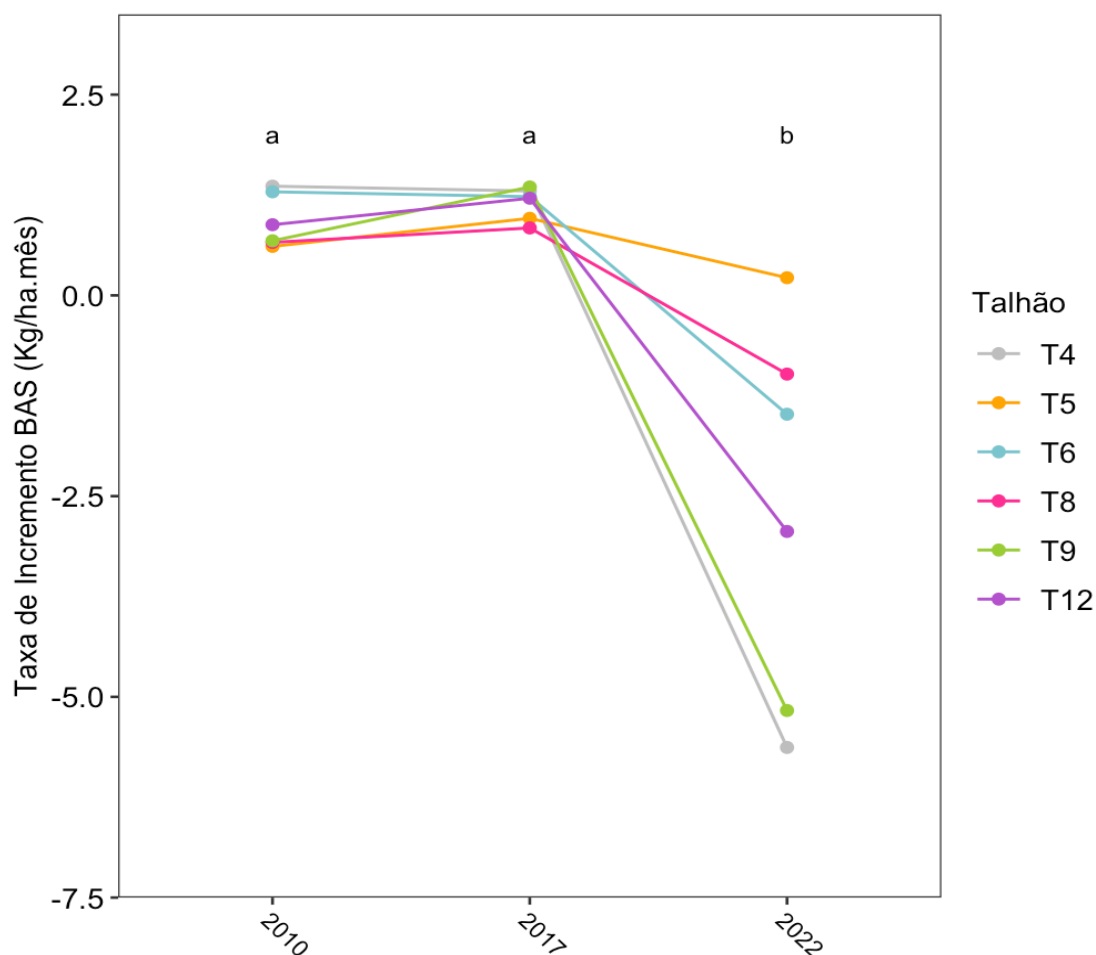


Tabela 4 – Intervalo de tempo em meses, diferença da BAS (Mg/ha), taxa de incremento de BAS (Kg/ha.mês) e taxa de mortalidade de indivíduos por talhão, em reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil, entre os censos de 2017 e 2022. Taxa de mortalidade do Talhão 5 ausente.

Talhão	Intervalo entre amostragens (meses)	Diferença de BAS (Mg/ha)	Taxa de incremento de BAS (Kg/ha.mês)	Taxa de mortalidade
T4	62	-349	-5,63	0,06
T5	67	14	0,22	-
T6	54	-80	-1,48	0,02
T8	57	-56	-0,98	0,01
T9	61	-315	-5,17	0,02
T12	59	-174	-2,94	0,02

5. DISCUSSÃO

Em áreas em restauração, idealmente, espera-se que ocorra um aumento inicial intenso no acúmulo de biomassa, sendo representado pelo desenvolvimento das mudas de espécies pioneiras de rápido crescimento (MELO, DURIGAN, 2006; HOLL, ZAHAWI, 2014). Conforme espécies não pioneiras sejam recrutadas e essas passem a estocar o carbono por longos períodos, espera-se que o incremento de biomassa seja estabilizado de forma a compensar a mortalidade dos pioneiros, dessa forma, o ecossistema pode atingir estoques de carbono semelhantes aos encontrados em ecossistemas de referência (MELO, DURIGAN, 2006; HOLL, ZAHAWI, 2014). Apesar de ser improvável que em pouco menos de duas décadas estas áreas apresentassem resultados equivalentes aos de remanescentes florestais, considerando a intensa dinâmica típica de ecossistemas iniciais, era esperado que o acúmulo de biomassa ainda fosse elevado, bem como houvesse um maior número de espécies recrutadas espontaneamente compondo a comunidade. Porém, neste estudo, a continuidade do acúmulo, na transição entre indivíduos plantados e naturalmente recrutados, não foi observada para a maioria dos reflorestamentos, o que sugere que essas áreas podem seguir uma trajetória de sucessão alternativa.

No censo atual (2022), a densidade média de indivíduos por hectare (2448 ± 124 ind./ha) superou a encontrada em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na mesma região deste estudo, sendo de 1253 ind./ha (ARCANJO, TOREZAN, 2022). Esse resultado provavelmente ocorreu devido à alta densidade de juvenis encontrados nos reflorestamentos, que se desenvolveram em grande quantidade nas pequenas clareiras formadas pela queda dos adultos mortos, visto que estudos anteriores na mesma região deste não encontraram diferença na densidade de indivíduos entre reflorestamentos e remanescentes (ARCANJO, TOREZAN, 2022), densidade essa que poderá não ser mantida nos próximos anos, conforme os juvenis se desenvolvem, aumentando a competição por nutrientes e a mortalidade densidade dependente (HOLL, ZAHAWI, 2014).

Apesar dos reflorestamentos ainda serem jovens (menos de 20 anos), a ausência de variação na BAS dos Talhões 5, 6, 8, 9 e 12 indica uma tendência à estagnação no acúmulo de BAS, sendo que o estoque encontrado no Talhão 5 ainda não ultrapassou o encontrado na primeira amostragem há mais de 10 anos. Em um cenário mais preocupante, no Talhão 4 foi observada queda da BAS, inclusive a níveis inferiores aos da primeira amostragem, apesar de ter sido a área com maior BAS em 2010. A BAS média das áreas estudadas (80 ± 6 Mg/ha) foi inferior à encontrada nos fragmentos da região deste estudo, de 186,3 Mg/ha (ARCANJO, TOREZAN, 2022) e em outras regiões ($227,4 \pm 71,8$ Mg/ha, AMARO *et al.*, 2013; $126,9 \pm 0,1$ Mg/ha, SILVA *et al.*, 2018), porém semelhante à BAS encontrada em reflorestamentos também da mesma região (73,7 Mg/ha, ARCANJO, TOREZAN, 2022).

A redução da taxa de incremento pode ser explicada pela maturidade de grande parte dos indivíduos, que são remanescentes do plantio e, nessa fase dos reflorestamentos, podem ter atingido dimensões máximas (TAMBANI, 2011), conseqüentemente não apresentam crescimento, ou então, mesmo sem ter atingido dimensões máximas ou maturidade, as árvores não estão mais crescendo e acumulando biomassa no mesmo ritmo, como ocorre no início do reflorestamento. Fatores edafoclimáticos, como ausência de chuvas ou então limitantes nutricionais no solo, poderiam impedir ou dificultar o crescimento dessas árvores (SANDS, MULLIGAN, 1990). No entanto, considerando as altas taxas de fertilidade do solo, dificilmente essa variável explicaria a redução do incremento nas áreas deste estudo. Por outro lado, a região passou por um período de poucas chuvas em anos anteriores, fator que pode ter influenciado na redução do acúmulo de BAS.

Apesar das dúvidas, as taxas de incremento, em associação com as taxas de mortalidade, nos indicam que a perda de biomassa está ocorrendo nesses ecossistemas e muito provavelmente será constatada pelos censos futuros também nas áreas onde a BAS permaneceu estagnada entre os censos de 2017 e 2022. Os valores negativos da taxa de incremento sugerem que, não apenas as áreas não estão apresentando aumento da biomassa estocada, mas como alguma dessas apresentam perdas significativas. O Talhão 4 apresentou a menor taxa de incremento (-5,63), bem como a maior taxa de mortalidade (0,06), indicando que não apenas as árvores não estão crescendo mais, mas como também muitas estão morrendo, tanto que é a área com os menores estoques de BAS e maior queda.

