

DINÂMICA DO CARBONO E DOS NUTRIENTES NO SOLO E NA
SERAPILHEIRA EM UMA CRONOSSEQUÊNCIA DE PLANTIOS
RESTAURADAS DA MATA ATLÂNTICA

MARIANA ALVES FAITANIN

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE
DARCY RIBEIRO

CAMPOS DOS GOYTACAZES
JANEIRO 2026

DINÂMICA DO CARBONO E DOS NUTRIENTES NO SOLO E NA
SERAPILHEIRA EM UMA CRONOSSEQUÊNCIA DE PLANTIOS
RESTAURADAS DA MATA ATLÂNTICA

MARIANA ALVES FAITANIN

Tese apresentada ao Centro de
Biociências e Biotecnologia da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro como
parte das exigências para a
obtenção do título de Doutor em
Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Dr^a Dora Maria Villela (LCA/UENF)
Co-orientador: Dr. Carlos Eduardo de Rezende (LCA/UENF)

CAMPOS DOS GOYTACAZES
JANEIRO 2026

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

F174

Faitanin, Mariana Alves.

DINÂMICA DO CARBONO E DOS NUTRIENTES NO SOLO E NA SERAPILHEIRA EM UMA
CRONOSSEQUÊNCIA DE ÁREAS RESTAURADAS DA MATA ATLÂNTICA / Mariana Alves Faitanin.
- Campos dos Goytacazes, RJ, 2026.

246 f. : il.
Inclui bibliografia.

Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2026.

Orientadora: Dora Maria Villela Jose.
Coorientador: Carlos Eduardo de Rezende.

1. Ciclagem de nutriente. 2. Isótopos estáveis. 3. Restauração Florestal . 4. Mata Atlântica.
I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

DINÂMICA DO CARBONO E DOS NUTRIENTES NO SOLO E NA SERAPILHEIRA EM UMA CRONOSSEQUÊNCIA DE PLANTIOS RESTAURADAS DA MATA ATLÂNTICA

MARIANA ALVES FAITANIN

Tese apresentada ao Centro de
Biociências e Biotecnologia da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro como
parte das exigências para a
obtenção do título de Doutor em
Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 23 de janeiro de 2026

Comissão Examinadora:

 Documento assinado digitalmente
CLAUDIO ROBERTO MARCIANO
Data: 22/04/2026 09:31:01-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Cláudio Roberto Marciano (Membro Interno)
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF)

 Documento assinado digitalmente
LUIZ DRUDE DE LACERDA
Data: 23/04/2026 12:01:35-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Luiz Drude de Lacerda (Membro Externo)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

 Documento assinado digitalmente
LUIZ FERNANDO DUARTE DE MORAES
Data: 21/04/2026 20:10:08-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Luiz Fernando Duarte de Moraes (Membro Externo)
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA)

 Documento assinado digitalmente
DORA MARIA VILLELA JOSE
Data: 20/04/2026 12:42:08-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr^a. Dora Maria Villela (Orientadora)
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

 Documento assinado digitalmente
CARLOS EDUARDO DE REZENDE
Data: 20/04/2026 14:19:58-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Carlos Eduardo de Rezende (Co-orientador)
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

“Persistir é continuar medindo o invisível quando os resultados ainda não respondem.”

(Autor desconhecido)

“A pós-graduação é uma jornada de reconstrução: de ideias, de sonhos, de falhas e sucessos que se transformam em aprendizado contínuo.”

(Autor desconhecido)

“Há felicidade em perceber que estamos nos tornando maiores do que éramos quando começamos.”

(Autor desconhecido)

AGRADECIMENTOS

A realização desta tese representa muito mais do que a conclusão de uma etapa acadêmica; ela simboliza um percurso longo, intenso e profundamente transformador. Por isso, sua concretização só foi possível graças ao apoio, à colaboração e ao afeto de muitas pessoas e instituições, às quais expresso minha sincera gratidão.

Agradeço, primeiramente, à minha orientadora Dr^a. Dora Maria Villela e ao meu co-orientador Dr. Carlos Eduardo de Rezende, pela confiança, pela orientação, pelo incentivo constante e pela autonomia científica. Sua dedicação e rigor acadêmico foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho e para minha formação como pesquisadora.

Aos membros da banca examinadora, agradeço pela disponibilidade, pelas contribuições valiosas e pela leitura atenta deste trabalho. Suas considerações certamente enriqueceram a qualidade científica da tese e ampliaram minhas perspectivas acadêmicas.

Agradeço às instituições que viabilizaram a realização deste estudo, em especial ao Laboratório de Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais pelo suporte laboratorial e logístico ao longo do doutorado.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado, fundamental para a realização desta pesquisa e para minha dedicação integral às atividades acadêmicas ao longo do curso.

À Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD), à Reserva Biológica Poço das Antas e ao ICMBio, agradeço a autorização, apoio logístico e confiança na realização das atividades de campo. Aos proprietários dos plantios de estudo e a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para o acesso e manutenção dos plantios de pesquisa, deixo meu reconhecimento. Em especial, agradeço aos funcionários das fazendas, que sempre facilitaram nossa entrada nos plantios, sem qualquer impedimento, e nos receberam com cordialidade, respeito e grande disposição para colaborar ao longo de todo o trabalho de campo.

Agradeço aos técnicos laboratório de ciências ambientais (LCA/CBB) Gerson Rocha da Purificação, José Vanderley do Nascimento Degel, Alcemir Cerqueira Vieira e ao Dr. Marcelo Gomes de Almeida pelo apoio fundamental nas atividades laboratoriais, pela disponibilidade, atenção e auxílio ao longo das etapas de preparo e análise das amostras.

Aos colegas do laboratório (Roberto da Costa Jr. e Carol Pessanha da Silva) e do grupo de pesquisa “Eco veg”, agradeço pela convivência, pelas trocas de conhecimento, pelas discussões científicas e pelo apoio nos momentos de dúvida e cansaço. Em especial, agradeço a todos que contribuíram com coletas de campo, análises laboratoriais, organização de dados e revisões, tornando este trabalho possível.

À Bianca Nunes dos Reis, agradeço imensamente pela amizade, parceria científica, pela generosidade na troca de dados, ideias e aprendizados e, sobretudo, pelo companheirismo ao longo de todo este percurso. Sua presença, apoio e sensibilidade tornaram o caminho mais leve e fortaleceram não apenas a construção deste trabalho, mas também minha trajetória acadêmica e pessoal.

À Bruna Tavares e ao Igor Santiago Broggio, agradeço pela amizade sincera, pela parceria ao longo desta jornada e pelo apoio constante nos momentos mais desafiadores. A convivência, as trocas e o incentivo de vocês foram fundamentais para tornar esse percurso mais humano, leve e significativo.

À Larissa Paiva, agradeço todo o apoio, carinho e presença constante ao longo desta caminhada. Seu cuidado, compreensão e força foram essenciais para que eu segua adiante, sendo meu porto seguro nos momentos mais desafiadores.

À minha família, deixo meu agradecimento mais profundo. Obrigada pelo amor incondicional, pela paciência, pelo apoio irrestrito e por acreditarem em mim mesmo nos momentos em que eu mesma duvidei. Vocês foram a base que sustentou cada passo desta caminhada. Pai e mãe, amo vocês!

Por fim, agradeço a mim mesma, pela persistência, pela coragem de seguir adiante mesmo diante das incertezas, pelo esforço diário e pela resiliência ao longo de todos esses anos. Que esta tese represente não apenas um fim, mas o início de novos caminhos.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	xi
LISTA DE FIGURAS	xiv
RESUMO	xix
APRESENTAÇÃO DA TESE	xxi
CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.1. <i>Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais</i>	2
1.2. <i>Isótopos estáveis como ferramenta no entendimento da ciclagem</i>	6
1.3. <i>Ciclagem de nutrientes e isótopos estáveis como ferramenta nos estudos de restauração florestal</i>	10
1.4. <i>Objetivos</i>	13
1.5. REFERÊNCIAS	15
CAPÍTULO 2: ÁREA DE ESTUDO: APA DO RIO SÃO JOÃO/MICO LEÃO DOURADO	33
2.1. <i>APA do Rio São João e Rebio Poço das Antas</i>	34
2.2. <i>Plantios selecionadas</i>	37
2.3. REFERÊNCIAS	40
CAPÍTULO 3: EFFECTS OF A RESTORATION CHRONO-SEQUENCE ON SOIL ELEMENTAL AND ISOTOPIC CARBON AND NITROGEN IN THE ATLANTIC FOREST	43
3.1. INTRODUCTION	45
3.2. METHODOLOGY	48
3.2.1. <i>Study area</i>	48
3.2.2. <i>Experimental Design</i>	50
3.2.3. <i>Soil sampling</i>	51
3.2.4. <i>Physical, Chemical and Isotopic Analyses</i>	51
3.2.5. <i>Carbon and Nitrogen Stock Estimation</i>	53
3.2.6. <i>Data analysis</i>	53
3.3. RESULT	54
3.3.1. <i>Soil edaphic conditions</i>	54
3.3.2. <i>Soil Carbon and Nitrogen Elemental Concentration</i>	55
3.3.3. <i>Carbon and Nitrogen Stocks in the 0–30 and 0-100 cm Soil Layer</i>	56
3.3.4. <i>$\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in Soil (0–30 cm)</i>	57
3.3.5. <i>Influence of Edaphic and Vegetative Variables on Soil C and N Dynamics</i>	59

3.4. DISCUSSION	61
3.5. CONCLUSION.....	65
3.6. ACKNOWLEDGEMENTS	66
3.7. REFERENCE.....	66
3.8. APÊNDICE - SUPPLEMENTARY MATERIAL	76
CAPÍTULO 4: EFEITO DA IDADE DO PLANTIO NA COMPOSIÇÃO E ESTOQUE DOS MACROS E MICRONUTRIENTES NO SOLO EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA MATA ATLÂNTICA	79
4.1. INTRODUÇÃO	81
4.2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	82
4.2.1. <i>Área de estudo e delineamento amostral</i>	82
4.2.2. <i>Parâmetros da vegetação</i>	82
4.2.3. <i>Análises Físicas e Químicas dos solos.....</i>	83
4.2.4. <i>ANÁLISE DE DADOS.....</i>	84
4.3. RESULTADOS	86
4.3.1. <i>Resposta da concentração e do estoque de macronutrientes e micronutrientes à idade dos plantios</i>	86
4.3.2. <i>Relação entre a concentração dos macros e micronutrientes nas diferentes profundidades do solo.....</i>	89
4.4. DISCUSSÃO.....	117
4.5. CONCLUSÃO.....	123
4.6. REFERÊNCIAS	125
CAPÍTULO 5: PRODUÇÃO E APORTE DE NUTRIENTES VIA SERAPILHEIRA EM PLANTIOS RESTAURADORES COM DIFERENTES IDADES	133
5.1. INTRODUÇÃO	134
5.2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	136
5.2.1. <i>Plantio de estudo e delineamento amostral</i>	136
5.2.2. <i>Parâmetros da vegetação</i>	136
5.2.3. <i>Variáveis ambientais</i>	136
5.2.4. <i>Delineamento amostral</i>	137
5.2.5. <i>Análises químicas do material vegetal.....</i>	137
5.2.6. <i>Análise de dados</i>	138
5.3. RESULTADOS	141
5.3.1. <i>Produção mensal da serapilheira</i>	141

5.3.2.	<i>Influência das variáveis ambientais e estrutura da comunidade na produção de serapilheira.....</i>	148
5.3.3.	<i>Variação espacial da concentração de nutrientes</i>	155
5.3.4.	<i>Variação temporal das concentrações de nutrientes</i>	160
5.3.5.	<i>Aporte dos nutrientes na serapilheira.....</i>	176
5.4.	DISCUSSÃO.....	199
5.5.	CONCLUSÃO.....	203
5.6.	REFERÊNCIAS.....	205
5.7.	ANEXO.....	210
CAPÍTULO 6: CONSIDERAÇÕES FINAIS.....		222

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2

Tabela 1 - Caracterização dos plantios de mata atlântica em restauração na APA Rio São João, RJ, utilizados no presente estudo, apresentando o ano de estabelecimento do plantio (Ano), áreas de plantio (área - há), espaçamento entre as mudas (Espaçamento - m), topografia, elevação do terreno a nível do mar (Elevação - m), riqueza de espécies plantadas, coordenadas geográficas e localização. Adaptação de Reis, 2019; EMBRAPA, 2020. 39

CAPÍTULO 3

Table 1 - Physical and chemical properties of the soil at 0–30 cm depth across different plantation ages (7, 8, 12, 13, and 17 years) in restoration areas. Abbreviations: Sand (%); Clay (%); Silt (%) (n=1/ plantation); pH (hydrogen ion concentration) (n=4/ plantation); BD – soil bulk density (g cm^{-3}) (n=4/ plantation); Av. – Average; SD – Standard Deviation. Note: Averages followed by different letters indicate significant differences between plantations per depth ($p < 0.05$, via LMM). 54