Era esperado que, devido ao recrutamento de novas plantas, em especial de espécies tardias e de madeira dura, ocorresse um maior acúmulo de BAS e área basal. Em relação à primeira amostragem, foi constatado na maioria dos talhões, porém, houve pouca variação em relação ao censo de 2022, e em alguns casos até mesmo queda da BAS, o que sugere que a mortalidade nessas áreas ainda não está sendo compensada por recrutamento de novos indivíduos e por crescimento dos indivíduos já estabelecidos. Além disso, os talhões que apresentaram maior regeneração do censo de 2010 para o de 2017, expresso em quantidade de juvenis ($DAP < 5$ cm), não necessariamente foram os que apresentaram maior BAS no censo mais recente. Essa hipótese pode ser reforçada pela manutenção da área basal ao longo do tempo. Com o desenvolvimento e crescimento das árvores, esperava-se que os caules arbóreos atingissem maiores proporções e, somados aos diâmetros dos juvenis recrutados, indicassem maior ocupação e cobertura através da área basal.

A área basal média encontrada para os talhões (23 ± 1 m²/ha) foi semelhante a encontrada por Suganuma e Durigan (2015) de $24,7 \pm 1,6$ m²/ha em florestas secundárias da mesma região deste estudo, porém ainda inferiores às florestas maduras ($31,7 \pm 4,6$ m²/ha e $31,03$ m²/ha por SILVA *et al.*, 2018 e 27 m²/ha por ARCANJO, TOREZAN, 2022). Como foi constatada em campo

a existência de muitos indivíduos adultos mortos, a representatividade da área basal acaba sendo limitada a poucos indivíduos adultos remanescentes do plantio e a juvenis não plantados, ainda pequenos. Em outros cenários, a manutenção da área basal poderia ser explicada por uma maior participação de indivíduos não pioneiros de madeira dura e de crescimento lento, que influenciariam pouco na área basal. Porém, a manutenção da densidade média da madeira ao longo dos três períodos ($0,46 \text{ g/cm}^3$), que é inferior a densidade encontrada em remanescentes (aproximadamente $0,58 \text{ g/cm}^3$; ARCANJO, TOREZAN, 2022), indica que a participação desses e sua influência ainda é baixa, evidenciando a baixa colonização de espécies tardias e de madeira dura.

Como mostrado pelo levantamento florístico, a maior parte das espécies encontradas são as que foram utilizadas no plantio do reflorestamento, sendo que a maioria de espécies, apesar de não serem classificadas como pioneiras, apresentam madeira com baixa densidade. Com isso, o potencial de sequestro de C desses ecossistemas está se tornando limitado, se considerarmos que essas espécies comumente apresentam ciclo de vida mais curto, dessa forma, armazenando menos C e por menos tempo (KÖRNER, 2003; BOUSFIELD *et al.*, 2020). Considerando que a maior parte da BAS (>70%) e da área basal é representada pelos indivíduos plantados adultos, que grande parte atualmente apresenta sinais de senescência, por mais que as áreas apresentem grande quantidade de indivíduos regenerantes, dificilmente eles se desenvolverão a tempo de compensar a morte dos adultos ou superar a BAS encontrada atualmente. Porém, considerando que 54% dos indivíduos encontrados são juvenis, há esperança de que, por mais que dificilmente se desenvolvam a tempo suficiente de evitar a queda dos estoques totais de BAS com pela mortalidade dos remanescentes adultos, esses possam manter o acúmulo nos reflorestamentos e, futuramente, a retomada dos estoques.

Pelo período relativamente curto de monitoramento desses reflorestamentos, bem como sua pouca idade, ainda não é possível afirmar se o que foi observado para essas áreas representa uma queda momentânea da BAS, como parte de um comportamento de oscilação, ou então início de um colapso daqueles ecossistemas. Porém, levando em conta que os indivíduos encontrados correspondem majoritariamente à juvenis das espécies plantadas, sem entrada de muitas espécies tardias, há maior probabilidade dessas áreas se manterem nessa oscilação abaixo dos padrões regionais, no qual é observado rápido aumento da BAS conforme os indivíduos de crescimento acelerado e madeira de baixa densidade atingem dimensões adultas, seguido por queda expressiva da mesma quando esses começam a morrer (SALIMON, BROWN, 2000) originando, assim, um ciclo de ganhos e perdas cuja média não atinge a capacidade total de acúmulo observada em remanescentes de referência, ao menos nas próximas décadas.

Estudos anteriores vêm apontando os efeitos negativos que a redução da

biodiversidade e da resiliência dos ecossistemas intensamente perturbados em matrizes fragmentadas de manter serviços, tal qual a estocagem de C (CARDINALE *et al.*, 2012; MELITO, METZGER, OLIVEIRA, 2017; BOUSFIELD *et al.*, 2020; LIMA *et al.* 2020; ARCANJO, TOREZAN, 2022). Essa redução foi associada, principalmente, à composição da assembleia em desenvolvimento pobre em espécies não pioneiras, tolerantes à sombra e de densidade específica da madeira alta. Nesse cenário, ecossistemas representados principalmente por espécies de rápido crescimento estocariam rapidamente o carbono, precedendo uma desaceleração do crescimento, considerando a baixa longevidade dessas espécies, e liberação de carbono conforme essas árvores senescem e morrem, isso em um curto período de tempo, correspondente a poucas décadas, levando a transitoriedade desses estoques (KÖRNER, 2017).

No presente estudo, não foram constatadas muitas espécies nem indivíduos não pioneiros de madeira dura, que permitiriam o aumento dos estoques de C e sua manutenção por longos períodos. Considerando que o sucesso a longo prazo das áreas de restauração depende do estabelecimento e recrutamento natural de novas espécies (KULIKOWSKI II *et al.*, 2022), o cenário encontrado pode ser considerado um sinal de alerta quanto às tendências futuras dos reflorestamentos. A existência de alguns remanescentes florestais na paisagem pode favorecer a colonização das espécies florestais nos reflorestamentos; adicionalmente, o sombreamento observado nos talhões pode permitir o desenvolvimento, nos estratos inferiores, desses grupos com os traços funcionais desejados. Alguns indivíduos de espécies não plantadas já apresentaram participação no estoque de BAS, porém ainda representam uma proporção muito baixa desses estoques, além de serem espécies majoritariamente de madeira de baixa densidade. A análise do estrato inferior (indivíduos DAP < 5 cm) poderia nos informar se espécies longevas e de madeira com alta densidade estão chegando nos reflorestamentos ou não.

Mesmo com a proximidade de remanescentes a algumas das áreas, a chegada de propágulos destas espécies nos reflorestamentos não depende apenas da distância, mas também da presença de dispersores que têm papel fundamental na colonização e estabelecimento dessas (SAN-JOSÉ *et al.*, 2022). Diversos estudos, como de Adelino *et al.* (2020) e Hool *et al.* (2020) vêm mostrando riqueza reduzida da comunidade de aves em reflorestamentos, principalmente os mais recentes e em áreas altamente fragmentadas; nestes contextos, a avifauna é representada principalmente por espécies generalistas, situação também observada em outros grupos animais (DEVICTOR *et al.*, 2008). A ausência de dispersores especialistas dificulta a chegada de propágulos vegetais vindos de fontes externas (remanescentes), refletindo em uma menor diversidade da comunidade nas áreas em restauração (HOOL *et al.*, 2020; SAN-JOSÉ *et al.*, 2022).

Além disso, em grande parte das áreas estudadas foram constatadas alta densidade

de formigas cortadeiras (principalmente saúvas da espécie *Atta sexdens*), que apresentam capacidade de modular a composição dos reflorestamentos a partir a preferência pela predação de determinadas espécies, e influenciar a regeneração, por meio da predação das plântulas (COSTA et al., 2016; GARCIA et al., 2020). Também foram observados sinais que indicam a presença de javaporcos, híbrido de porco doméstico (*Sus scrofa domesticus* Linnaeus, 1758) e do javali (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) invasor de grande impacto ecológico. Através do pisoteio e hábito de revolver o solo em busca de alimento, acaba causando a mortalidade de plântulas e indivíduos jovens, provocando assim a redução no estabelecimento de novos indivíduos e espécies (BARRIOS-GARCIA, BALLARI, 2012; MOURA et al, 2020) . Com isso, a presença desses animais deve ser monitorada e seu manejo, considerado, já que atuam como fatores capazes de impedir ou retardar a restauração dessas áreas.

O sucesso da restauração de áreas degradadas não depende apenas da presença de uma grande quantidade de indivíduos arbóreos, nem deve se limitar à recuperação quantitativa do acúmulo de C, mas mesmo a recuperação da biomassa em si depende de outras questões, como a composição da comunidade vegetal, a riqueza de espécies e de tipos funcionais. Desta forma, a paisagem em que os sítios em restauração estão inseridos influencia diretamente os estoques de C a longo prazo (LIMA et al., 2020), ao influenciar o processo sucessional. Para áreas em restauração, Suganuma e Durigan (2015) observaram que levaria pelo menos 40 anos para que espécies tolerantes à sombra fossem completamente recuperadas. Dessa forma, o monitoramento a longo prazo é essencial para a compreensão e a previsão do comportamento de áreas em recuperação, bem como dos fenômenos que influenciam a estocagem do C, permitindo melhor adequação do planejamento e do manejo desses ecossistemas.

6. CONCLUSÃO

Os reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual não apresentaram aumento dos estoques de biomassa, que também não estão relacionados com a densidade de juvenis observados no censo anterior. Além disso, tendo em vista que todas as áreas apresentam alta fertilidade do solo, este não foi um fator que influenciou a variação da BAS entre os talhões nas amostras aqui estudadas. A mortalidade dos indivíduos pioneiros adultos, que ainda são responsáveis por estocar a maior parte de toda a biomassa, não está sendo compensada pelo ingresso de espécies que apresentam capacidade de armazenar grandes quantidades de carbono por longos períodos de tempo. Alinhado a isso, a manutenção da densidade específica da madeira ao longo dos três censos sugere não ter ocorrido variação significativa na composição funcional da assembleia, sendo a

estocagem de carbono ainda muito dependente das espécies utilizadas no plantio, majoritariamente de madeira de baixa densidade e não longevas, limitando não apenas a capacidade de estoque de carbono desses reflorestamentos, bem como o período em que seria estocado. Dessa forma, não simplesmente estagnação, mas alguns talhões já apresentaram declínio da biomassa.

Após quase 20 anos do início do plantio dos reflorestamentos, essas áreas ainda não se recuperaram do distúrbio passado (desmatamento e agricultura), visto que não apresentam estoques de BAS e C, nem composição de espécies com riqueza e diversidade funcional próximas das referências. Apesar de as informações sobre incremento e mortalidade permitirem a predição do comportamento do estoque de BAS ao menos para os próximos anos, bem como sobre quais espécies não foram plantadas e chegaram às áreas de fontes externas e qual a possível colaboração dessas no aumento desses estoques, a manutenção do monitoramento dos sítios em restauração, é imprescindível para prever a possibilidade de sucesso da restauração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADELINO, J. R. P. *et al.* Ecosystem functions of birds as a tool to track restoration efficiency in Brazil. **Ornithology Research**, v. 28, p. 38–50, jun. 2020. <https://doi.org/10.1007/s43388-020-00008-z>
- AMARO, M. A. *et al.* Estoque volumétrico, de biomassa e de carbono em uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 849-857, out. 2013. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000500007>
- ANDERSON-TEIXEIRA, K. J. *et al.* Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. **Global Change Biology**, v. 19, p. 2001–2021, mar. 2013. <https://doi.org/10.1111/gcb.12194>
- ANDERSON-TEIXEIRA, K. J. *et al.* Carbon dynamics of mature and regrowth tropical forests derived from a pantropical database (TropForC-db). **Glob Change Biology**, v. 22, n. 5, p. 1690-1709, jan. 2016. <https://doi.org/10.1111/gcb.13226>
- ARCANJO, F. A.; TOREZAN, J. M. D. Aboveground biomass accumulation and tree size distribution in seasonal Atlantic Forest restoration sites. **Restoration Ecology**, v. 31, n. 1, mar. 2022. <https://doi.org/10.1111/rec.13669>
- BACCINI, A. *et al.* Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. **Science**, v. 358, n. 6360, p. 230–234, set. 2017. <https://doi.org/10.1126/science.aam5962>
- BANKS-LEITE, C. *et al.* Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, ago. 2014. [doi:10.1126/science.1255768](https://doi.org/10.1126/science.1255768)
- BARRIOS-GARCIA, M. N., BALLARI, S. A. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. **Biological Invasions**, n. 14, p. 2283–2300, abr. 2012. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0229-6>
- BAUMAN, D. *et al.* Tropical tree mortality has increased with rising atmospheric water stress. **Nature**, n. 608, p. 528–533, maio 2022. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04737-7>

- BOUSFIELD, C. G. *et al.* Protecting environmental and socio-economic values of selectively logged tropical forests in the Anthropocene. **Advances in Ecological Research**, v. 62, p. 1-52, 2020. doi:10.1016/bs.aecr.2020.01.00
- CARDINALE, B. J. *et al.* Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59-67, 2012. <http://dx.doi.org/doi:10.1038/nature11148>.
- CARVALHO, J. L. N. *et al.* Potencial de sequestro de Carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 277-289, abr. 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000200001>
- CASTANHO, A. *et al.* Potential shifts in the aboveground biomass and physiognomy of a seasonally dry tropical forest in a changing climate. **Environmental Research Letters**, v. 15, maio 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab7394>
- 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, maio 2014. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- CHAVE, J. *et al.* Tree allometry and improved estimation of carbon stock and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87-99, jun. 2005. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/7772513_Tre_allometry_and_improved_estimation_of_carbon_stocks_and_balance_in_tropical_forests.
- COSTA, A. N.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M. Biotic drivers of seedling establishment in Neotropical savannas – Selective granivory and seedling herbivory by leaf-cutter ants as an ecological filter. **Journal of Ecology**, v. 54, p. 1–10, set. 2016. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12656>
- DEVICTOR, V. *et al.* Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, n. 2, p. 252-261, mar. 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00364.x>

- EMBRAPA. **Mapa de solos do estado do Paraná.** 2007. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/339505/96/MI485.pdf> (acesso em maio 2021).
- EMBRAPA. **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos /** Lafayette Franco Sobral ... [et al.] – Aracaju : Embrapa Tabuleiros Costeiros, p. 13, 2015. (Documentos / Embrapa Tabuleiros Costeiros, ISSN 1678-1953; 206). Disponível em: <www.bdpa.cnptia.embrapa.br>
- ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. *In*: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Orgs.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu: FEPAF, 2003. p. 1-26.
- ESTOQUE, R. C. *et al.* Spatiotemporal pattern of global forest change over the past 60 years and the forest transition theory. **Environmental Research Letters**, v. 17, n. 8, 2022. Doi: 10.1088/1748-9326/ac7df5
- FIGUEIREDO, L. T. M *et al.* Dinâmica do estoque de carbono em fuste de árvores de uma floresta estacional semidecidual. **Cerne**, v. 21, n. 1, p. 161-167, 2015. Doi: 10.1590/01047760201521011
- GARCIA, J. M. *et al.* Tree seedling responses to leaf-cutting ants herbivory in Atlantic Forest restoration sites. **Biotropica**, v. 52, n. 5, p. 884-895, set. 2020. Doi:10.1111/btp.12808
- GRAU, O. *et al.* Nutrient-cycling mechanisms other than the direct absorption from soil may control forest structure and dynamics in poor Amazonian soils. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1-11, mar. 2017. <http://dx.doi.org/10.1038/srep45017>.
- HOLL, K. D. *et al.* Applied nucleation facilitates tropical forest recovery: Lessons learned from a 15-year study. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 12, p. 2316– 2328, maio 2020. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13684>

- HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Factors explaining variability in woody above-ground biomass accumulation in restored tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 319, n. 1, p. 36–43, maio 2014.
- IAPAR. Médias históricas – posto meteorológico de Londrina-PR. 2020. http://www.iapar.br/arquivos/Image/monitoramento/Medias_Historicas/Londrina.htm (acesso em maio de 2020).
- IPCC. **Climate Change and Land-Summary for Policymakers**. 2019
- JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, set. 2014. <http://dx.doi.org/10.1111/nph.12989>.
- KERBAUY, G. B. **Fisiologia vegetal**. 2.ed. - Rio de Janeiro : Guanabara Koogan, 2008.
- KÖRNER, C. A matter of tree longevity. **Science**, v. 355, n. 6321, p. 130-131, jan. 2017. doi:10.1126/science.aal2449
- KULIKOWSKI II A. J. *et al.* Restoration interventions mediate tropical tree recruitment dynamics over time. **Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences**, v. 378, n. 1867, nov. 2022. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0077>
- LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827–832, ago. 2015. doi:10.1126/science.aaa9932
- LIMA, R. A. F. *et al.* The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1-16., dez. 2020. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-020-20217-w>.
- MACDICKEN, K. **A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects**. Arlington: Winrock International Institute for Agricultural Development. 1997.
- MACHADO, D. L. *et al.* Organic matter and soil fertility in different successional stages of seasonal semideciduous forest. **Revista Caatinga**, v. 32, n. 1, p. 179-188, jan. 2019. Disponível

em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1983-21252019000100179&lang=en.

MAIA, V. A. *et al.* The carbon sink of tropical seasonal forests in southeastern Brazil can be under threat. **Science Advances**, v. 6, n. 51, p. 1-11, dez. 2020. American Association for the Advancement of Science (AAAS). DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.abd4548>. Disponível em: <https://advances.sciencemag.org/content/6/51/eabd45487>. Acesso em: 10 ago. 2022

MARCUZZO, S. B.; ARAÚJO, M. M.; LONGHI, S. J. Estrutura e relações ambientais de grupos florísticos em fragmento de floresta estacional subtropical. **Revista Árvore**, v. 37, n. 2, p. 275-287, abr. 2013.

MELITO, M.; METZGER, J. P.; de OLIVEIRA, A. A. Landscape-level effects on aboveground biomass of tropical forests: A conceptual framework. **Global Change Biology**, v. 24, n. 2, p. 597–607, nov. 2017. doi:10.1111/gcb.13970

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de mata ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, n. 71, p. 149-154, 2006.