Table 2 - Characterization of the forest restoration areas included in the study, with information on the planting year, planting size (ha), soil type, and structural attributes of natural regeneration (DAP ≥ 5 cm) and seedlings (DAP ≥ 5 cm). For each area, the absolute density (AD) of individuals per hectare, basal area (BA, $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), Species richness. Geographic coordinates refer to the approximate center of each planting. Soil types follow the Brazilian classification (EMBRAPA). Site abbreviations: VEND — Vendaval Farm; REN — Renascença Farm; AFE — Afetiva II Farm; ESJ — São João Estância; FBB — Búfalo Branco Farm; FNZ — Nazaré Farm; FSJ — São João Farm. Embrapa. 2020 77

Table 3 - Pearson correlation coefficients (r), p -values, and sample size (n) relating to the relationship between C and N stocks in the soil surface (0-5cm) with litterfall C and N input in the studied system. Note: Negative r values indicate an inverse correlation, while p represents the level of statistical significance. 78

Table 4 - Summary of the results of the Linear Mixed Model (LMM) for C and N stocks. The values include the regression coefficient (β) with standard error (SE), t -statistic, and associated p -value for each response variable. The data correspond to 7 samples analyzed for each element. 78

CAPÍTULO 4

Tabela 1 - Concentrações médias ($\pm$ desvio padrão) de macronutrientes (K, Ca, Mg, P) e micronutrientes (Mn, Fe) no solo (0–30 cm) em diferentes idades de plantios florestais (em anos). 88

Tabela 2 - Estoques ($\pm$ desvio padrão) de macronutrientes (K, Ca, Mg, P) e micronutrientes (Mn, Fe) no solo (0–30 cm) em diferentes idades de plantios florestais (em anos). 88

Tabela 3-Estimativas dos efeitos fixos do modelo linear misto para a concentração de Ca, considerando os plantios de estudo e as camadas de profundidade do solo (0-30 cm). O intercepto representa a condição de referência (FNZ e camada superficial do solo, 0–5 cm). Os coeficientes negativos indicam redução da variável resposta em relação à referência. Níveis de significância: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$. A coluna df corresponde *degrees of freedom* (graus de liberdade). Em modelos mistos, esses valores podem aparecer como números decimais devido ao método de aproximação utilizado. 91

Tabela 4- Estimativas dos efeitos fixos do modelo linear misto para a concentração de Mg, considerando os plantios de estudo e as camadas de profundidade do solo (0-30 cm). O intercepto representa a condição de referência (FNZ e camada superficial do solo, 0–5 cm). Os coeficientes negativos indicam redução da variável resposta em relação à referência. Níveis de significância: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$. A coluna df corresponde *degrees of freedom* (graus de liberdade). Em modelos mistos, esses valores podem aparecer como números decimais devido ao método de aproximação utilizado. 93

Tabela 5 - Estimativas dos efeitos fixos do modelo linear misto para a concentração de P, considerando as áreas de estudo e as camadas de profundidade do solo (0-30 cm). O intercepto

representa a condição de referência (FNZ e camada superficial do solo, 0–5 cm). Os coeficientes negativos indicam redução da variável resposta em relação à referência. Níveis de significância: *p < 0,05, **p < 0,01, ***p < 0,001. A coluna df corresponde <i>degrees of freedom</i> (graus de liberdade). Em modelos mistos, esses valores podem aparecer como números decimais devido ao método de aproximação utilizado.	95
Tabela 6 - Médias marginais estimadas (EMMeans) da concentração de P (mg dm ³) por plantio de estudo, obtidas a partir do modelo linear misto. São apresentados o erro padrão (SE) e os intervalos de confiança de 95% (lower.CL e upper.CL). A coluna df corresponde <i>degrees of freedom</i> (graus de liberdade). Em modelos mistos, esses valores podem aparecer como números decimais devido ao método de aproximação utilizado. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas entre os plantios, com base no teste de comparações múltiplas de Tukey (p < 0,05).	95
Tabela 7 - Estimativas dos efeitos fixos do modelo linear misto para a concentração de Fe (mg dm ³), considerando os plantios de estudo e as camadas de profundidade do solo (0-30 cm). O intercepto representa a condição de referência (FNZ e camada superficial do solo, 0–5 cm). Os coeficientes negativos indicam redução da variável resposta em relação à referência. Níveis de significância: *p < 0,05 (), **p < 0,01 (), ***p < 0,001 ().	98
Tabela 8 - Médias marginais estimadas (EMMeans) da concentração de Fe (mg dm ³) por plantio de estudo, obtidas a partir do modelo linear misto. São apresentados o erro padrão (SE) e os intervalos de confiança de 95% (lower.CL e upper.CL). A coluna df corresponde <i>degrees of freedom</i> (graus de liberdade). Em modelos mistos, esses valores podem aparecer como números decimais devido ao método de aproximação utilizado. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas entre os plantios, com base no teste de comparações múltiplas de Tukey (p < 0,05).	98
Tabela 9 - Médias marginais estimadas (EMMeans) da concentração de Mn (mg dm ³) por plantio de estudo, obtidas a partir do modelo linear misto. São apresentados o erro padrão (SE) e os intervalos de confiança de 95% (lower.CL e upper.CL). A coluna df corresponde <i>degrees of freedom</i> (graus de liberdade). Em modelos mistos, esses valores podem aparecer como números decimais devido ao método de aproximação utilizado. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas entre os plantios, com base no teste de comparações múltiplas de Tukey (p < 0,05).	100
Tabela 10 - Estimativas dos efeitos fixos do modelo linear misto para a concentração de Fe (mg dm ³), considerando os plantios de estudo e as camadas de profundidade do solo (0-30 cm). O intercepto representa a condição de referência (FNZ e camada superficial do solo, 0–5 cm). Os coeficientes negativos indicam redução da variável resposta em relação à referência. Níveis de significância: *p < 0,05 (), **p < 0,01 (), ***p < 0,001 (). A coluna df corresponde <i>degrees of freedom</i> (graus de liberdade). Em modelos mistos, esses valores podem aparecer como números decimais devido ao método de aproximação utilizado.	100
Tabela 11 - Cargas canônicas das variáveis de concentração e estoque dos nutrientes nos dois primeiros eixos canônicos (Can1 e Can2), obtidas por meio da Análise de Discriminação Canônica. Os valores representam correlações entre as variáveis originais e os eixos canônicos, indicando a contribuição de cada nutriente para a separação multivariada entre os grupos avaliados.	115

CAPÍTULO 5

Tabela 1 - Produção anual de serapilheira (Mg ha ⁻¹) nas diferentes frações (folha, galho, material reprodutivo e resto) em uma cronosequência de sete plantios em restauração florestal. O valor total é referente a soma dos dados brutos das frações. Letras diferentes na mesma coluna indicam diferenças estatisticamente significativas entre as idades do plantio (p < 0,05), conforme comparações pós-hoc ajustadas de Tukey.	141
Tabela 2 - A tabela apresenta os resultados de uma Análise de Variância (ANOVA) realizada sobre os efeitos fixos de um Modelo Linear Misto (LMM) para avaliar a variação da concentração de seis nutrientes da serapilheira.	156

Tabela 3 - Concentração (g/kg) média ($\pm$ desvio padrão) de carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P), cálcio (Ca), potássio (K) e magnésio (Mg) nas frações de serapilheira (folha, galho e material reprodutivo) em diferentes idades de plantio em plantios de restauração florestal.....	158
Tabela 4 - Correlação entre variáveis ambientais e a ordenação das concentrações de nutrientes (C, N, P, K, Ca, Mg) da serapilheira por fração, com base na Análise de Redundância (RDA)	175
Tabela 5 - Estoques médios de nutrientes (kg ha^{-1}) na serapilheira (frações: folha, galho e material reprodutivo) em plantios de diferentes idades (7, 8, 12, 13 e 17 anos) localizados na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado – RJ. As letras são o resultado de testes post-hoc, como o Teste de Tukey.....	179
Tabela 6 - Força e direção da correlação entre as variáveis ambientais (precipitação e temperatura), estruturais da comunidade (riqueza, plantio basal e biomassa acima do solo) e características do solo (densidade aparente e granulometria) e os eixos canônicos RDA1 e RDA2, para cada fração da serapilheira. A coluna “Força” representa o comprimento do vetor no espaço de ordenação, indicando o grau de associação de cada nutriente com o modelo de RDA. As colunas “cor_RDA1” e “cor_RDA2” mostram a correlação de cada nutriente com os eixos RDA1 e RDA2, respectivamente. Valores mais próximos de 1 ou -1 indicam forte alinhamento com o respectivo eixo, enquanto valores próximos de 0 indicam baixa correlação. Os dados estão organizados por fração (folha, galho e material reprodutivo).....	196
Tabela 7 - Força e direção da correlação entre os estoques de nutrientes (C, N, P, K, Ca, Mg) e os eixos canônicos RDA1 e RDA2, para cada fração da serapilheira. A coluna “Força” representa o comprimento do vetor no espaço de ordenação, indicando o grau de associação de cada nutriente com o modelo de RDA. As colunas “cor_RDA1” e “cor_RDA2” mostram a correlação de cada nutriente com os eixos RDA1 e RDA2, respectivamente. Valores mais próximos de 1 ou -1 indicam forte alinhamento com o respectivo eixo, enquanto valores próximos de 0 indicam baixa correlação. Os dados estão organizados por fração (folha, galho e material reprodutivo).	198

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

- Figura 1** - Mapa com a localização dos fragmentos florestais em restauração ativa na APA do Rio São João - RJ. Fonte: Associação Mico Leão Dourado. 34
- Figura 2** - Precipitação anual total e temperatura máxima e mínima para os anos de 2001 a 2018. Rebio União. Linha verde – média de pluviosidade entre os anos. Fonte: Associação Mico Leão Dourado (AMLD); Instituto Nacional Meteorológico (INMET); REIS, 2019. 36
- Figura 3** - Precipitação pluviométrica (mm) e temperatura média anual (°C) da Rebio União (2001 – 2018) Fonte: Associação Mico Leão Dourado (AMLD); Instituto Nacional Meteorológico (INMET); REIS, 2019. 37

CAPÍTULO 3

- Figure 1-** Location of the Golden Lion Tamarin Environmental Protection Area, in the São João River basin, in the state of Rio de Janeiro, Brazil. The upper panel illustrates the location of the APA in the context of the country (left) and the state (right). The central panel details the boundaries of the APA (black line), the forest fragments (light green areas), the Conservation Units and Protected Environmental Areas (dark green areas), and the area under reforestation (red numbers). The lower panel details each plantation (orange). 49
- Figure 2-** Carbon (g kg^{-1}) and nitrogen (g kg^{-1}), and elemental C: N ratio (mass ratio) in soil profiles (0-30 cm) at forest restoration areas of different ages (7, 8, 12, 13, and 17 years). Lines connect the mean values of the plots at each depth. Colors indicate the age of the plantations, and symbols represent the different sites (AFE, ESJ, FBB, FNZ, FSJ, REN, and VEND). Horizontal error bars indicate the standard deviation between plots within each area. 56
- Figure 3** - Carbon and nitrogen stocks (Mg ha^{-1}) in the soil at depths 0 -30 (upper) and 0 -100 (lower) cm and plantation ages (7, 8, 12, 13, 17 years). The semi-transparent horizontal bars correspond to the standard deviation (SD), indicating the variability between plots. The color of the lines represents the plantation age, and the symbols represent the plantations (sites). 57
- Figure 4-** Soil profiles (0–30 cm) for $\delta^{13}\text{C}$ (left panel) and $\delta^{15}\text{N}$ (right panel) of pasture near forest restoration areas with different ages (7, 8, 12, 13 and 17 years). The lines connect the averages of the plots by depth, while the symbols represent the different study sites (AFE, FBB, FNZ, FSJ, REN and VEND). 78

CAPÍTULO 4

- Figura 1** - Variação da concentração de potássio no solo (K , cmol/dm^3) ao longo de diferentes profundidades (0–5, 5–10, 10–20 e 20–30 cm) em plantios com diferentes idades de plantio com 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo) anos. As caixas representam a distribuição dos dados por camada de solo, e as letras indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades dentro de cada idade de plantio ($p < 0,05$; teste de comparações múltiplas). 90
- Figura 2** - Variação da concentração de cálcio no solo (Ca , cmol/kg) ao longo de diferentes profundidades (0–5, 5–10, 10–20 e 20–30 cm) em plantios com diferentes idades de plantio 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo). As caixas representam a distribuição dos dados por camada de solo, e as letras indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades dentro de cada idade de plantio ($p < 0,05$; teste de comparações múltiplas). 92
- Figura 3** - Variação da concentração de magnésio no solo (Mg , cmol/kg) ao longo de diferentes profundidades (0–5, 5–10, 10–20 e 20–30 cm) em plantios com diferentes idades de plantio 7

(vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo). As caixas representam a distribuição dos dados por camada de solo, e as letras indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades dentro de cada idade de plantio ($p < 0,05$; teste de comparações múltiplas).	94
Figura 4 - Variação da concentração de fósforo no solo (P, mg dm ³) ao longo de diferentes profundidades (0–5, 5–10, 10–20 e 20–30 cm) em plantios com diferentes idades de plantio 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo). As caixas representam a distribuição dos dados por camada de solo, e as letras indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades dentro de cada idade de plantio ($p < 0,05$; teste de comparações múltiplas).	97
Figura 5 - Variação da concentração de ferro no solo (Fe, mg/kg) ao longo de diferentes profundidades do solo em plantios com diferentes idades de plantio 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo). As letras indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades dentro de cada idade de plantio ($p < 0,05$; teste de comparações múltiplas).	99
Figura 6 - Variação da concentração de manganês no solo (Mn, mg/kg) ao longo de diferentes profundidades do solo em plantios com diferentes idades de plantio 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo). As letras indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades dentro de cada idade de plantio ($p < 0,05$; teste de comparações múltiplas).	101
Figura 7 - Estoque médio de potássio (K) por profundidade do solo em cada plantio, com a contribuição percentual de cada camada em relação ao estoque total integrado (0–30 cm) indicada entre parênteses. As barras de erro indicam o desvio-padrão. As cores representam as idades dos plantios: 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo).	103
Figura 8 - Estoque médio de cálcio (Ca) por profundidade do solo em cada plantio, com a contribuição percentual de cada camada em relação ao estoque total integrado (0–30 cm) indicada entre parênteses. As barras de erro indicam o desvio-padrão. As cores representam as idades dos plantios: 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo).	105
Figura 9 - Estoque médio de magnésio (Mg) por profundidade do solo em cada plantio, com a contribuição percentual de cada camada em relação ao estoque total integrado (0–30 cm) indicada entre parênteses. As barras de erro indicam o desvio-padrão. As cores representam as idades dos plantios: 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo).	107
Figura 10 - Estoque médio de fósforo (P) por profundidade do solo em cada plantio, com a contribuição percentual de cada camada em relação ao estoque total integrado (0–30 cm) indicada entre parênteses. As barras de erro indicam o desvio-padrão. As cores representam as idades dos plantios: 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo).	109
Figura 11 - Estoque médio de manganês (Mn) por profundidade do solo em cada plantio, com a contribuição percentual de cada camada em relação ao estoque total integrado (0–30 cm) indicada entre parênteses. As barras de erro indicam o desvio-padrão. As cores representam as idades dos plantios: 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo).	111
Figura 12 - Estoque médio de ferro (Fe) por profundidade do solo em cada plantio, com a contribuição percentual de cada camada em relação ao estoque total integrado (0–30 cm) indicada entre parênteses. As barras de erro indicam o desvio-padrão. As cores representam as idades dos plantios: 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo).	113
Figura 13 - Análise de Discriminação Canônica (MANOVA) baseada nas concentrações de nutrientes do solo (Ca, Mg, K, Mn, Fe e P), considerando diferentes idades de plantio (7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 anos (amarelo)) e profundidades do solo (0–5, 5–10, 10–20 e 20–30 cm). Os dois primeiros eixos canônicos (Can1 e Can2) explicam 93,8% e 6,2% da variância entre os grupos, respectivamente. As elipses representam intervalos de confiança de 95% para cada idade. Vetores indicam a direção e magnitude da contribuição dos nutrientes para a separação entre os grupos. Os plantios de 13 anos apresentaram perfil nutricional mais distinto, especialmente relacionado às concentrações de ferro (Fe), enquanto os demais grupos mostraram maior sobreposição. A distribuição dos pontos por diferentes símbolos reflete também a influência da profundidade na variabilidade composicional do solo.	115
Figura 14 - Análise de Discriminação Canônica (MANOVA) baseada nos estoques de nutrientes do solo (Ca, Mg, K, Mn, Fe e P), considerando diferentes idades de plantio (7 (vermelho), 8 (azul),	

12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 anos (amarelo)) e profundidades do solo (0–5, 5–10, 10–20 e 20–30 cm). Os dois primeiros eixos canônicos (Can1 e Can2) explicam 93,9% e 6,1% da variância entre os grupos, respectivamente. As elipses representam intervalos de confiança de 95% para cada idade. Vetores indicam a direção e magnitude da contribuição dos nutrientes para a separação entre os grupos. Os plantios de 12 anos apresentaram perfil nutricional mais distinto, especialmente relacionado às concentrações de ferro (Fe), enquanto os demais grupos mostraram maior sobreposição. A distribuição dos pontos por diferentes símbolos reflete também a influência da profundidade na variabilidade composicional do solo. 117

CAPÍTULO 5

Figura 1 - Variação temporal de precipitação e produção de serapilheira total média dos plantios. (A) Precipitação mensal (mm) ao longo de fev/22 a jan/23. A linha tracejada representa a precipitação média do período (125,8 mm). (B) Taxa diária de deposição de serapilheira ($\text{g/m}^2/\text{dia}$ ou $\text{g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) no mesmo intervalo, com valores médios mensais e barras de erro indicando o erro-padrão.	142
Figura 2 - Variação mensal da produção média de serapilheira foliar ($\text{g/m}^2/\text{dia}$ ou $\text{g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) ao longo das 16 amostragens (fevereiro de 2022 a janeiro de 2023) em plantios em restauração florestal com diferentes idades (7, 8, 12, 13 e 17 anos).	143
Figura 3 - Variação mensal da produção média de serapilheira referente a fração galho ($\text{g/m}^2/\text{dia}$ ou $\text{g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) ao longo das 16 campanhas (fevereiro de 2022 a janeiro de 2023) em plantios em restauração florestal com diferentes idades (7, 8, 12, 13 e 17 anos).	145
Figura 4 - Variação mensal da produção média de serapilheira referente a fração reprodutiva ($\text{g/m}^2/\text{dia}$ ou $\text{g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) ao longo das 16 campanhas (fevereiro de 2022 a janeiro de 2023) em plantios em restauração florestal com diferentes idades (7, 8, 12, 13 e 17 anos).	146
Figura 5 - Variação mensal da produção média de serapilheira referente a fração resto ($\text{g/m}^2/\text{dia}$ ou $\text{g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) ao longo das 16 campanhas (fevereiro de 2022 a janeiro de 2023) em plantios em restauração florestal com diferentes idades (7, 8, 12, 13 e 17 anos).	147
Figura 6 - Relação entre a precipitação média mensal (mm) e da taxa de deposição de serapilheira ($\text{g/m}^2/\text{dia}$) nos plantios em restauração florestal com plantios com diferentes idades.	149
Figura 7 - Relação entre a temperatura máxima ($^{\circ}\text{C}$) e da taxa de deposição de serapilheira ($\text{g/m}^2/\text{dia}$) nos plantios em restauração florestal com plantios com diferentes idades.	150
Figura 8 - Relação entre a velocidade do vento (rajada máxima de vento) (Km/h) e da taxa de deposição de serapilheira ($\text{g/m}^2/\text{dia}$) nos plantios em restauração florestal com plantios com diferentes idades).	152
Figura 9 - Análise de redundância (RDA) relacionando variáveis ambientais e estruturais (setas cinzas) com a produção de serapilheira por fração: Folha, Galho, Material Reprodutivo e Resto. As cores dos pontos indicam a idade do plantio.	154
Figura 10 - Matriz de correlação padronizada entre variáveis explicativas (eixo X) e a produção de serapilheira por fração (eixo Y) referente aos dois eixos da RDA. A direção (vermelho = positiva; azul = negativa) e a intensidade da correlação são representadas pela cor e tamanho do ponto, respectivamente. Asteriscos indicam o nível de significância (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).	155
Figura 11 - Dinâmica Sazonal da Concentração de Carbono (C) nas Frações de serapilheira (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.	161
Figura 12 - Dinâmica Sazonal da Concentração de Nitrogênio (N) nas Frações de Biomassa (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.	163

Figura 13 - Dinâmica Sazonal da Concentração de Fósforo (P) nas Frações da serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.....	165
Figura 14 - Dinâmica Sazonal da Concentração de Cálcio (Ca) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.....	167
Figura 15 - Dinâmica Sazonal da Concentração de Potássio (K) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.....	169
Figura 16 - Dinâmica Sazonal da Concentração de Magnésio (Mg) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.....	171
Figura 17 - Análise de Redundância (RDA) das concentrações dos nutrientes (C, N, P, K, Ca, Mg) (em laranja) na serapilheira e das variáveis bióticas e abióticas (em preto), separada por frações: folha, galho e material reprodutivo.....	174
Figura 18 - Distribuição dos Estoques de Carbono (C), Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) na serapilheira produzida, por Plantio de Restauração e Idade do Plantio (7 a 17 Anos) que representadas pelas cores.	178
Figura 19 - Dinâmica Sazonal da Estoque de Carbono (C) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.....	182
Figura 20 - Dinâmica Sazonal da Estoque de Nitrogênio (N) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.....	184
Figura 21 - Dinâmica Sazonal da Estoque de Fósforo (P) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.....	186
Figura 22 - Dinâmica Sazonal da Estoque de Cálcio (Ca) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.....	188
Figura 23 - Dinâmica Sazonal da Estoque de Potássio (K) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.....	190
Figura 24 - Dinâmica Sazonal da Estoque de Magnésio (Mg) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.....	192

Figura 25 - Análise de Redundância (RDA) dos estoques de nutrientes (C, N, P, K, Ca, Mg) (em laranja) na serapilheira por fração (folha, galho e material reprodutivo) em relação às variáveis ambientais. Em preto as variáveis ambientais, estruturas da comunidade e características físicas do solo. 195

RESUMO

A restauração florestal tem sido amplamente reconhecida como uma estratégia fundamental para a recuperação de ecossistemas degradados, especialmente em regiões tropicais, onde a degradação histórica do solo e da vegetação compromete processos ecológicos essenciais. Neste contexto, esta tese teve como objetivo avaliar como o tempo de restauração, os atributos edáficos e a estrutura da vegetação influenciaram a dinâmica do carbono (C), do nitrogênio (N) e de outros nutrientes no solo, bem como os processos de ciclagem biogeoquímica associados à serapilheira, em plantios de restauração florestal da Mata Atlântica. O estudo foi conduzido em sete plantios florestais com diferentes idades, localizados na Plantio de Proteção Ambiental do Rio São João, no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Foram avaliados atributos físicos, químicos e isotópicos do solo em diferentes profundidades, incluindo concentrações e estoques de macro e micronutrientes, densidade aparente, pH e textura, além da composição isotópica e dos fatores de enriquecimento de C e N ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\epsilon^{13}\text{C}$ e $\epsilon^{15}\text{N}$). Adicionalmente, foram analisados atributos estruturais da vegetação e a produção, composição química e estoques de nutrientes da serapilheira, considerando suas diferentes frações e a influência de variáveis climáticas. Os resultados demonstraram que a recuperação da fertilidade e da funcionalidade biogeoquímica do solo não seguiu uma trajetória linear em função da idade dos plantios, não sendo observadas relações diretas entre o tempo de restauração e as concentrações, os estoques ou as assinaturas isotópicas de C e N no solo. Em contraste, atributos edáficos, como textura, pH e densidade aparente, bem como características estruturais da vegetação, especialmente a biomassa acima do solo e a riqueza de espécies arbóreas, exerceram papel determinante na dinâmica e no enriquecimento isotópico desses elementos. A distribuição vertical dos nutrientes revelou padrões típicos de solos tropicais, com maiores concentrações nas camadas superficiais associadas ao aporte e à decomposição da serapilheira, enquanto elementos como ferro e fósforo apresentaram maior dependência de processos geoquímicos, condições redox e histórico de uso do solo. A análise da serapilheira evidenciou que sua produção e o aporte de nutrientes constituíram mecanismos centrais para a recuperação funcional dos ecossistemas restaurados, destacando-se a fração foliar como principal via de retorno de biomassa e nutrientes ao solo. Em síntese, esta tese demonstrou que a restauração florestal é um processo multifatorial e não linear, no qual solo, vegetação e clima interagem de forma dinâmica para moldar a ciclagem de nutrientes e a recuperação da funcionalidade biogeoquímica em ecossistemas florestais tropicais restaurados.