MOURA, A. S. *et al.* Impactos causados pela espécie invasora *Sus scrofa* Linnaeus, 1758, o javali. **Natureza online**, v. 18, n. 1, p. 041-046, jul. 2020.

NELSON, B. W. *et al.* Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 117, p. 149-167, 1999.

PAN, Y. *et al.* A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 988–993, jul. 2011.

PAN, Y. *et al.* The Structure, Distribution, and Biomass of the World's Forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, And Systematics**, v. 44, n. 1, p. 593-622, 2013. Annual Reviews. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135914>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135914>. Acesso em: 15 ago. 2022.

- PEREIRA, L. C. S. M.; OLIVEIRA, C. C. C.; TOREZAN, J. M. D. Woody species regeneration in Atlantic Forest restoration sites dependence on surrounding landscape. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 138–144, dez. 2013. DOI: 10.4322/natcon.2013.022
- PIVELLO, V. R. *et al.* Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 4, p. 845-859, dez. 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062006000400010>
- POOTER, L. *et al.* Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211-214, fev. 2016. <https://doi.org/10.1038/nature16512>
- REZENDE, C.L. *et al.* From hotspot to hopespot: an opportunity for the brazilian atlantic forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2530064418301317>. Acesso em: 10 ago. 2022.
- RICKLEFS, R.E. A economia da natureza / Robert E. Ricklefs; [tradutor Pedro P. de Lima-e-Silva; revisora técnica e coordenadora da tradução Cecília Bueno]. – [Reimpr.]. – Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2015, cap. 23, p. 434.
- SALIMON, C.I.; BROWN, I.F. Secondary forests in western Amazonia: significant sinks for carbon released from deforestation. **Interciencia**, v. 25, p. 198–202, 2000.
- SANDS, R., MULLIGAN, D. R. Water and nutrient dynamics and tree growth. **Forest Ecology and Management**, v. 30, n. 1-4, p. 91–111, fev. 1990. doi:10.1016/0378-1127(90)90129-y
- SAN-JOSÉ, M. *et al.* Effects of landscape structure on restoration success in tropical premontane forest. **Scientific Reports**, v. 12, n. 13452, ago. 2022. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-16542-3>

- SCOLARI, G. O. **Biomassa de espécies arbóreas nativas em reflorestamentos no Norte do Paraná, Brasil**. 2011. 58 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2011.
- SER – Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política da Sociedade Internacional para Restauração Ecológica. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica (Versão 2)**. 2004.
- SILVA, H. E. *et al.* Biomass and Carbon in a Seasonal Semideciduous Forest in Minas Gerais. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 1, 2018. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.050816>
- SOONG, J. L. *et al.* Soil properties explain tree growth and mortality, but not biomass, across phosphorus-depleted tropical forests. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1-13, fev. 2020. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-58913-8>.
- SOUZA, R. P.; VÁLIO, I. F. M. Seedling growth of fifteen Brazilian tropical tree species differing in successional status. **Brazilian Journal of Botany**, v. 26, n. 1, p. 35–47, mar. 2003.
- SUGANUMA, M. S. **Trajetórias e fatores condicionantes na restauração de matas ciliares em região de floresta estacional semidecidual**. 2013. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.
- SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 3, p. 238–251, maio 2015.
- SUGANUMA, M. S.; TOREZAN, J. M. D. Evolução dos processos ecossistêmicos em reflorestamentos da Floresta Estacional Semidecídua. **Hoenea**, v. 40, n. 3, p. 557– 565, set. 2013.
- TAMBANI, J. M. **Acúmulos de biomassa em sítios de restauração de floresta estacional semidecidual, norte do Paraná-Brasil**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.
- TABARELLI, M. *et al.* PELD – CNPq: dez anos do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração do Brasil: achados, lições e perspectivas / Marelo Tabarelli *et al.* – Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2013.

- TOREZAN, J. M. D. Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. *In*: MEDRI, M. et al. **A Bacia do Rio Tibagi**. Londrina, 2002. Pp 103-107.
- VIEIRA, S. *et al.* Estimation of biomass and carbono stocks: the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p. 21-29, jun. 2008. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000200001>
- VILLANOVA, P. H. *et al.* Carbon stock growth in a secondary Atlantic Forest. **Revista Árvore**, v. 43, n. 4, 2019. <https://doi.org/10.1590/1806-90882019000400002>
- WATZLAWICK, L. F. *et al.*. Fixação de carbon em Floresta Ombrófila Mista em diferentes estágios de regeneração. *In*: SANQUETTA, C. R.; WATZLAWICK, L. F.; BALBINOT, R.; ZILIOOTTO, M. A. B.; GOMES, F. S. (Ed.). **As florestas e o carbono**. Curitiba: UFPR, 2002. p. 153-173.
- YU, C. M. **Sequestro florestal de carbono no Brasil – Dimensões políticas, socioeconômicas e ecológicas**. 2004. Tese (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.
- ZANNE, A. E. *et al.* 2009. **Global wood density database**. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. Dryad Digital Repository. <https://doi.org/10.5061/dryad.234>

APÊNDICES

Apêndice A - Total de espécies encontradas em 2010, 2017 e 2022, classificadas quanto a origem (Plantada - PL e Não plantada - NPL), quanto ao grupo sucessional (Pioneira – P; Não pioneira – NP e exótica), com suas respectivas densidades da madeira (d, em g/cm³) densidade de indivíduos (ind./ha) e biomassas (BAS, em Mg/ha) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Estado do Paraná, Brasil. O número entre parênteses corresponde à classificação decrescente de ambos. NA representa a ausência da espécie no censo do ano correspondente e – quando todos os indivíduos da espécie apresentaram DAP inferior ao necessário para o cálculo da biomassa. O asterisco indica a utilização da densidade média da madeira do gênero (*) e da família (**) para aquela espécie. **Continua.**

Família	Espécie	Nome popular	Origem	Grupo sucessional	d	2010		2017	
						ind./ha	BAS	ind./ha	BAS
Anacardiaceae	<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Bugreiro	PL	NP	0,52	2 (27°)	0,03 (31°)	4 (37°)	0,28 (25°)
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira	PL	NP	0,43	215 (3°)	5,36 (3°)	688 (1°)	9,82 (3°)
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	Leiteiro	PL	P/NP	0,47	34 (9°)	0,08 (25°)	172 (3°)	0,93 (13°)
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	NPL	NP	0,46	NA	NA	6 (32°)	0,12 (32°)
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Alecrim-do-campo	NPL	P	0,56*	17 (15°)	0,07 (27°)	NA	NA
Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê-roxo	NPL	NP	0,69**	NA	NA	NA	NA
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Amarelinho	NPL	P	0,47	NA	NA	2 (44°)	-
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Louro-pardo	PL	NP	0,5	25 (10°)	0,13 (20°)	37 (11°)	1,24 (12°)
Canabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Trema	PL	P	0,31	39 (7°)	3,42 (4°)	66 (6°)	0,14 (30°)
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	Jaracatiá	PL	P	0,21	2 (37°)	0,01 (37°)	2 (44°)	0,02 (39°)
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Tapiá	PL	NP	0,35	6 (28°)	0,07 (26°)	6 (32°)	0,15 (28°)

Apêndice A - Total de espécies encontradas em 2010, 2017 e 2022, classificadas quanto a origem (Plantada - P e Não plantada - NP), quanto ao grupo sucessional (Pioneira – P; Não pioneira – NP e exótica), com suas respectivas densidades da madeira (d, em g/cm³) densidade de indivíduos (ind./ha) e biomassas (BAS, em Mg/ha) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Estado do Paraná, Brasil. O número entre parênteses corresponde à classificação decrescente de ambos. NA representa a ausência da espécie no censo do ano correspondente e – quando todos os indivíduos da espécie apresentaram DAP inferior ao necessário para o cálculo da biomassa. O asterisco indica a utilização da densidade média da madeira do gênero (*) e da família (**) para aquela espécie. **Continua.**

Família	Espécie	Nome popular	Origem	Grupo sucessional	d	2010		2017	
						ind./ha	BAS	ind./ha	BAS
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	-	PL	NP	0,47	NA	NA	NA	NA
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	PL	P	0,42	25 (10°)	3,33 (5°)	67 (5°)	6,21 (5°)
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra-d'água	PL	P	0,24	8 (24°)	0,31 (16°)	10 (22°)	0,8 (15°)
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Farinha-seca	PL	NP	0,5	6 (28°)	0,01 (35°)	8 (26°)	0,41 (21°)
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico-branco	PL	NP	0,52	NA	NA	9 (24°)	1,72 (10°)
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. cebil (Griseb.) Altschul	Angico-vermelho	PL	NP	0,75	13 (21°)	0,19 (19°)	8 (26°)	0,81 (14°)
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pata-de-vaca	PL	NP	0,47	16 (18°)	0,03 (32°)	25 (13°)	0,11 (35°)
Fabaceae	<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J.Silva & A.M.G. Azevedo	Feijão-cru	NPL	NP	0,52	4 (32°)	-	12 (19°)	0,1 (34°)
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timburi	PL	NP	0,38	24 (12°)	2,68 (6°)	22 (15°)	10,43 (2°)
Fabaceae	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Ingá-feijão	NPL	NP	0,67	NA	NA	2 (44°)	0,06 (36°)
Fabaceae	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Ingá-ferradura	PL	NP	0,43	6 (28°)	0,11 (21°)	2 (44°)	0,36(22°)
Fabaceae	<i>Inga</i> sp.	Ingá	-	-	-	11 (22°)	0,38 (15°)	NA	NA
Fabaceae	<i>Inga striata</i> Benth.	Ingá-banana	PL	NP	0,53	3 (36°)	0,21 (18°)	7 (30°)	2,79 (9°)