Palavra-chave: Ciclagem de nutriente; Isótopos estáveis; Mata Atlântica; Restauração Florestal

ABSTRACT

Forest restoration has been widely recognized as a fundamental strategy for the recovery of degraded ecosystems, particularly in tropical regions, where historical soil and vegetation disturbance has compromised essential ecological processes. In this context, this thesis aims to evaluate how restoration age, edaphic attributes, and vegetation structure influence the dynamics of carbon (C), nitrogen (N), and other nutrients in the soil, as well as the biogeochemical cycling processes associated with litterfall, in forest restoration areas of the Atlantic Forest. The study was conducted in seven forest plantations of different ages located within the Rio São João Environmental Protection Area, in the state of Rio de Janeiro, Brazil. Physical, chemical, and isotopic soil attributes were evaluated at multiple depths, including concentrations and stocks of macro- and micronutrients, bulk density, pH, and texture, as well as isotopic composition and enrichment factors of C and N ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\epsilon^{13}\text{C}$, and $\epsilon^{15}\text{N}$). In addition, litter structural attributes, production, chemical composition, and nutrient stocks were analyzed across different litter fractions, considering the influence of climatic variability. The results revealed that the recovery of soil fertility and biogeochemical functioning did not follow a linear trajectory with increasing planting age, and no direct relationships were observed between restoration time and soil C and N concentrations, stocks, or isotopic signatures. In contrast, inherent soil attributes such as texture, pH, and bulk density, as well as landscape structural characteristics, particularly aboveground biomass and tree species richness, played a determining role in regulating nutrient dynamics and isotopic enrichment. The vertical distribution of nutrients exhibited patterns typical of tropical soils, with higher concentrations in surface layers associated with litter inputs and retention, whereas elements such as iron and phosphorus showed a stronger dependence on geochemical processes, redox conditions, and land-use history. Litterfall analysis indicated that litter production and nutrient transfer constitute central mechanisms for the functional recovery of restored ecosystems, highlighting the leaf fraction as the primary pathway for the return of biomass and nutrients to the soil. Overall, this thesis demonstrates that forest restoration is a multifactorial and non-linear process in which soil, vegetation, and climate interact dynamically to shape nutrient cycling and the recovery of biogeochemical functionality in restored tropical forest ecosystems.

Keywords: Atlantic forest; Nutrient cycling; Stable isotopes; Forest restoration

APRESENTAÇÃO DA TESE

Esta tese está organizada em cinco capítulos principais, seguidos por uma discussão geral e pelas conclusões finais. O **Capítulo I** apresenta a **introdução geral**, contextualizando o tema, os objetivos da pesquisa e a justificativa do estudo. O **Capítulo II** descreve detalhadamente a **plantio de estudo**, incluindo aspectos ambientais, históricos e ecológicos relevantes. O **Capítulo III** é composto por um artigo científico que aborda a concentração, estoque e a composição isotópica de C e N no solo, apresentando os métodos, resultados e discussões correspondentes. No **Capítulo IV**, também foi redigido em formato de artigo científico no qual apresenta os resultados relacionados a concentração e estoque dos macros e micronutrientes do solo. O **Capítulo V** aborda a produção anual da serapilheira, bem como a sua concentração, estoque e composição isotópica de C e N. Por fim, o **Capítulo VI** aborda as principais contribuições do estudo, suas implicações e sugestões para pesquisas futuras.

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO GERAL

As citações e referências bibliográficas deste capítulo seguem as normas da ABNT

1.1. Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais

A ciclagem de nutrientes em florestas tropicais engloba vários processos dinâmicos de entrada e saída de elementos químicos da biosfera para a atmosfera e litosfera. Estes processos envolvem os diferentes compartimentos da comunidade, como perfis do solo, a serapilheira (ou necromassa), a produção e decomposição da serapilheira (Proctor, 1983; Saiter *et al.*, 2009). As florestas tropicais passam por um intenso processo de fragmentação com perda de cobertura vegetal, afetando diretamente no equilíbrio entre a entrada e a saída nutrientes da comunidade, alterando a qualidade e a quantidade de matéria orgânica disponível no solo (Camara, *et al.*, 2018). Alguns estudos demonstram que os solos de florestas tropicais são poucos férteis (por apresentar baixa retenção de nutrientes), acidificados e altamente intemperizados (Schubart *et al.*, 1984; Luizão *et al.*, 2004). Nesses locais com baixa disponibilidade de nutrientes, a ciclagem interna dos elementos torna-se um fator importante para a manutenção dos ciclos biogeoquímicos (Vitousek & Sanford, 1986; Elle, 2007; Gama-Rodrigues *et al.*, 2008).

A conservação das florestas tropicais é de grande importância na manutenção do ciclo do carbono (Malhi *et al.*, 2013), representando assim, cerca de 34% da produtividade primária global (Beer *et al.*, 2010). Cerca de 44% do carbono estão estocados na biomassa aérea (tronco grosso, galho, folha, flores e frutos) (Dixon *et al.*, 1994; Liu *et al.*, 2015) e o restante está dividido entre a concentração de carbono nas camadas do solo e nas raízes (grossas e finas) (Giese *et al.*, 2005; Rheinhardt *et al.*, 2012; Villela *et al.*, 2012). O sequestro do carbono em florestas tropicais pode ser afetado diretamente pelas ações antrópicas negativas, variação na temperatura e umidade (Biasi *et al.*, 2008; Tian *et al.*, 2010). As florestas tropicais apresentam uma importante função como sumidouro de carbono atmosférico (Malhi *et al.*, 2009; Villela *et al.*, 2012; Nascimento *et al.*, 2014; Doughty *et al.*, 2015;). O CO₂ retirado da atmosfera é utilizado pela planta para a manutenção do seu metabolismo e o excesso será armazenado na forma de biomassa (Malhi & Grace, 2000). Dessa forma, a produtividade de uma comunidade florestal será dependente de diversos fatores como: taxa fotossintética, fotorrespiração, respiração, aquisição de nutrientes e disponibilidade hídrica (Scholes *et al.*, 1997; Marthews *et al.*, 2012)

O solo florestal é um compartimento altamente dinâmico e heterogêneo que apresenta uma multifuncionalidade ecológica como: produção de biomassa, filtragem da água, ciclagem de nutrientes, habitat para diversos organismos e no armazenamento de carbono e nitrogênio (Wesmeier *et al.*, 2019). A concentração de nutrientes nas diferentes camadas do solo é variável e dependente de fatores físicos, biológicos e climáticos (Vieira *et al.*, 2011). As camadas mais superficiais do solo (0-30 cm), apresentam maiores taxas de rotatividade de matéria orgânica devido a sua maior interação com a biota acima do solo (Wesmeier *et al.*, 2012). Valores inversos são encontrados em estudos que avaliam os nutrientes nas camadas abaixo de 30 cm, mostrando que as concentrações de carbono e nitrogênio tendem a ser menores nas camadas mais inferiores do solo (Chauvel *et al.*, 1987; Luizão *et al.*, 2004).

A mudança no uso da terra, com a derrubada de florestas para a criação de plantio de pastagem ou agricultura são fatores que podem alterar as características físicas e químicas do solo, influenciando nas concentrações de nutrientes no perfil do solo (Doran & Zeiss, 2000; Centurion *et al.*, 2001; Eviner & Hawkes, 2008). Trumbore & Camargo, (2009) observam que nas camadas superficiais do solo (0-20 cm) ocorreu um ganho de carbono na floresta e plantios manejados, enquanto nas áreas de pastagem degradada, ocorreu uma perda de carbono quando comparada com os solos da floresta. Cyrino, (2021), ao comparar o efeito do tamanho dos fragmentos em dois tipos florestais distintos (Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecidual) sobre os atributos do solo, observou uma relação fraca para as Florestas Ombrófilas Densa, com o aumento do tamanho dos fragmentos florestais. As concentrações e estoque de carbono e nitrogênio não apresentaram relação significativa com o tamanho dos fragmentos para ambos os tipos florestais.

As espécies vegetais apresentam um papel importante na determinação da fertilidade e no feedback dos padrões de ciclagem de nutrientes em ecossistemas naturais (Hobbie, 1992; Haghverdi & Kooch, 2019; Villela *et al.*, 2020). Além disso, a diversidade das espécies presentes no ambiente influencia fortemente os serviços ecossistêmicos (Villela & Proctor, 1999). Podemos então esperar que o aumento do carbono no solo seja proporcional à diversidade florestal (Lange *et al.*, 2015). Nesse sentido, em florestas pobres em nutrientes, as plantas podem apresentar crescimento mais lento, uso mais eficiente dos

nutrientes do solo e uma produção de serapilheira mais pobre nutricionalmente; já em florestas com concentrações elevadas de nutrientes, as espécies tendem a crescer mais rapidamente, com a produção de serapilheira prontamente degradável, devido a sua alta qualidade nutricional, aumentando mais ainda as taxas de ciclagem de nutrientes (Hobbie, 1992).

As folhas são responsáveis pelos principais processos metabólicos da árvore (fotossíntese e respiração), conseqüentemente comportam a maior parte dos nutrientes da planta (Bray & Gorham, 1964; Poggiani, 1979, 1984;). As concentrações de nutrientes nas folhas são influenciadas diretamente pela concentração dos nutrientes no solo, clima, estado nutricional da planta, grupo funcional desta e pela ciclagem interna da planta, ou seja, retranslocação (Aerts & Chapin, 2000; Lal *et al.*, 2001; Wright & Westoby, 2003; Silva, 2009).

Em ecossistemas florestais, as plantas que se desenvolvem em plantios com limitação nutricional no solo podem apresentar maior concentração e eficiência no uso dos nutrientes, quando comparado com plantas que se desenvolvem em plantios com alta disponibilidade nutricional, devido as estratégias de conservação dos nutrientes foliares (Proctor, 1989; Aerts & Chapin, 2000; Carrera *et al.*, 2003; Vitousek, 2004). Esse padrão pode ser visto em plantas que crescem em solos tropicais pobres (Aerts & Chapin, 2000; Vitousek, 2004; Silva & Villela, 2015). A Eficiência no Uso de Nutrientes (EUN) determina o percentual absorvido e acumulado na biomassa da planta em relação ao total disponível nos diversos compartimentos do solo. (Vitousek, 1982; Chapin, 1980). Em outras palavras, a EUN pode indicar o potencial de perda de nutrientes das plantas para o meio e não necessariamente a perda efetiva desse nutriente, uma vez que existem outras formas de perda de nutriente pela planta (Fixen *et al.*, 2015). A eficiência no uso dos nutrientes pode ser afetada pelo tipo de manejo e pelas relações hídricas do solo (Fixen *et al.*, 2015).

Em ecossistemas florestais, as plantas podem apresentar uma maior eficiência no uso do nutriente quando estão alocadas em plantios com solo menos fértil (Aerts & Chapin, 1999). Silva *et al.* (2006) observaram que em diferentes espécies vegetais frequentemente encontradas em plantios de sucessão secundária na Amazônia apresentaram diferentes estratégias de acúmulo de nutrientes, entretanto, apenas uma espécie (*Bellucia grossularioides*) foi mais eficiente no uso de nutrientes. Isso sugere que as

espécies desenvolvem diferentes estratégias para conservação dos nutrientes (Aerts & Chapin, 1999) e de adaptação ao ambiente com baixa disponibilidade nutricional (Silva *et al.*, 2006).

Estudos têm mostrado que os nutrientes foliares são bons indicadores de estresse nutricional em várias espécies arbóreas (Malavolta, 1980 *apud* Boeger *et al.*, 2005). Em alguns ecossistemas florestais, as folhas jovens tendem a apresentar maiores concentrações de N, P e K (Boeger *et al.*, 2005). À medida que essas folhas vão envelhecendo, esses nutrientes poderão se acumular nas folhas ou ser translocados para outras partes da planta. A diminuição na concentração de N, P e K e o aumento de Ca, Mg e Fe poderá acontecer nas folhas envelhecidas (Marin & Medina, 1981; Binkley, 1986 *apud* Boeger *et al.*, 2005).

Silva & Villela. (2015), ao avaliarem a reposta ao tamanho dos fragmentos florestais da Mata Atlântica, observaram que o estado nutricional, foliar, considerando Ca, C, N, razão C/N e K, de duas espécies dominantes (*Guarea guidonea* e *Cupania oblongifolia*) não foi afetado pelo tamanho do fragmento em geral. No entanto, os autores observaram maiores concentrações de Mg nas folhas de *Cupania oblongifolia* nos fragmentos menores estudados ($5,0 \pm 0,8$ mg/g) em relação aos fragmentos médios ($4,0 \pm 0,3$ mg/g). Esse resultado pode estar relacionado com a maior incidência de radiação solar (Larcher, 2000; Silva & Villela, 2015).

A serapilheira, ou necromassa, é formada por todo material morto oriundo da vegetação que esteja depositado acima do solo (PROCTOR, 1983). Folhas, material reprodutivo, galhos finos (com diâmetro inferior a 2 cm – necromassa fina) e galhos grossos (com diâmetro maior ou igual a 2 cm – necromassa grossa), fazem parte desse compartimento florestal (Proctor, 1983; Harmon *et al.*, 1986). A deposição da serapilheira no solo proporciona ao ecossistema uma fonte constante de carbono e nutrientes, mas a quantidade de nutrientes que é transferida para o solo depende de diversos fatores como: velocidade da decomposição da matéria orgânica, tipo florestal, temperatura, umidade, características do solo e da vegetação e atividade biológica (Figueiredo Filho *et al.*, 2003; Palace *et al.*, 2012; Bellingham *et al.*, 2013).