Apêndice A - Total de espécies encontradas em 2010, 2017 e 2022, classificadas quanto a origem (Plantada - P e Não plantada - NP), quanto ao grupo sucessional (Pioneira – P; Não pioneira – NP e exótica), com suas respectivas densidades da madeira (d, em g/cm³) densidade de indivíduos (ind./ha) e biomassas (BAS, em Mg/ha) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Estado do Paraná, Brasil. O número entre parênteses corresponde à classificação decrescente de ambos. NA representa a ausência da espécie no censo do ano correspondente e – quando todos os indivíduos da espécie apresentaram DAP inferior ao necessário para o cálculo da biomassa. O asterisco indica a utilização da densidade média da madeira do gênero (*) e da família (**) para aquela espécie. **Continua.**

Família	Espécie	Nome popular	Origem	Grupo sucessional	d	2010		2017	
						ind./ha	BAS	ind./ha	BAS
Fabaceae	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Sapuvão	NPL	NP	0,63	NA	NA	6 (32°)	0,12 (31°)
Fabaceae	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	Caviúna (bico de pato)	NPL	NP	0,75	NA	NA	2 (44°)	0,06 (37°)
Fabaceae	<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	Rabo-de-macaco	NPL	NP	0,63	4 (32°)	0,08 (40°)	NA	NA
Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Gurucaia	PL	NP	0,61	14 (19°)	0,23 (17°)	21 (16°)	2,94 (8°)
Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula	PL	NP	0,49	40 (6°)	0,80 (9°)	49 (8°)	3,86 (6°)
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Pau-jacaré	PL	NP	0,56	2 (37°)	-	4 (37°)	0,01 (40°)
Fabaceae	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoinzeiro-bravo	PL	NP	0,69	17 (15°)	0,03 (30°)	19 (17°)	0,21 (26°)
Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Monjoleiro	PL	NP	0,57	4 (32°)	-	4 (37°)	0,01 (41°)
Fabaceae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	Pau-cigarra	PL	NP	0,57	10 (23°)	0,45 (13°)	NA	NA
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Tamanqueiro	PL	P	0,27	17 (15°)	0,01 (38°)	10 (23°)	0,01 (43°)

Apêndice A - Total de espécies encontradas em 2010, 2017 e 2022, classificadas quanto a origem (Plantada - P e Não plantada - NP), quanto ao grupo sucessional (Pioneira – P; Não pioneira – NP e exótica), com suas respectivas densidades da madeira (d, em g/cm³) densidade de indivíduos (ind./ha) e biomassas (BAS, em Mg/ha) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Estado do Paraná, Brasil. O número entre parênteses corresponde à classificação decrescente de ambos. NA representa a ausência da espécie no censo do ano correspondente e – quando todos os indivíduos da espécie apresentaram DAP inferior ao necessário para o cálculo da biomassa. O asterisco indica a utilização da densidade média da madeira do gênero (*) e da família (**) para aquela espécie. **Continua.**

Família	Espécie	Nome popular	Origem	Grupo sucessional	d	2010		2017	
						ind./ha	BAS	ind./ha	BAS
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canelinha	NPL	NP	0,51	NA	NA	NA	NA
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Canela-babosa	NPL	NP	0,51	NA	NA	NA	NA
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	-	PL	NP	0,64	NA	NA	NA	NA
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	Louro-branco	PL	P	0,51	63 (4°)	1,1 (8°)	104 (4°)	3,76 (7°)
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Paineira	PL	NP	0,2	6 (28°)	0,01 (36°)	2 (44°)	0,01 (42°)
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	PL	P	0,47	238 (1°)	18,56 (1°)	217 (2°)	36,94(1°)
Malvaceae	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Jangadeiro	PL	P	0,28	219 (2°)	11,13 (2°)	49 (8°)	0,65 (19°)
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo	PL	NP	0,43	6 (28°)	0,03 (33°)	4 (37°)	0,12 (33°)
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss	-	NPL	NP	0,47	NA	NA	4 (37°)	-
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	-	NPL	NP	0,48	NA	NA	NA	NA
Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	-	NPL	NP	0,65*	NA	NA	NA	NA
Meliaceae	<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	-	NPL	NP	0,65*	NA	NA	NA	NA
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	-	NPL	NP	0,49	NA	NA	6 (32°)	0,03 (38°)
Moraceae	<i>Ficus eximia</i> Schott	Figueira-brava	PL	NP	0,41	18 (13°)	0,11 (22°)	9 (24°)	0,32 (40°)
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Figueira-branca	PL	NP	0,41*	NA	NA	11 (21°)	0,20 (27°)
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	Amora-branca	PL	NP	0,53	38 (8°)	0,63 (11°)	33 (12°)	1,61 (11°)

Apêndice A - Total de espécies encontradas em 2010, 2017 e 2022, classificadas quanto a origem (Plantada - P e Não plantada - NP), quanto ao grupo sucessional (Pioneira – P; Não pioneira – NP e exótica), com suas respectivas densidades da madeira (d, em g/cm³) densidade de indivíduos (ind./ha) e biomassas (BAS, em Mg/ha) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Estado do Paraná, Brasil. O número entre parênteses corresponde à classificação decrescente de ambos. NA representa a ausência da espécie no censo do ano correspondente e – quando todos os indivíduos da espécie apresentaram DAP inferior ao necessário para o cálculo da biomassa. O asterisco indica a utilização da densidade média da madeira do gênero (*) e da família (**) para aquela espécie. **Continua.**

Família	Espécie	Nome popular	Origem	Grupo sucessional	d	2010		2017	
						ind./ha	BAS	ind./ha	BAS
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.	-	NPL	NP	0,76*	NA	NA	NA	NA
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	Goiabeira	NPL	exótica	0,5	NA	NA	NA	NA
Nyctagenaceae	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd. <i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.)	Primavera	PL	NP	0,34	4 (32°)	0,09 (24°)	5 (36°)	0,15 (29°)
Phytolaccaceae	Harms	Pau-d'alho	PL	NP	0,49	8 (24°)	0,04 (28°)	8 (26°)	0,34 (23°)
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca dioica</i> L.	Cebolão	PL	NP	0,21	18 (13°)	0,69 (10°)	7 (30°)	0,67 (18°)
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	-	NPL	P	0,39*	NA	NA	NA	NA
Piperaceae	<i>Piper hispidum</i> Sw.	-	NPL	P	0,39*	NA	NA	8 (26°)	-
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Capororoca	NPL	P	0,59	NA	NA	NA	NA
Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i> A.Cunn. ex R.Br.	-	NPL	exótica	0,53*	NA	NA	NA	NA
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins <i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	Sobrasil	PL	NP	0,61	7 (27°)	0,11 (23°)	12 (19°)	0,45 (20°)
Rhamnaceae	Reissek <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.)	Cafézinho Ameixa-	NPL	P	0,82**	NA	NA	NA	NA
Rosaceae	Lindl.	amarela Pessegueiro-	NPL	exótica	0,88	NA	NA	4 (37°)	-
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	bravo	PL	NP	0,61	NA	NA	2 (44°)	-
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Arbusto-café Mamica-de-	NPL	NP	0,52*	NA	NA	4 (37°)	-
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	porca	NPL	NP	0,48	NA	NA	2 (44°)	-

Apêndice A - Total de espécies encontradas em 2010, 2017 e 2022, classificadas quanto a origem (Plantada - P e Não plantada - NP), quanto ao grupo sucessional (Pioneira – P; Não pioneira – NP e exótica), com suas respectivas densidades da madeira (d, em g/cm³) densidade de indivíduos (ind./ha) e biomassas (BAS, em Mg/ha) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Estado do Paraná, Brasil. O número entre parênteses corresponde à classificação decrescente de ambos. NA representa a ausência da espécie no censo do ano correspondente e – quando todos os indivíduos da espécie apresentaram DAP inferior ao necessário para o cálculo da biomassa. O asterisco indica a utilização da densidade média da madeira do gênero (*) e da família (**) para aquela espécie. **Continua.**

Família	Espécie	Nome popular	Origem	Grupo sucessional	d	2010		2017	
						ind./ha	BAS	ind./ha	BAS
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	-	NPL	NP	0,67	NA	NA	NA	NA
Salicaceae	<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	Espinho-de-judeu	NPL	NP	0,61*	NA	NA	2 (44°)	-
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Vacum	PL	NP	0,51	NA	NA	2 (44°)	-
Solanaceae	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	Cestrum	PL	P	0,5**	2 (37°)	0,03 (39°)	42 (10°)	-
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	-	NPL	P	0,41*	NA	NA	NA	NA
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Fumo-bravo	PL	P	0,41*	2 (37°)	0,01 (34°)	NA	NA
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathlge	Embaúba-vermelha	PL	P	0,41*	14 (19°)	0,41 (14°)	25 (13°)	0,8 (16°)
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul <i>Citharexylum myrianthum</i>	Embaúba-branca	PL	P	0,41*	8 (24°)	0,48 (12°)	18 (18°)	0,77 (17°)
Verbenaceae	Cham.	Pau-viola	PL	P	0,36	59 (5°)	1,82 (7°)	58 (7°)	6,67 (4°)
Verbenaceae	<i>Lantana sp.</i>	Lantana	NPL	P	0,63**	NA	NA	2 (44°)	-

Família	Espécie	Nome popular	Origem	Grupo sucessional	d	2022	
						ind./ha	BAS
Anacardiaceae	<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Bugreiro	PL	NP	0,52	9 (35°)	0,46 (20°)
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira	PL	NP	0,43	520 (1°)	7,41 (2°)
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	Leiteiro	PL	P/NP	0,47	375 (2°)	2,18 (10°)

Apêndice A - Total de espécies encontradas em 2010, 2017 e 2022, classificadas quanto a origem (Plantada - P e Não plantada - NP), quanto ao grupo sucessional (Pioneira – P; Não pioneira – NP e exótica), com suas respectivas densidades da madeira (d, em g/cm³) densidade de indivíduos (ind./ha) e biomassas (BAS, em Mg/ha) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Estado do Paraná, Brasil. O número entre parênteses corresponde à classificação decrescente de ambos. NA representa a ausência da espécie no censo do ano correspondente e – quando todos os indivíduos da espécie apresentaram DAP inferior ao necessário para o cálculo da biomassa. O asterisco indica a utilização da densidade média da madeira do gênero (*) e da família (**) para aquela espécie. **Continua.**

Família	Espécie	Nome popular	Origem	Grupo sucessional	d	2022	
						ind./ha	BAS
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	NPL	NP	0,46	4 (46°)	0,11 (34°)
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Alecrim-do-campo	NPL	P	0,56*	2 (55°)	-
Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê-roxo	NPL	NP	0,69**	7 (38°)	-
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Amarelinho	NPL	P	0,47	2 (55°)	-
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Louro-pardo	PL	NP	0,5	115 (7°)	1,89 (11°)
Canabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Trema	PL	P	0,31	40 (11°)	0,10 (35°)
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	Jaracatiá	PL	P	0,21	2 (55°)	0,07 (37°)
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Tapiá	PL	NP	0,35	8 (37°)	0,14 (33°)
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	-	PL	NP	0,47	2 (55°)	-
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	PL	P	0,42	130 (5°)	4,5 (6°)
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra-d'água	PL	P	0,24	2 (55°)	0,02 (42°)
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Farinha-seca	PL	NP	0,5	16 (21°)	0,96 (15°)
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico-branco	PL	NP	0,52	6 (43°)	1,04 (13°)

Apêndice A - Total de espécies encontradas em 2010, 2017 e 2022, classificadas quanto a origem (Plantada - P e Não plantada - NP), quanto ao grupo sucessional (Pioneira – P; Não pioneira – NP e exótica), com suas respectivas densidades da madeira (d, em g/cm³) densidade de indivíduos (ind./ha) e biomassas (BAS, em Mg/ha) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Estado do Paraná, Brasil. O número entre parênteses corresponde à classificação decrescente de ambos. NA representa a ausência da espécie no censo do ano correspondente e – quando todos os indivíduos da espécie apresentaram DAP inferior ao necessário para o cálculo da biomassa. O asterisco indica a utilização da densidade média da madeira do gênero (*) e da família (**) para aquela espécie. **Continua.**

Família	Espécie	Nome popular	Origem	Grupo sucessional	2022		
					d	ind./ha	BAS
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	Angico-vermelho	PL	NP	0,75	10 (31°)	1,37 (12°)
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pata-de-vaca	PL	NP	0,47	27 (13°)	0,24 (28°)
Fabaceae	<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J.Silva & A.M.G. Azevedo	Feijão-cru	NPL	NP	0,52	14 (23°)	0,24 (27°)
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timburi	PL	NP	0,38	19 (18°)	5,73 (4°)
Fabaceae	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Ingá-feijão	NPL	NP	0,67	11 (30°)	-
Fabaceae	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Ingá-ferradura	PL	NP	0,43	4 (46°)	0,25 (25°)
Fabaceae	<i>Inga</i> sp.	Ingá	-	-	-	NA	NA
Fabaceae	<i>Inga striata</i> Benth.	Ingá-banana	PL	NP	0,53	18 (19°)	3,74 (8°)
Fabaceae	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Sapuvão	NPL	NP	0,63	10 (31°)	0,20 (30°)
Fabaceae	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	Caviúna (bico de pato)	NPL	NP	0,75	2 (55°)	0,18 (32°)
Fabaceae	<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	Rabo-de-macaco	NPL	NP	0,63	2 (55°)	-
Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Gurucaia	PL	NP	0,61	58 (9°)	2,51 (9°)
Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafistula	PL	NP	0,49	64 (8°)	4,16 (7°)
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Pau-jacaré	PL	NP	0,56	22 (16°)	0,66 (17°)

Apêndice A - Total de espécies encontradas em 2010, 2017 e 2022, classificadas quanto a origem (Plantada - P e Não plantada - NP), quanto ao grupo sucessional (Pioneira - P; Não pioneira - NP e exótica), com suas respectivas densidades da madeira (d, em g/cm³) densidade de indivíduos (ind./ha) e biomassas (BAS, em Mg/ha) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Estado do Paraná, Brasil. O número entre parênteses corresponde à classificação decrescente de ambos. NA representa a ausência da espécie no censo do ano correspondente e - quando todos os indivíduos da espécie apresentaram DAP inferior ao necessário para o cálculo da biomassa. O asterisco indica a utilização da densidade média da madeira do gênero (*) e da família (**) para aquela espécie. **Continua.**

Família	Espécie	Nome popular	Origem	Grupo sucessional	2022		
					d	ind./ha	BAS
Fabaceae	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoineiro-bravo	PL	NP	0,69	21 (17°)	0,47 (19°)
Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Monjoleiro	PL	NP	0,57	2 (55°)	0,03 (41°)
Fabaceae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	Pau-cigarra	PL	NP	0,57	NA	NA
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Tamanqueiro	PL	P	0,27	14 (23°)	0,01 (43°)
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canelinha	NPL	NP	0,51	4 (46°)	-
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Canela-babosa	NPL	NP	0,51	7 (38°)	-
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	-	PL	NP	0,64	2 (55°)	0,04 (38°)
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	Louro-branco	PL	P	0,51	120 (6°)	4,42 (5°)
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Paineira	PL	NP	0,2	NA	NA
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	PL	P	0,47	186 (3°)	27,18 (1°)
Malvaceae	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Jangadeiro	PL	P	0,28	10 (31°)	-
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo	PL	NP	0,43	7 (38°)	0,19 (31°)