Segundo Ewel. (1976), em seu estudo em uma floresta tropical na Guatemala a produção de serapilheira em uma floresta com 14 anos de idade

era igual a produção de serapilheira em uma floresta madura, indicando que a produção de serapilheira em plantio de sucessão não é limitada pelo tempo de plantio e/ou do plantio em sucessão, mas sim pela estrutura e dinâmica florestal (Brown & Lugo, 1990; Camara *et al.*, 2019). Assim, podemos encontrar maiores valores na produção anual de serapilheira em plantios com os estágios avançados de regeneração devido ao amadurecimento ecossistêmico com o desenvolvimento estrutural florestal, aumento da riqueza e abundância de indivíduos (Camara *et al.*, 2019).

1.2. Isótopos estáveis como ferramenta no entendimento da ciclagem

Os Isótopos estáveis são átomos de um mesmo elemento químico, mas com diferente massa atômica, ou seja, possuem o mesmo número de prótons e diferente número de nêutrons. Os isótopos estáveis não estão sujeitos ao decaimento radioativo, por isso, a variação encontrada no ambiente é devido aos processos físicos e químicos do fracionamento isotópico e não pelo decaimento radioativo (Inácio, 2015).

Segundo Coplen *et al.* (2002), a IUPAC (União Internacional de Química Pura e Aplicada) apresenta uma lista com um total de 20 elementos químicos que apresentam uma variação na sua abundância natural de seus isótopos estáveis. Destes, o hidrogênio, carbono, oxigênio, nitrogênio e o enxofre são os mais importantes para estudos ambientais (Copplen *et al.*, 2002; Martinelli *et al.*, 2009). Cada um desses elementos possui um isótopo “leve” (^1H , ^{12}C , ^{14}N , ^{16}O , ^{32}S) abundante e com menor massa atômica e um isótopo “pesado” (^2H , ^{13}C , ^{15}N , ^{17}O , ^{18}O , ^{33}S , ^{34}S) menos abundante e com maior massa atômica, quando comparado com os isótopos mais leves.

Estudos utilizando a composição isotópica de carbono e nitrogênio em solo, folha e matéria orgânica, têm sido cada vez mais realizados para se obter informações sobre as diferentes fontes e complexidade dos ciclos biogeoquímicos, distinguir tipos vegetacionais e entender os processos naturais e/ou antrópicos que alteram a característica original de uma vegetação (Smith & Epstein, 1971; Bustamante *et al.*, 2004; Alves *et al.*, 2005). O carbono e nitrogênio são metabolizados e estocados nos diferentes compartimentos da vegetação (Magnago *et al.*, 2015), enquanto na necromassa, esses elementos são

estocados de forma parcial, pois parte é transferida e estocada no solo por meio da decomposição (Silva, 2013; Russell *et al.*, 2015). Durante o processo de decomposição da matéria orgânica, os isótopos de carbono e nitrogênio poderão ser preservados e quantificados (Almeida, 2012).

O CO₂ disperso na atmosfera é fixado na planta por meio da fotossíntese (Gayoso & Guerra, 2005). O fracionamento isotópico do carbono ocorre na planta durante o processo fotossintético e a magnitude do fracionamento vai depender de fatores ambientais, genéticos e fisiológicos da planta (Ehleringer *et al.*, 1993). A enzima Rubisco, encontrada em plantas C₃, e a PEP-carboxilase, em plantas C₄, são capazes de discriminar o ¹³C de maneiras diferentes (Ehleringer *et al.*, 1993). Assim, com os valores de $\delta^{13}\text{C}/\delta^{12}\text{C}$ é possível identificar a rota metabólica fotossintética das plantas (Smith & Epstein, 1971) e consequentemente, determinar o tipo de vegetação local e uma possível alteração no uso da terra (Osher *et al.*, 2003; Chevillat *et al.*, 2005).

Para plantas C₄ a razão isotópica ¹³C/¹²C também é menor que a do VPDB, mas com desvios menos expressivos em relação a esse padrão, com valores de $\delta^{13}\text{C}$ variando entre -11 a -15‰ (Farquhar *et al.*, 1982; Martinelli *et al.*, 2009). Tanto as plantas C₃ quanto as plantas C₄ apresentam menor preferência para incorporar ¹³C do que ¹²C, mas essa discriminação isotópica em desfavor do ¹³C é menor nas plantas C₄ do que nas C₃. Alguns fatores abióticos como intensidade luminosa, disponibilidade de água, temperatura e umidade, podem alterar a morfologia e a funcionalidade estomática da folha, causando uma alteração na composição isotópica do carbono nas plantas (Martinelli *et al.*, 2009). As plantas dispostas em ambientes com alta intensidade luminosa permanecem com o estômato fechado por mais tempo e consequentemente, a pressão interna de CO₂ na câmara estomática é menor que a pressão externa da atmosfera, fazendo com que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ seja menor, quando comparado com plantas habitadas em plantios com baixa intensidade luminosa (Martinelli *et al.*, 2009).

O nitrogênio atmosférico (N) é assimilado pelas plantas apenas na sua forma inorgânica, para isso ele precisa ser convertido em íons amônio (NH₄⁺) e íons de nitrato (NO₃⁻) ou através da fixação biológica, que com auxílio das bactérias nitrificantes, convertem o nitrogênio atmosférico para a sua forma assimilável (Raven *et al.*, 1996; Galloway *et al.*, 2004; Cantarella, 2007). O ciclo

do nitrogênio é um processo complexo que apresenta muitas transformações e interações com outros elementos químicos (Craine *et al.*, 2015). Compreender os padrões do ciclo do nitrogênio nos ecossistemas é fundamental para determinar padrões de produtividade das plantas em determinadas regiões e o sequestro de carbono (Galloway *et al.*, 2008; Goll *et al.*, 2012; Hudman *et al.*, 2012; Pinder *et al.*, 2012; Craine *et al.*, 2015).

No solo, a entrada de nitrogênio é dada principalmente pela deposição atmosférica, precipitação, fixação biológica, decomposição da necromassa e adubação química (Cantarella, 2007), enquanto a saída desse elemento do solo ocorre por meio da remoção da cobertura vegetal, lixiviação e volatilização (Cantarella, 2007). A MOS (Matéria Orgânica do Solo) estoca a grande parte de nitrogênio orgânico no solo. Com auxílio de microrganismos heterotróficos, esse nitrogênio será mineralizado para a liberação nas suas formas inorgânicas (NH_4^+ e NO_3^-) (Steveson, 1982; Cantarella, 2007). A direção (mineralização ou imobilização) e a velocidade para que esse processo acontece depende da relação C/N e da quantidade de matéria orgânica disponível no solo (Cantarella, 2007). Compostos com alta relação C/N favorecem o processo de imobilização, enquanto compostos com baixa relação C/N favorecem uma mineralização mais rápida (Lopes, 1998).

As plantas terrestres têm apenas uma única fonte de carbono e inúmeras fontes de nitrogênio. Por isso, a composição isotópica de nitrogênio varia em relação a diversos parâmetros e apresenta uma ampla interpretação dos valores de ^{15}N (Martinelli *et al.*, 2009). As razões $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$ da planta e do solo tem sido bastante usada para se entender os processos da ciclagem de nitrogênio (Martinelli *et al.*, 2009; Craine *et al.*, 2015; Cyrino, 2021). Devido a facilidade na mensuração dos isótopos de N em solos e plantas, estudos com intuito de compreender melhor os padrões da ciclagem de nitrogênio e as suas causas tornam-se necessários tanto em escala espacial quanto temporal (Craine *et al.*, 2015).

As razões isotópicas de N em plantas terrestres indicam uma resposta temporal a curto prazo, por exemplo em escala anual, enquanto no solo, a razão isotópica de N nos mostra uma resposta temporal a longo prazo (Bustamanate *et al.*, 2004). Na maioria das vezes, a determinação dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ são

realizadas na MOS e não na forma inorgânica do N, e isso implicará em uma diferença do $\delta^{15}\text{N}$ entre as plantas e o solo (Martinelli *et al.*, 2009).

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ do solo diferem em relação ao tipo de ecossistema e à profundidade do solo (Nardoto, 2005; Cyrino, 2021). Tanto em florestas tropicais quanto em florestas temperadas ocorrem uma maior variação nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ menores e mais variáveis nas camadas mais superficiais do solo e um enriquecimento nas camadas mais profundas de $\delta^{15}\text{N}$. Isso porque, nas camadas mais superiores do solo ocorre um maior e constante acúmulo de matéria orgânica. Nas camadas inferiores do solo, os processos de transformação do nitrogênio orgânico para nitrogênio inorgânico tornam a matéria orgânica enriquecida de ^{15}N (Piccolo *et al.*, 1996; Martinelli *et al.*, 2009).

Comparando os tipos florestais em escala global, a composição isotópica do N na superfície do solo de florestas temperadas apresenta valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ menores (2,0‰), quando comparado com as florestas tropicais (10,2‰), e menores em locais tropicais onde o nitrogênio é mais abundante quando comparado com outras florestas tropicais, onde o nitrogênio parece ser limitante (Martinelli *et al.*, 1999; Martinelli *et al.*, 2009). Essas comparações também podem ser aplicadas as vegetações secundárias que passaram por alguma perturbação antrópica, onde a diminuição da cobertura florestal acaba gerando uma perda inicial de nutrientes dos ecossistemas (MC Grath *et al.*, 2001). Na floresta amazônica, podemos observar o aumento nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ de folhas conforme o aumento da idade das florestas (Davidson *et al.*, 2007). Logo, florestas secundárias mais velhas apresentaram maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$ quando comparadas com florestas secundárias em estágios iniciais de sucessão. Isso ocorre porque nos anos iniciais de sucessão a vegetação apresenta uma maior limitação e menor perda de nitrogênio, consequentemente serão encontrados menores valores de $\delta^{15}\text{N}$.

1.3. Ciclagem de nutrientes e isótopos estáveis como ferramenta nos estudos de restauração florestal

O desmatamento florestal, queimadas criminosas e a conversão de florestas para produção agropecuária, são os principais fatores que levaram a perda e/ou diminuição do tamanho dos remanescentes florestais nos trópicos (Magnago *et al.*, 2014). Os distúrbios causados pelos impactos antrópicos, podem afetar negativamente a biodiversidade, a estrutura florestal e a dinâmica entre os diferentes compartimentos do ecossistema, consequentemente, a via dos ciclos biogeoquímicos. (Trumbore & Camargo, 2009). A restauração florestal tornou-se essencial para reduzir os efeitos negativos do desmatamento e promover serviços ecossistêmicos (Rodrigues *et al.*, 2009; Strassburg *et al.*, 2020).

A restauração ecológica é um processo que apoia à recuperação de um ecossistema degradado, danificado ou destruído, visando o reestabelecimento da estrutura e funções ecológicas da comunidade vegetal ou animal, buscando a melhoria da qualidade e quantidade dos recursos hídricos, fixação de carbono, regulação climática e conservação da biodiversidade (Gann, 2019; Rosenfiel & Müller, 2020).

Existem inúmeras técnicas de restauração florestal, cujos objetivos são eliminar e/ou diminuir os efeitos causados pela perturbação (BRANCALION *et al.*, 2015) e otimizar a restauração dos plantios para que estas se assemelhe as florestas nativas. A restauração ativa, é uma técnica em que uma área perturbada recebe o plantio direto de mudas nativas coletadas em remanescentes florestais próximos (Martins, 2013) para acelerar a regeneração do plantio. Já a restauração passiva é uma outra técnica de restauração florestal, onde a área é isolada para que naturalmente se reestabeleça a regeneração da vegetação (Martins, 2013).

Normalmente, os plantios ocorrem por sistemas mistos, onde são plantadas espécies de crescimento rápido simultaneamente com espécies de crescimento tardio, mimetizando os processos da sucessão ecológica (Martins, 2013; Rodrigues *et al.*, 2015). A seleção de espécies usadas em plantios de restauração é fundamental para o reestabelecimento dos serviços ecossistêmicos, ciclagem de nutrientes e para a recomposição da comunidade vegetal (Cusack & Montagnini, 2004; Celentano *et al.*, 2011; Zahawi *et al.*, 2013).

O sucesso de um plantio em recuperação florestal pode ser determinado por meio de alguns indicadores de recuperação, que sinalizam se o plantio está se desenvolvendo como esperado numa sucessão para seu estágio sucessional ou se necessita sofrer novas interferências para o reestabelecimento do plantio (Rodrigues & Gandolfi, 1998; Martins, 2001). A serapilheira tem sido considerada um bom indicador, devido ao processo de decomposição e a liberação de nutrientes para o sistema radicular, favorecendo o desenvolvimento das mudas e o surgimento de novos regenerantes e indicando, em termos de produtividade primária, que a vegetação está reestabelecendo a sua massa (Rodrigues & Gandolfi, 1998; Martins, 2001; Dias *et al.*, 2003).

Para que uma restauração florestal seja bem-sucedida, e que todos os serviços ecossistêmicos se restabeleçam, é fundamental que ocorra uma melhoria na fertilidade do solo e um aumento na diversidade vegetal (Fang & Peng, 1997). Moraes *et al.* (2008), ao avaliar parâmetros químicos e o teor de matéria orgânica do solo em plantio de floresta madura, plantio de espécies nativas e pastagem abandonada, observaram que os plantios mistos atingiram níveis de fertilidade do solo semelhantes ao da floresta madura após 8 anos de implementação. Resultados semelhantes foram encontrados por Barbosa, (2000) ao comparar a fertilidade do solo em plantios mistos de 3 anos com florestas secundárias de 20 e 40 anos de idade. Os teores de N, C, K e Ca + Mg do plantio foram semelhantes aos dados da floresta, indicando uma maior reciclagem dos nutrientes nos primeiros anos de regeneração devido principalmente a formação da camada da serapilheira.

A densidade arbórea, composição florística da comunidade, espaçamento entre mudas de plantas, manejo e tempo do plantio são fatores que podem influenciar diretamente na produção de serapilheira, necromassa, decomposição e, conseqüentemente, na quantidade de nutrientes que entra no solo, que é absorvido pela planta e ciclado no sistema florestal (Araujo *et al.*, 2006; Lisboa, 2010; Alonso *et al.*, 2015; Paudel *et al.*, 2015; Azevedo *et al.*, 2018; Matos, 2021).

A produção média anual de serapilheira em um plantio de restauração da Mata Atlântica na APA do Rio São João foi de 9,51 Mg h⁻¹ ano⁻¹ (Matos, 2021). A autora não observou diferença na taxa de produção anual de serapilheira com a área basal e riqueza de espécies fixadoras e não fixadoras de nitrogênio dos

diferentes tratamentos dos plantios. Entretanto vale destacar que, a produção de serapilheira foi influenciada principalmente pela grande contribuição de quatro espécies (*Guarea guidonia*, *Plathymenia reticulata*, *Eugenia florida* e *Inga laurina*), contribuíram 17.35, 17.16, 13.54 e 11.9 Mg h⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Em relação aos grupos ecológicos, a produção de serapilheira foi menor nos plantios com maior quantidade de espécies pioneiras (8,27 Mg h⁻¹ ano⁻¹), seguida pelos plantios com maior representação de espécies secundárias (9,89 Mg h⁻¹ ano⁻¹) e clímax (9,94 Mg h⁻¹ ano⁻¹) (Matos, 2021).

Áreas com plantios mais adensados geralmente apresentam maiores densidade, diversidade e quantidades de serapilheiras, quando comparado com plantios mais espaçados (Piña-Rodrigues *et al.*, 1997; Villa *et al.*, 2016). Foi verificado uma produção de serapilheira entre 7,0 e 3,1 Mg h⁻¹ ano⁻¹ e 7,48 Mg h⁻¹ ano⁻¹, respectivamente nos plantios mais adensados (Lisboa, 2010; Villa *et al.*, 2016). Espera-se que quanto menor o espaço entre as mudas plantadas, maior será a desrama natural devido ao número de indivíduos e ao fechamento das copas (Alonso *et al.*, 2015; Villa *et al.*, 2016). Consequentemente, maior será a produção de serapilheira, principalmente nas frações folhas e galhos (Alonso *et al.*, 2015; Villa *et al.*, 2016).

A influência do tempo de implementação dos plantios, sobre a ciclagem de nutrientes foi observada em um plantio de restauração florestal de mata atlântica na Reserva Biológica de Guapiaçu (Azevedo *et al.*, 2018). O aumento da biomassa arbórea e do estoque de carbono foi proporcional à medida que o plantio avançava a idade. Em relação a camada da serapilheira, os autores relatam que a fração folha, seguida da fração galho, apresentaram maiores contribuições nos plantios com 3 e 7 anos. O padrão apresentou-se invertido quando avaliado as áreas com 5 anos de plantio e área controle (plantio de mata).

Apesar da intensificação de estudos relacionados ao estoque e a ciclagem de nutrientes em florestas tropicais em regeneração, em especial na mata atlântica (Camara *et al.*, 2019), ainda existe uma limitação de dados publicados em escala global e regional em relação a biodiversidade e valor nutricional do solo, ciclagem de nutrientes e produtividade secundária (GUERRA *et al.*, 2020). Esses dados são importantes, pois o solo é altamente heterogêneo e apresenta uma forte interdependência local (LAVELLE *et al.*, 2006). Quando relacionamos

a ciclagem de nutrientes com a restauração florestal esses dados são ainda mais escassos (MENDES *et al.*, 2019). Além disso, essa pesquisa atende a um dos 17 objetivos do plano de desenvolvimento sustentável proposto pela Organização Nações Unidas (ONU): “Objetivo 15: Proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e a perda de biodiversidade” (ONU, 2015). Por isso, faz-se necessário a intensificação de estudos sobre o efeito da composição de espécies e grupos ecológicos na ciclagem dos nutrientes em plantio de restauração.

1.4. Objetivos

O presente estudo teve como hipótese geral que o tempo de restauração, a biomassa arbórea acima do solo e a riqueza das espécies plantadas nas áreas de restauração da Mata Atlântica levam a um aumento na produção de serapilheira e na concentração e estoques de e nutrientes neste compartimento e alteram a composição elementar e isotópica do carbono (C), nitrogênio (N) e nutrientes no solo. Com isso, o objetivo principal deste estudo é o de avaliar aspectos da ciclagem de nutrientes e a composição isotópica de C e N em plantios de espécies nativas da Mata Atlântica em áreas de restauração florestal pertencentes a APA do Rio São João/AMLD, no estado do Rio de Janeiro, após 7, 8, 12, 13 e 17 anos de idade.

Hipótese 1: A concentração e o estoque de C e N elementares e de macro e micronutrientes do solo são diretamente relacionados com o tempo de restauração e com a biomassa arbórea dos fragmentos, logo os valores serão maiores nos plantios mais antigos e se assemelharão aos da mata nativa.

Objetivo específico 1: Determinar a concentração e o estoque de C, N e nutrientes em diferentes camadas de solo nos plantios de plantios com diferentes idades de regeneração.

Hipótese 2: A produção de serapilheira e as concentrações e estoque de C, N e nutrientes avaliados serão maiores nos plantios de restauração mais antigos, do que em plantios de restauração recente, em resposta a sua maior biomassa e riqueza de espécies arbórea.

Objetivo específico 2: Determinar a massa da serapilheira produzida e sua concentração e estoque dos nutrientes nos diferentes plantios em restauração.

Hipótese 3: A composição isotópica de C apresentará valores menores em plantios de restauração mais antiga, enquanto os plantios que passaram pelo processo de restauração recentemente, apresentarão valores maiores e próximo as pastagens, devido a maior exposição das espécies vegetais ao sol. O inverso será visto pela composição isotópica de N, que será maior em plantios com tempo de restauração mais antigo, refletindo espécies de mata nativa e menores em plantios de pastagem e em processo de restauração mais recente.

Objetivo específico 3: Avaliar a composição isotópica do C e N no solo nos plantios com diferentes tempos de restauração.

1.5. REFERÊNCIAS

- AERTS, R. E CHAPIN III, F.S. The mineral nutrition of wild plants revisited: re-evaluation of processes and patterns. Pp. 1-67. In: A.H. Fitter & D.G. Raffaelli (eds.). **Advances in Ecological Research**. v.30. San Diego, Academic Press, 2000.
- AERTS, Rien. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems. **Oikos**, v. 79, p. 439-449, 1997.
- ALLEN, S.E. (ed.). Chemical Analysis of Ecological Materials. 2nd. **Blackwell Scientific Publications**. London, 1989.
- ALMEIDA, Diego Queiroz Alegria de. **Ciclagem de carbono e nitrogênio no solo sob restinga do Estado de São Paulo**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2012.
- ALONSO, J. M., LELES, P. S. D. S., FERREIRA, L. D. N., & OLIVEIRA, N. D. S. A. Aporte de serapilheira em plantio de recomposição florestal em diferentes espaçamentos. **Ciência Florestal**, 25(1), 01-11, 2015.
- ALVES, B. J. R., ZOTARELLI, L., JANTALIA, C. P., BODDEY, R. M., & URQUIAGA, S. (2005). Emprego de isótopos estáveis para o estudo do carbono e do nitrogênio no sistema solo-planta. *Processos biológicos no sistema solo-planta: Ferramentas para uma agricultura sustentável*. Brasília, Embrapa-SCT, 343-350, 2005.
- AN, S., ZHENG, F., ZHANG, F., VAN PELT, S., HAMER, U., & MAKESCHIN, F. Soil quality degradation processes along a deforestation chronosequence in the Ziwuling area, China. **Catena**, 75(3), 248-256, 2008.
- AZEVEDO, A. D., CAMARA, R., FRANCELINO, M. R., PEREIRA, M. G., & LELES, P. S. S. Estoque de carbono em plantios de restauração florestal da Mata Atlântica. **Floresta**, 48(2), 183-194, 2018.
- BALESDENT, J., CHENU, C., & BALABANE, M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and tillage research*, 53(3-4), 215-230, 2000.

BARBOSA, J. H. C. Dinâmica da serrapilheira em estágios sucessionais de Floresta Atlântica (Reserva Biológica de Poço das Antas- RJ). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

BARBOSA, R.I.; SILVA, L.F.S.G.; CAVALCANTE, C.O. Protocolo Necromassa: Estoque e Produção de Liteira Grossa. Boa Vista, Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), Núcleo Regional de Roraima. 23p, 2009.

BEER, C.; REICHSTEIN, M.; TOMELLERI, E.; CIAIS, P.; JUNG, M.; CARVALHAIS, N.; RODENBECK, C.; ARAIN, M. A.; BALDOCCHI, D.; BONAN, G. B.; BONDEAU, A.; CESCATTI, A.; LASSLOP, G.; LINDROTH, A.; LOMAS, M.; LUYSSAERT, S.; MARGOLIS, H.; OLESON, K. W.; ROUPSARD, O.; VEENENDAAL, E.; VIOVY, N.; WILLIAMS, C.; WOODWARD, F. I.; PAPALE, D. Terrestrial Gross Carbon Dioxide Uptake: Global Distribution and Covariation with Climate. **Science**, v. 329, n. 5993, p. 834–838, 2010.

BINKLEY, Dan. **Forest nutrition management**. John Wiley & Sons, 1986.

BOEGER, M. R. T; WISNIEWSKI, C.; REISSMANN, C. B. Nutrientes foliares de espécies arbóreas de três estádios sucessionais de floresta ombrófila densa no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 167-181, 2005.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Instituto Chico mendes de Conservação da biodiversidade (ICMBIO). **Plano de manejo da Plantio de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João/Mico leão- Dourado**, 349p, 2008.

BRAY, J. Roger; GORHAM, Eville. Litter production in forests of the world. In: **Advances in ecological research**. Academic Press. p. 101-157, 1964.

BROWN, S.; GILLESPIE, A. JR; LUGO, A. E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest science**, v. 35, n. 4, p. 881-902, 1989.

BUSTAMANTE, M. M. C., MARTINELLI, L. A., SILVA, D. A., CAMARGO, P. D., KLINK, C. A., DOMINGUES, T. F., & SANTOS, R. V. 15N natural abundance in

woody plants and soils of central Brazilian savannas (cerrado). **Ecological Applications**, v. 14, n. sp4, p. 200-213, 2004.

CAMARA, R., DUNCAN, V. S., DELAQUA, G., CARLA, G., PINHEIRO LISBÔA, C., & VILLELA, D. M. Relação Entre Sucessão Secundária, Solo E Serapilheira Em Uma Reserva Biológica No Estado Do Rio De Janeiro, Brasil. **Ciência Florestal** (01039954), 28(2), 2018.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F. (Eds.). *Fertilidade do solo*. Viçosa: SBCS. p. 375- 470, 2007.

CARRERA, A. L, BERTILLER, M. B, SAIN, C. L, MAZZARINO, M. J. Relationship between plant nitrogen conservation strategies and the dynamics of soil nitrogen in the arid Patagonian Monte, Argentina. **Plant Soil** 255:595–604, 2003.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T.; FILHO, A. T. O.. Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. **Acta bot. Bras.** 22(4): 929-940, 2008.

CELENTANO, D., ZAHAWI, R. A., FINEGAN, B., OSTERTAG, R., COLE, R. J., & HOLL, K. D. Litterfall dynamics under different tropical forest restoration strategies in Costa Rica. **Biotropica**, v. 43, n. 3, p. 279-287, 2011.