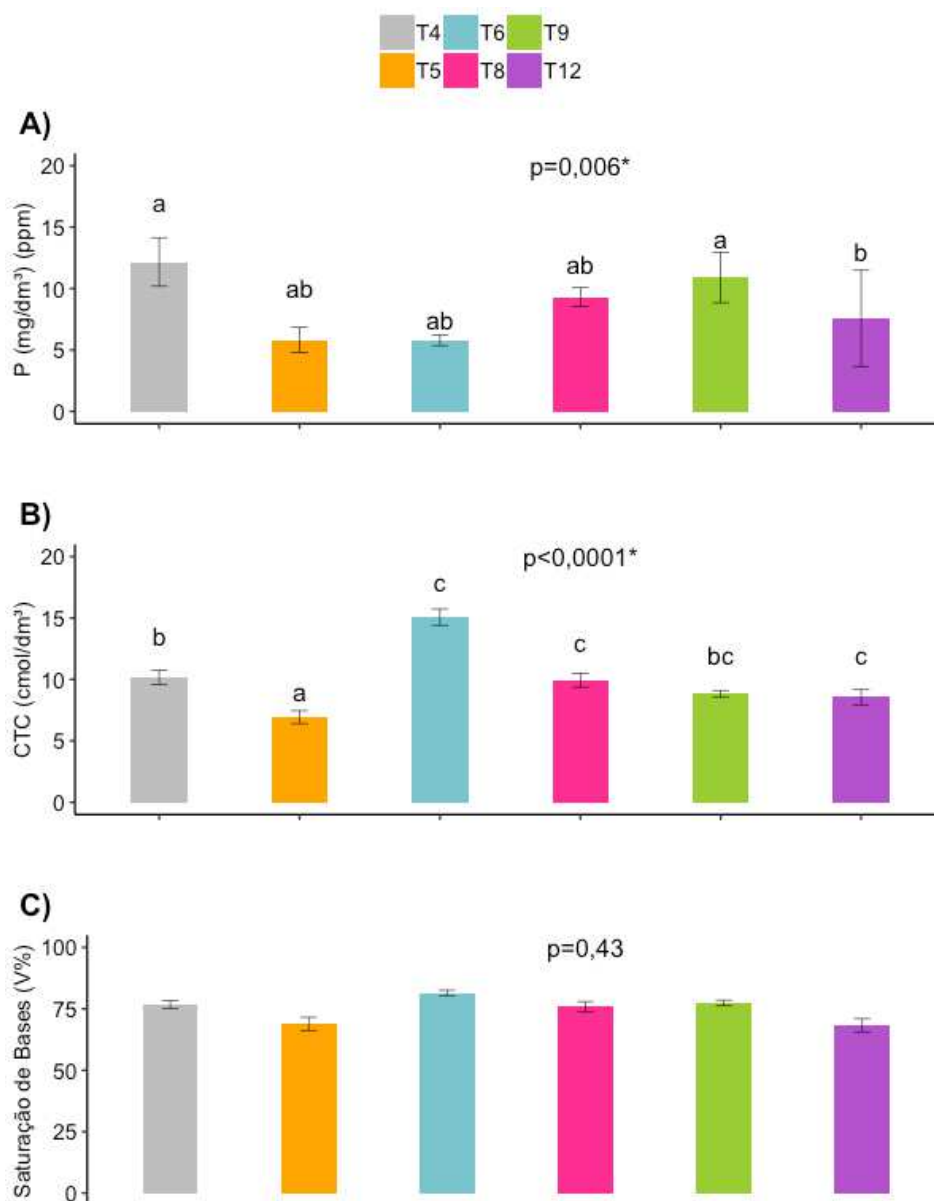
Apêndice A - Total de espécies encontradas em 2010, 2017 e 2022, classificadas quanto a origem (Plantada - P e Não plantada - NP), quanto ao grupo sucessional (Pioneira – P; Não pioneira – NP e exótica), com suas respectivas densidades da madeira (d, em g/cm³) densidade de indivíduos (ind./ha) e biomassas (BAS, em Mg/ha) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Estado do Paraná, Brasil. O número entre parênteses corresponde à classificação decrescente de ambos. NA representa a ausência da espécie no censo do ano correspondente e – quando todos os indivíduos da espécie apresentaram DAP inferior ao necessário para o cálculo da biomassa. O asterisco indica a utilização da densidade média da madeira do gênero (*) e da família (**) para aquela espécie. **Continua.**

		2022					
Família	Espécie	Nome popular	Origem	Grupo sucessional	d	ind./ha	BAS
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss	-	NPL	NP	0,47	13 (27°)	0,04 (39°)
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	-	NPL	NP	0,48	2 (55°)	-
Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	-	NPL	NP	0,65*	2 (55°)	-
Meliaceae	<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	-	NPL	NP	0,65*	2 (55°)	-
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	-	NPL	NP	0,49	25 (15°)	0,10 (36°)
Moraceae	<i>Ficus eximia</i> Schott	Figueira-brava	PL	NP	0,41	9 (35°)	0,36 (23°)
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Figueira-branca	PL	NP	0,41*	11 (30°)	0,23 (29°)
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	Amora-branca	PL	NP	0,53	30 (12°)	0,99 (14°)
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.	-	NPL	NP	0,76*	2 (55°)	-
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	Goiabeira	NPL	exótica	0,5	7 (38°)	0,01 (44°)
Nyctagenaceae	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	Primavera	PL	NP	0,34	14 (23°)	0,35 (22°)
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Pau-d'alho	PL	NP	0,49	18 (19°)	0,63 (18°)
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca dioica</i> L.	Cebolão	PL	NP	0,21	7 (38°)	0,27 (24°)
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	-	NPL	P	0,39*	4 (46°)	-
Piperaceae	<i>Piper hispidum</i> Sw.	-	NPL	P	0,39*	27 (13°)	-
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Capororoca	NPL	P	0,59	4 (46°)	-
Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i> A.Cunn. ex R.Br.	-	NPL	exótica	0,53*	2 (55°)	-
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Sobrasil	PL	NP	0,61	17 (21°)	0,66 (16°)

Apêndice A - Total de espécies encontradas em 2010, 2017 e 2022, classificadas quanto a origem (Plantada - P e Não plantada - NP), quanto ao grupo sucessional (Pioneira – P; Não pioneira – NP e exótica), com suas respectivas densidades da madeira (d, em g/cm³) densidade de indivíduos (ind./ha) e biomassas (BAS, em Mg/ha) nos reflorestamentos estudados em ambientes de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Estado do Paraná, Brasil. O número entre parênteses corresponde à classificação decrescente de ambos. NA representa a ausência da espécie no censo do ano correspondente e – quando todos os indivíduos da espécie apresentaram DAP inferior ao necessário para o cálculo da biomassa. O asterisco indica a utilização da densidade média da madeira do gênero (*) e da família (**) para aquela espécie.

Família	Espécie	Nome popular	Origem	Grupo sucessional	2022		
					d	ind./ha	BAS
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Cafézinho	NPL	P	0,82**	2 (55°)	-
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Ameixa-amarela	NPL	exótica	0,88	4 (46°)	-
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-bravo	PL	NP	0,61	2 (55°)	-
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Arbusto-café	NPL	NP	0,52*	4 (46°)	-
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-porca	NPL	NP	0,48	10 (31°)	-
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	-	NPL	NP	0,67	12 (28°)	-
Salicaceae	<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	Espinho-de-judeu	NPL	NP	0,61*	2 (55°)	-
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Vacum	PL	NP	0,51	2 (55°)	-
Solanaceae	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	Cestrum	PL	P	0,5**	5 (44°)	-
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	-	NPL	P	0,41*	12 (28°)	-
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Fumo-bravo	PL	P	0,41*	NA	NA
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathlge	Embaúba-vermelha	PL	P	0,41*	14 (23°)	0,24 (26°)
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba-branca	PL	P	0,41*	159 (4°)	0,43 (21°)
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	PL	P	0,36	55 (10°)	7,04 (3°)
Verbenaceae	<i>Lantana sp.</i>	Lantana	NPL	P	0,63**	3 (54°)	-

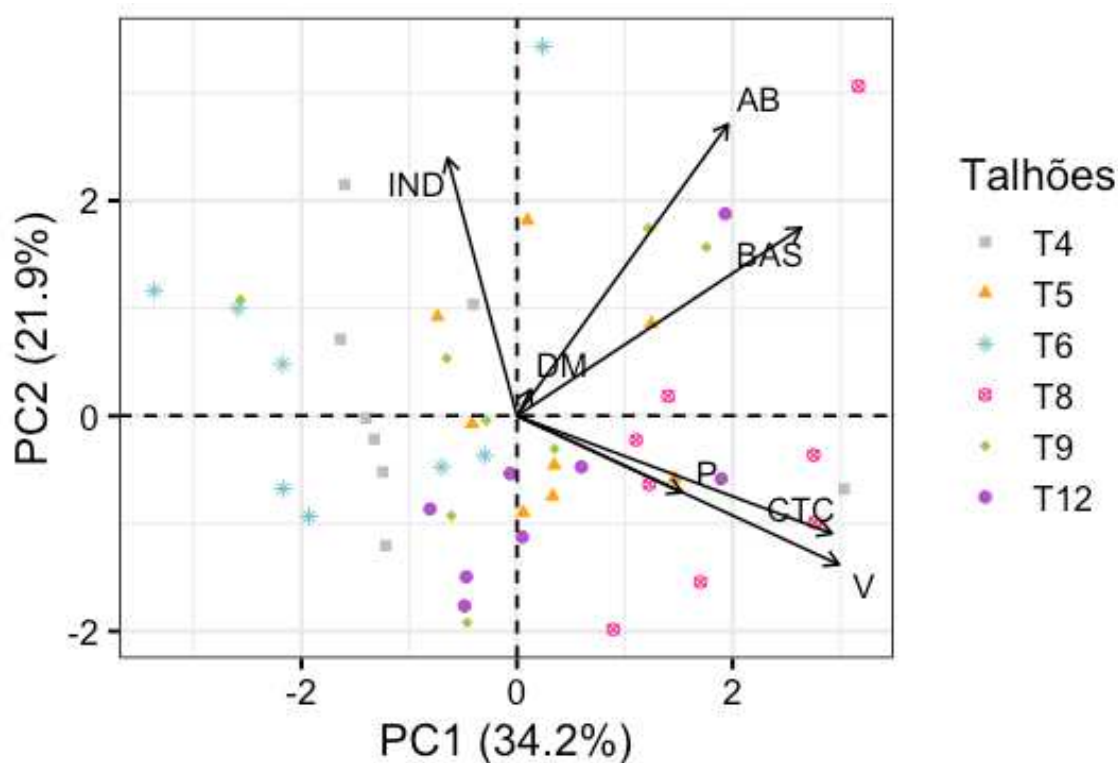
Apêndice B – Fertilidade do solo nos talhões de reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil, para o censo de 2022, dada pela concentração de A) Fósforo (P – mg/dm³) (ppm); B) Capacidade de troca catiônica (CTC – cmol/dm³) e C) Saturação de bases (V%). As barras pretas representam o erro padrão. O valor de p refere-se à ANOVA de medidas repetidas acompanhado do código de significância “*”, enquanto as letras nas colunas referem-se aos resultados do teste de Tukey, os quais estão representados por letras distintas quando constatado diferença entre os anos.