CENTURION, J.F; CARDOSO, J.P.; NATALE, W. Physical and chemical properties of an oxisol in different agroecosystems. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 5:416–424, 2001.

CHAMBERS, J. Q.; HIGUCHI, N.; SCHIMEL, J. P.; FERREIRA, L. V.; MELACK, J. M. Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon. *Oecologia*, v. 122, n. 3, p. 380-388, 2000.

CHAUVEL, A., LUCAS, Y., & BOULET, R. On the genesis of the soil mantle of the region of Manaus, Central Amazonia, Brazil. **Experientia**, 43(3), 234-241, 1987.

CHEVILLAT, V. S., SIEGWOLF, R. T., PEPIN, S., & KÖRNER, C. Tissue-specific variation of $\delta^{13}\text{C}$ in mature canopy trees in a temperate forest in central Europe. **Basic and applied Ecology**, v. 6, n. 6, p. 519-534, 2005.

CISNEIRO, A. C. Estoque e respiração heterotrófica da necromassa na borda e interior de um fragmento de mata atlântica na Rebio União/RJ, Monografia – LCA/UENF. 2016.

COPLIN, T.B., BÖHLKE, J.K., BIÈVRE, P.De, DING, T., HOLDEN, N.E., HOPPLE, J.A., KROUSE, H.R., LAMBERTY, A., PEISER, H.S., RÉVÉSZ, K., REIDER, S.E., ROSMAN, K.J.R., ROTH, E., TAYLOR, P.D.P. VOCKE JR., R.D., XIAO Y.K. Isotope-abundance variation of selected elements. **Pure Applied Chemistry**, v. 74, p. 1987-2017, 2002.

CRAINE, J. M., BROOKSHIRE, E. N. J., CRAMER, M. D., HASSELQUIST, N. J., KOBAYASHI, K., MARIN-SPIOTTA, E., & WANG, L.. Ecological interpretations of nitrogen isotope ratios of terrestrial plants and soils. **Plant and Soil**, v. 396, n. 1-2, p. 1-26, 2015.

CRUZ, M. F. Avaliação do estabelecimento de mudas e da regeneração natural em um corredor ecológico na bacia hidrográfica do Rio São João, RJ. 34 Monografia, Curso de Bacharelado Ciências Biológicas. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2012.

CURRIE, D. J., & PAQUIN, V. Large-scale biogeographical patterns of species richness of trees. **Nature**, 329(6137), 326-327, 1987.

CUSACK, D; MONTAGNINI, F. The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. **Forest Ecology and management**, v. 188, n. 1-3, p. 1-15, 2004.

CYRINO, V., M., E. Influência do tipo florestal e da fragmentação na composição elementar e isotópica do solo e da necromassa vegetal na mata atlântica, RJ. Dissertação de mestrado, 2021.

DAVIDSON, E. A., DE CARVALHO, C. J. R., FIGUEIRA, A. M., ISHIDA, F. Y., OMETTO, J. P. H., NARDOTO, G. B., ... & MARTINELLI, L. A.. Recuperation of

nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. **Nature**, 447(7147), 995-998, 2007.

DIAS, H. A., VENÂNCIO, S. M., & DE FERRARI SOUZA, S. H. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de plantio degradada em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, 27(5), 715-721, 2003.

DAWSON, T.E.; BROOKS, P.D. Fundamentals of stable isotope chemistry and measurement. En Unkovich M, Pate J, McNeill A, Gibbs DJ (Eds.) **Stable Isotope Techniques in the Study of Biological Processes and Functioning of Ecosystems**. Kluwer. Dordrecht, Holanda. pp. 1-18, 2001.

DIXON, R.K; BROWN S, HOUGHTON RA, SOLOMON AM, TREXLER MC, WSNIEWSKI J (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*. v.263, p.185–190. 1994. In: ROLIM, S.G.; JESUS, R.M.; NASCIMENTO, H.E.M.; COUTO, H.T.Z.; CHAMBERS, J.Q. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. **Oecologia**, v.142, p.238–246,2005.

DONAGEMA, G. K., DE CAMPOS, D. B., CALDERANO, S. B., TEIXEIRA, W. G., & VIANA, J. M. Manual de métodos de análise de solos. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, v. 2, p. 230, 2011.

DORAN, J.W & ZEISS, M.R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, 15:3–11, 2000.

DOUGHTY, C. E.; METCALFE, D. B. B.; GIRARDIN, C. A. J.; AMÉZQUITA, F. F.; CABRERA, D. G.; HUASCO, W. H.; SILVA-ESPEJO, J. E.; ARAUJO-MURAKAMI, A.; DA COSTA, M. C.; ROCHA, W.; FELDPAUSCH, T. R.; MENDOZA, A. L. .; DA COSTA, A. C. L.; MEIR, P.; PHILLIPS, O. L. Drought impact on forest carbon dynamics and fluxes in Amazonia. **Nature**, v. 519, n. 7541, p. 78–82, 2015.

DUTRA, A. V. *Nutrição e produção de rosas de corte, cultivares Vegas e Tineke*. Diss. Universidade de São Paulo, 2009.

EHLERINGER, J. R. Carbon and water relations in desert plants: an isotopic perspective. In: **Stable isotopes and plant carbon-water relations**. Academic Press. p. 155-172, 1993.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Embrapa, 1997.

EVINER, V.T; HAWKES, C.V. Embracing variability in the application of plant–soil interactions to the restoration of communities and ecosystems. **Restoration Ecology** 16:713–729, 2008.

FAITANIN, M. A. Análise da restauração vegetal em um corredor florestal implantado na APA do Rio São João – Fazenda Dourada, Casimiro de Abreu - RJ. Monografia, Curso de Bacharelado Ciências Biológicas. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2012.

FANG, W.; PENG, S. L. Development of species diversity in the restoration process of establishing a tropical man-made forest ecosystem in China. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1-2, p. 185-196, 1997.

FAQUIN, V. Nutrição mineral de plantas. Lavras: UFLA/FAEPE, 183p, 2005.

FARQUHAR, G. D., O'LEARY, M. H., & BERRY, J. A. On the relationship between carbon isotope discrimination and the intercellular carbon dioxide concentration in leaves. **Functional Plant Biology**, v. 9, n. 2, p. 121-137, 1982.

FEELEY, K.J. The effects of forest fragmentation and increased edge exposure on leaf litter accumulation. **Journal of Tropical Ecology** , 20: 709-712, 2004.

FIELD, R., O'BRIEN, E. M., & WHITTAKER, R. J.. Global models for predicting woody plant richness from climate: development and evaluation. **Ecology**, 86(9), 2263-2277, 2005.

FIXEN, P. BRENTRUP, F., BRUULSEMA, T., GARCIA, F., NORTON, R., & ZINGORE, S. Nutrient/fertilizer use efficiency: measurement, current situation and trends. **Managing water and fertilizer for sustainable agricultural intensification**, v. 270, 2015.

FONSECA, S. M. Implicações técnicas e econômicas na utilização da desrama artificial. **IPEF (Circular técnica)**, Piracicaba, v. 1, n. 46, p. 1-22, 1979.

FREIXO, A. A. *et al.* Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 26, n. 2, 2002.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. 2007. <http://www.sosma.org.br/>. Acesso: 2012.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. 2012 <http://www.sosma.org.br/nossa-causa/a-mata-atlantica/>. Acesso: 10/07/2012.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. 2014 <https://www.sosma.org.br/projeto/clickarvore/o-que-fazemos/restauracao-florestal/>. Acesso: 03/11/2019.

GALLOWAY, J. N., DENTENER, F. J., CAPONE, D. G., BOYER, E. W., HOWARTH, R. W., SEITZINGER, S. P., ... & VÖOSMARTY, C. J. Nitrogen cycles: past, present, and future. **Biogeochemistry**, 70(2), 153-226, 2004.

GAMA, D.M. Efeito do corte seletivo de madeira no estoque de serrapilheira no solo em uma mata de tabuleiro no Norte Fluminense. Trabalho Monográfico (Bacharelado em Ciências Biológicas). 59f, 1997.

GAMA, D.M. Efeitos de borda sobre o solo, camada de serapilheira e decomposição foliar em um fragmento de Mata Atlântica na Reserva Biológica União, RJ. Tese de Doutorado. Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense, RJ, 2005.

GRATIVOL, A. D., RUIZ-MIRANDA, C. R., TEIXEIRA, A. M. G. & SCHMIDT, M. A. R.. Abordagem de Metapopulação para a Conservação dos Micos-Leões-Dourados na Paisagem Fragmentada da Bacia do Rio São João, RJ. In Conservação do Mico-Leão-Dourado: Enfrentando os Desafios de uma Paisagem Fragmentada: 136–159. Procópio-de Oliveira, P. , Grativol, A. D. & Ruiz-Miranda, C. R. (Eds). Campos dos Goytacazes, RJ: Editora da Universidade do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2008.

GAYOSO, J; GUERRA, J. Contenido de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos en Chile. **Bosque (Valdivia)**, v. 26, n. 2, p. 33-38, 2005.

GOLL, D. S., BROVKIN, V., PARIDA, B. R., REICK, C. H., KATTGE, J., REICH, P. B., ... & NIINEMETS, Ü. Nutrient limitation reduces land carbon uptake in simulations with a model of combined carbon, nitrogen and phosphorus cycling. **Biogeosciences**, v. 9, n. 9, p. 3547-3569, 2012.

GUERRA, A., REIS, L. K., BORGES, F. L. G., OJEDA, P. T. A., PINEDA, D. A. M., MIRANDA, C. O., ... & GARCIA, L. C. Ecological restoration in Brazilian biomes: identifying advances and gaps. *Forest ecology and Management*, 458, 117802, 2020.

HAGHVERDI, K., & KOOCH, Y. Effects of diversity of tree species on nutrient cycling and soil-related processes. **Catena**, 178, 335-344, 2019).

HARMON, M.E.; FRANKLIN, J.F.; SWANSON, F.J.; SOLLINS, P.; GREGORY, S.V.; LATTIN, J.D.; ANDERSON, N.H.; CLINE, S.P.; AUMEN, N.G.; SEDELL, J.R.; LIENKAEMPER, G.W.; CROMACK, K.; CUMMINS, K.W. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. **Advances in Ecological Research** v.15, p.133–302, 1986.

HERBON, J.L. E CONGDON, R.A. Ecosystem dynamics of disturbed and undisturbed sites in North Queensland wet tropical rain Forest. II. Litterfall. **Journal of Tropical Ecology**, 9: 365-380, 1993.

HOBBIE, Sarah E. Effects of plant species on nutrient cycling. **Trends in ecology & evolution**, v. 7, n. 10, p. 336-339, 1992.

HUDMAN, R. C., MOORE, N. E., MEBUST, A. K., MARTIN, R. V., RUSSELL, A. R., VALIN, L. C., & COHEN, R. C. Steps towards a mechanistic model of global soil nitric oxide emissions: implementation and space based-constraints. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 12, n. 16, p. 7779-7795, 2012.

INÁCIO, C.T. Uso da abundância natural de ^{15}N em estudos com fertilizantes orgânicos. Tese de doutorado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-graduação em Agronomia – Ciência do solo. 2015.

ISE, Takeshi; MOORCROFT, Paul R. The global-scale temperature and moisture dependencies of soil organic carbon decomposition: an analysis using a mechanistic decomposition model. **Biogeochemistry**, v. 80, n. 3, p. 217-231, 2006.

KAVVADIAS, V.A., ALIFRAGIS, D., TSIONTSIS, A., BROFAS, G. E STAMATELOS, G. Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four Forest ecosystem. **Forest ecology and Management**, 144: 113-127, 2001.

LAL, R. Soil degradation by erosion. **Land degradation & development**, v. 12, n. 6, p. 519-539, 2001.

LANGE, M., EISENHAUER, N., SIERRA, C. A., BESSLER, H., ENGELS, C., GRIFFITHS, R. I., ... & GLEIXNER, G. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. **Nature communications**, 6(1), 1-8, 2015.

LARCHER, W.; DE ASSIS PRADO, C. H. B. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa Artes e textos, 2000.

LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E. Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments. **Science**, v. 278, n. 5340, p. 1117–1118, 1997.

LAVELLE, P. et al. Soil invertebrates and ecosystem services. *Eur. J. Soil Biol.* 42, S3–S15, 2006.

LIMA, H.C.; PESSOA, S.V.A.; GUEDES-BRUNI, R.R.; MORAES, L.F.D.; GRANZOTTO, S.V.; IWAMOTO, S. & DI CIERO, J. Caracterização fisionômico-florística e mapeamento da vegetação da Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia** 57(3): 369-389, 2006.

LIMA, J. A. DE S.; VILLELA, D. M.; MANZATTO, C. V. Biomassa Arbórea em Fragmentos da Mata Atlântica Fluminense. **Embrapa Solo** ed. Rio de Janeiro, 2008.