Apêndice C – Análise química do solo dos reflorestamentos estudados, realizada pela ITL Laboratórios, em Londrina – PR. Reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil. Solos do tipo Latossolo Vermelho Eutroférico e Nitossolo Vermelho Eutroférico

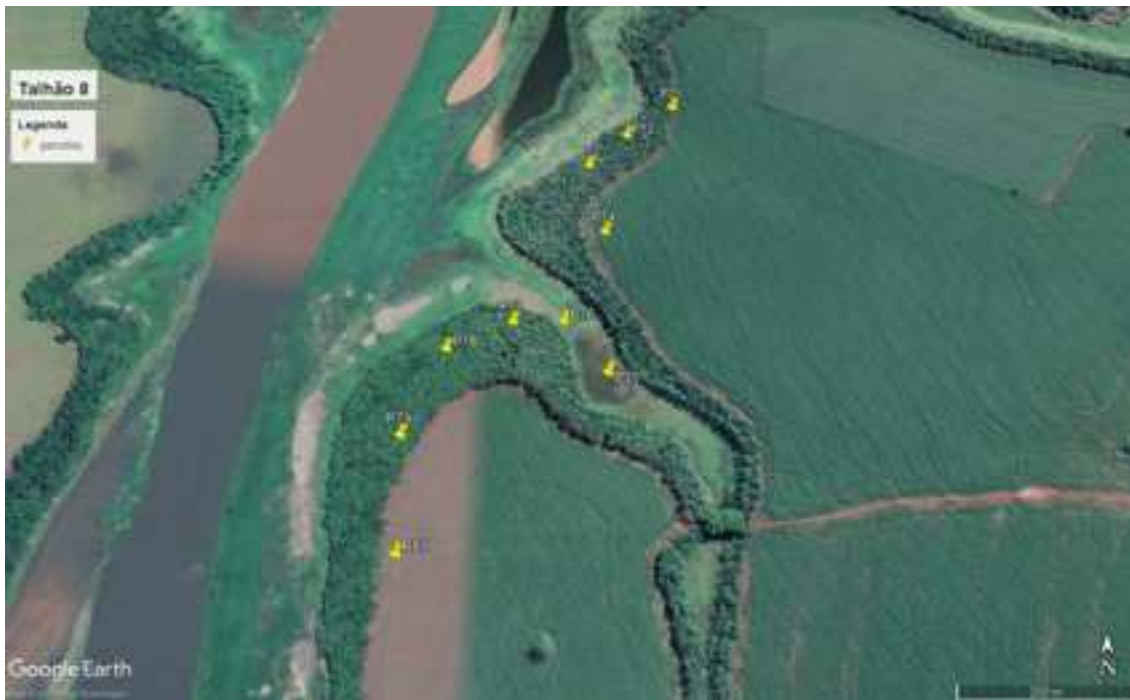
Talhões	T4	T5	T6	T8	T9	T12
P (mg/dm³)	14,47	6,77	5,79	9,43	10,56	7,24
C (g/dm³)	22,01	18,23	27,15	26,65	21,91	20,82
NT (g/dm³)	1,89	1,57	2,34	2,29	1,88	1,79
pH em CaCl₂	6,57	6,10	6,34	6,22	6,38	5,89
Al (cmol/dm³)	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
MOT (g/dm³)	37,85	31,36	46,70	45,83	37,68	35,82
H+Al (cmol/dm³)	2,99	3,04	3,37	3,01	2,55	3,83
Ca (cmol/dm³)	8,61	6,35	13,24	8,79	7,77	6,49
Mg (cmol/dm³)	1,10	0,48	0,82	0,64	0,63	1,50
K (cmol/dm³)	0,59	0,36	0,99	0,57	0,43	0,57
CTC efetiva (cmol/dm³)	10,32	7,22	15,07	10,03	8,86	8,59
V (%)	77,19	69,58	81,52	76,46	77,47	68,59

Apêndice D – Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis densidade de indivíduos (IND), biomassa acima do solo (BAS), área basal (AB), densidade média da madeira (DM) e a fertilidade do solo dada por capacidade de troca catiônica (CTC), saturação de bases (V%) e fósforo (P) entre os talhões de reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil.



Apêndice E – Locais e distribuição das parcelas permanentes nos talhões de reflorestamento de Floresta Estacional Semidecidual no Norte do Paraná, Brasil.







Apêndice F – Identificação dos talhões em reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil. Nome de cada área, seguido pelo código de identificação de talhão utilizado pela concessionária e coordenadas geográficas no sistema UTM, zona 22, datum WGS84. Código inexistente para o Talhão 12. **Continua.**

Talhão	Parcela	Área	Código	UTM 22 K - X	UTM 22 K - Y
T4	P31	Faz. Santa Helena	SE_0004	506261	7459028
T4	P32	Faz. Santa Helena	SE_0004	506126	7459114
T4	P33	Faz. Santa Helena	SE_0004	506124	7459275
T4	P34	Faz. Santa Helena	SE_0004	506296	7459515
T4	P35	Faz. Santa Helena	SE_0004	506214	7459638
T4	P36	Faz. Santa Helena	SE_0004	506265	7459754
T4	P37	Faz. Santa Helena	SE_0004	506278	7459838
T4	P38	Faz. Santa Helena	SE_0004	506298	7459895
T4	P39	Faz. Santa Helena	SE_0004	506328	7459965
T4	P40	Faz. Santa Helena	SE_0004	506327	7460036
T5	P41	Ilha Seca	SE_0006	507352	7463955
T5	P42	Ilha Seca	SE_0006	507278	7464131
T5	P43	Ilha Seca	SE_0006	507267	7464237
T5	P44	Ilha Seca	SE_0006	507301	7464366
T5	P45	Ilha Seca	SE_0006	507306	7464475
T5	P46	Ilha Seca	SE_0006	507467	7464567
T5	P47	Ilha Seca	SE_0006	507600	7464603
T5	P48	Ilha Seca	SE_0006	507685	7464622
T5	P49	Ilha Seca	SE_0006	507902	7464614
T5	P50	Ilha Seca	SE_0006	507539	7463936
T6	P52	Faz. Alvorada	AL_0073_B	480273	7475664
T6	P53	Faz. Alvorada	AL_0073_B	480170	7475777
T6	P54	Faz. Alvorada	AL_0073_B	480101	7475800
T6	P55	Faz. Alvorada	AL_0073_B	480085	7475846
T6	P56	Faz. Alvorada	AL_0073_B	480076	7475894
T6	P57	Faz. Alvorada	AL_0073_B	480084	7476061
T6	P58	Faz. Alvorada	AL_0073_B	480076	7476106
T6	P59	Faz. Alvorada	AL_0073_B	480073	7476148
T6	P60	Faz. Alvorada	AL_0073_B	480046	7476235
T8	P71	Faz. Alvorada	AL_0073_B	502736	7447665
T8	P72	Faz. Rancho Alegre	RA_0034	502661	7447607

Apêndice F – Identificação dos talhões em reflorestamentos de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil. Nome de cada área, seguido pelo código de identificação de talhão utilizado pela concessionária e coordenadas geográficas no sistema UTM, zona 22, datum WGS84. Código inexistente para o Talhão 12.

T8	P73	Faz. Rancho Alegre	RA_0035	502600	7447545
T8	P74	Faz. Rancho Alegre	RA_0036	502622	7447414
T8	P75	Faz. Rancho Alegre	RA_0037	502622	7447178
T8	P76	Faz. Rancho Alegre	RA_0038	502561	7447261
T8	P77	Faz. Rancho Alegre	RA_0039	502488	7447260
T8	P78	Faz. Rancho Alegre	RA_0040	502396	7447217
T8	P79	Faz. Rancho Alegre	RA_0041	502343	7447084
T8	P80	Faz. Rancho Alegre	RA_0042	502351	7446921
T9	P81	Faz. Cachoeira	SO_0001	504998	7459766
T9	P82	Faz. Cachoeira	SO_0001	505088	7459632
T9	P83	Faz. Cachoeira	SO_0001	505110	7459536
T9	P84	Faz. Cachoeira	SO_0001	505144	7459432
T9	P85	Faz. Cachoeira	SO_0001	505144	7459330
T9	P86	Faz. Cachoeira	SO_0001	504751	7459780
T9	P87	Faz. Cachoeira	SO_0001	504633	7459791
T9	P88	Faz. Cachoeira	SO_0001	504527	7459788
T9	P89	Faz. Cachoeira	SO_0001	504467	7459779
T9	P90	Faz. Cachoeira	SO_0001	504264	7459693
T12	P111	Paranatur	-	500152	7471796
T12	P112	Paranatur	-	500111	7471831
T12	P113	Paranatur	-	500059	7471875
T12	P114	Paranatur	-	500009	7471950
T12	P115	Paranatur	-	500214	7471714
T12	P116	Paranatur	-	500279	7471683
T12	P118	Paranatur	-	500310	7471510
T12	P119	Paranatur	-	500268	7471411
T12	P120	Paranatur	-	500230	7471291