LIMA, J. A. S. **Biomassa arbórea e estoques de nutrientes em fragmentos florestais da Baixada Litorânea Fluminense**: o efeito da fragmentação da Mata Atlântica. Campos dos Goytacazes, UENF. Laboratório de Ciências Ambientais. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Tese de Doutorado. 196 p. 2009.

LIMA, J. A. DE S., VILLELA, D. M., CALDERANO FILHO, B., & PÉREZ, D. V. Biomassa radicular fina em fragmentos da Mata Atlântica Fluminense. **FLORESTA**, 41(1), 2011.

LISBOA, A. C. Estoque de carbono em plantio de recomposição florestal com diferentes espaçamentos de plantio [dissertação]. **Seropédica: Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro**, 2010.

LIU, Y. Y.; VAN DIJK, A. I. J. M.; DE JEU, R. A M.; CANADELL, J. G.; MCCABE, M. F.; EVANS, J. P.; WANG, G. Recent reversal in loss of global terrestrial biomass. **Nature Climate Change**, v. 5, n. May, p. 1–5, 2015.

LOPES, A.S. 1998. *Manual internacional de fertilidade do solo*. 2 Ed. Piracicaba: Potofós.

LUIZÃO, R.C.; LUIZÃO, F.J.; PAIVA, R.Q.; MONTEIRO, T.F.; SOUSA, L.S. & KRUIJT, B. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest. **Global Change Biology**, 10(5): 592-600, 2004.

MAC NALLY, R., PARKINSON, A., HORROCKS, G., CONOLE, L., TZAROS, C. Relationships between terrestrial vertebrate diversity, abundance and availability of coarse wood debris on south-eastern Australian tree species. **Australian Journal Botany** v.51, p. 27-37, 2001.

MACHADO, P. L. O. A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, v. 28, n. 2, p. 329-334, 2005.

MAGNAGO, L. F. S., EDWARDS, D. P., EDWARDS, F. A., MAGRACH, A., MARTINS, S. V., & LAURANCE, W. F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 475-485, 2014.

MAGNAGO, L. F. S., MAGRACH, A., LAURANCE, W. F., MARTINS, S. V., MEIRA-NETO, J. A. A., SIMONELLI, M., & EDWARDS, D. P. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+?. **Global change biology**, v. 21, n. 9, p. 3455-3468, 2015.

MALAVOLTA, E. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações/Eurípedes Malavolta, Godofredo Cesar Vitti, Sebastião Alberto de Oliveira.—2. ed., ver. e atual. **Piracicaba: Potafos**, 1997.

MALHI, Y.; SAATCHI, S.; GIRARDIN, C.; *et al.* The Production, Storage, and Flow of Carbon in Amazonian Forests. In: **Amazonia and Global Change**. p. 355-372, 2009.

MALHI, Y.; AMÉZQUITA, F. F.; DOUGHTY, C. E.; SILVA-ESPEJO, J. E.; GIRARDIN, C. A. J. J.; METCALFE, D. B.; ARAGÃO, L. E. O. C.; HUARACQUISPE, L. P.; ALZAMORA-TAYPE, I.; EGUILUZ-MORA, L.; MARTEWS, T. R.; QUESADA, C. A.; ROBERTSON, A. L.; FISHER, J. B.; ZARAGOZA-CASTELLS, J.; ROJAS-VILLAGRA, C. M.; PELAEZ-TAPIA, Y.; SALINAS, N.; MEIR, P.; PHILLIPS, O. L. The productivity, metabolism and carbon cycle of two lowland tropical forest plots in south-western Amazonia, Peru. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, p. 1–21, 2013.

MARIMON-JUNIOR, B. H.; HAY, J. D. A new instrument for measurement and collection of quantitative samples of the litter layer in forests. **Forest Ecology and Management**. 255: 2244–2250, 2008.

MARIN, D.; MEDINA, E. Duracion foliar, contenido de nutrientes y esclerofilia en arboles de un bosque muy seco tropical. **Acta Cientifica Venezolana**, v. 32, p. 508-514, 1981.

MARTINELLI, L. A.; ALMEIDA, S.; BROWN, I. F.; MOREIRA, M. Z.; VICTORIA, R. L.; FILOSO, S.; FERREIRA, C. A. C.; THOMAS, W. W. Variation in Nutrient Distribution and Potential Nutrient Losses by Selective Logging in a Humid Tropical Forest of Rondonia, Brazil. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 597–613, 2000.

MARTINELLI, L. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERRAZ, E. S.; VICTORIA, R. L.; CAMARGO, P. B.; MOREIRA, M. Z. Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis. pp.144, 2009.

MARTINS, S. V. Recuperação de matas ciliares. Viçosa: Aprenda Fácil/Centro de Produções Técnicas. 146 p, 2001.

MARTINS, S. V. Recuperação de plantios degradadas: ações em plantios de preservação permanente, voçorocas, taludes, rodoviários e plantios de mineração. **Ed. Aprenda Fácil**, Viçosa, 2013.

MATOS, R.M.A. Aporte e decomposição da serapilheira em plantios em processo de restauração ecológica na Mata Atlântica. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Botânica, Escola Nacional de Botânica Tropical. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 42p. 2021

MCGRATH, D. A., SMITH, C. K., GHOLZ, H. L., & DE ASSIS OLIVEIRA, F. Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazonia. **Ecosystems**, 4(7), 625-645, 2001.

MELLO, R.B; SOUZA, B.I; COELHO, B.H; MELLO, C.L.T; MENDONÇA, G. COELHO, G FILHO, J.L; ROCHA, L; MOREAES, L.F.D; GOMES, M.M; NETO, R.P. Plano de manejo da plantio de proteção ambiental da bacia do RIO SÃO JOÃO/MICOLEÃO-DOURADO, 2008.

MENDES, M. S., LATAWIEC, A. E., SANSEVERO, J. B., CROUZEILLES, R., MORAES, L. F., CASTRO, A., ... & STRASSBURG, B. B. Look down—there is a gap—the need to include soil data in Atlantic Forest restoration. **Restoration Ecology**, 27(2), 361-370, 2019.

MORAES, L. F. D. D., CAMPELLO, E. F. D. C., PEREIRA, M. G., & LOSS, A. Características do solo na restauração de plantios degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. **Ciência Florestal**, v. 18, n. 2, p. 193-206, 2008.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Articles. **Nature**, 2000.

NARDOTO, Gabriela Bielefeld. **Abundância natural de 15N na Amazônia e Cerrado-implicações para a ciclagem de nitrogênio**. 2005. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

NASCIMENTO, A. C. P. *Produção e aporte de nutrientes da serapilheira em um fragmento de mata atlântica na Rebio União, RJ: efeito de borda* (Doctoral dissertation, Dissertação de mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes), 2005.

NASCIMENTO, M. T.; BARBOSA, R. I.; VILLELA, D. M.; PROCTOR, J. Above-ground biomass changes over an 11-year period in an Amazon monodominant forest and two other lowland forests. **Plant Ecology**, v. 192, n. 2, p. 181–191, 2007.

NASCIMENTO, M. T.; DA SILVA CARVALHO, L. C.; BARBOSA, R. I.; VILLELA, D. M. Variation in floristic composition, demography and above-ground biomass over a 20-year period in an Amazonian monodominant forest. **Plant Ecology and Diversity**, v. 7, n. 1–2, p. 293–303, 2014.

NANNIPIERI, P.; ASCHER, J.; CECCHERINI, M. T.; LANDI, L.; PIETRAMELLARA, G.; RENELLA, G.,. Microbial diversity and soil functions. **European Journal of Soil Science**, v. 54, p. 655–670, 2003.

OECHEL, W. C., HASTINGS, S. J., VOURLRTIS, G., JENKINS, M., RIECHERS, G., & GRULKE, N.. Recent change of Arctic tundra ecosystems from a net carbon dioxide sink to a source. **Nature**, 361(6412), 520, 1993.

ONU (2015). 17 Objetivos para Transformar Nosso Mundo. Disponível em:<<https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>>. Acesso em: 15 de Setembro de 2021.

OSHER, L. J.; MATSON, P. A.; AMUNDSON, R. Effect of land use change on soil carbon in Hawaii. **Biogeochemistry**, v. 65, n. 2, p. 213-232, 2003.

PPBIO–AM. 2011. *Protocolo coleta de solos. PPBio – Amazônia*. Disponível em: <https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Protocolo%20de%20Coleta%20de%20Solo.pdf>. Acesso em: 12 out. 2021.

PINDER, R. W., DAVIDSON, E. A., GOODALE, C. L., GREAVES, T. L., HERRICK, J. D., & LIU, L. Climate change impacts of US reactive nitrogen. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 20, p. 7671-7675, 2012.

POGGIANI, Fábio; COUTO, HTZ do; SIMÕES, João Walter. Aspectos ecológicos das minirotações e do aproveitamento dos resíduos florestais. **Piracicaba, SP: IPEF**, 1979.

POGGIANI, FABIO et al. Ciclagem e exportação de nutrientes em florestas para fins energéticos. **IPEF, Piracicaba**, v. 27, p. 17-30, 1984.

PRIMACK, R. B. & RODRIGUES, E. *Biologia da Conservação*. Editora Rodrigues. 310p, 2001.

PRICE, S. P.; BRADFORD, M. A.; ASHTON, M. S. Characterizing organic carbono stocks and flows in forest soils. In: ASHTON, M. S.; TYRREL, M. L.; SPALDING, D.; GENTRY, B. (Ed.). *Managing Forest Carbon in a Changing Climate*. Springer Science & Business Media, p. 7-30, 2012.

PROCTOR, J. Tropical Forest litterfall. I. Problems of data comparison. Ee. Sutton, S. L.; Whitmore, T. C.; Chadwick, A. C. *Tropical rain forest and managemnet*. **Blackwell Scientific Publications**, Oxford, 267-273 p, 1983.

RAMBALDI, D. M., OLIVEIRA, D. A. S. *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA/SBF. ISBN – 87166-48-4; 2003.

RAVEN, P.H.; EVERT, R.F. & EICHHORN, S.E. 1996. *Biologia Vegetal*. 5 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

REBOITA, M. S.; ROCHA, R. P.; DIAS, C. G.; YNOUE, R. Y. Climate Projections for South America: RegCM3 Driven by HadCM3 and ECHAM5. **Advances in Meteorology**, London, v, 2014, p. 1 - 17, 2014.

REIS, A.; ZAMBONIN, R. M & NAKAZONO, E. M. Recuperação de plantios florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta – animal. **Série Caderno da Biosfera**, 14: 1- 42, 1999.

REIS, M. P. *Estrutura e composição florística em dois corredores florestais na APA do Rio São João, RJ, após 14 anos da implantação*. Monografia. Curso de Bacharelado Ciências Biológicas. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2012.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. ***Biology Conservation***. 142:1141–1153, 2009.

RICKLEFS, Robert E. A economia da natureza. In: **A economia da natureza**. p. 470-470, 2015.

ROBINSON, D. $\delta^{15}\text{N}$ as an integrator of the nitrogen cycle. *Trends in ecology & evolution*, 16(3), 153-162, 2001.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Eds.). Recuperação de plantios degradados. Viçosa: UFV, SOBRADE. p. 203-215, 1998.

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

RUSSELL, M.B.; FRAVER, S.; AAKALA, T.; GOVE, J.H.; WOODALL, C.W.; D'AMATO, A.W. & DUCEY, M.J. Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: A review. **Forest Ecology and Management**, 350: 107- 128, 2015.

SAITER, F. Z.; WENDT, T; VILLELA D. M; NASCIMENTO, M. T. (2008), RAIN FORESTS: FLORISTICS, in International Commission on Tropical Biology and Natural Resources, [Eds. Kleber Del Claro, Paulo S. Oliveira, Victor Rico-Gray, Ana Angelica Almeida Barbosa, Arturo Bonet, Fabio Rubio Scarano, Francisco Jose Morales Garzon, Gloria Carrion Villarnovo, Lisias Coelho, Marcus Vinicius Sampaio, Mauricio Quesada, Molly R. Morris, Nelson Ramirez, Oswaldo Marcal Junior, Regina Helena Ferraz Macedo, Robert J. Marquis, Rogerio Parentoni Martins, Silvio Carlos Rodrigues, Ulrich Luttge], in Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), Developed under the Auspices of the UNESCO, Eolss Publishers, Oxford, UK, [<http://www.eolss.net>] [Retrieved May 18, 2009]

SANTOS, POLLYANA RODRIGUES DE OLIVEIRA DOS. Caracterização de núcleos de vegetação arbustivo/arbóreos como subsídio à restauração passiva

em pastagens abandonadas/ Pollyanna Rodrigues de Oliveira dos Santos. – Rio de Janeiro, Dissertação (mestrado) – Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro / Escola Nacional de Botânica Tropical, 2014.

SATTI P, MAZZARINO MJ, GOBBI M, FUNES F, ROSELLI L, FERNANDEZ H. Soil N dynamics in relation to leaf litter quality and soil fertility in north-western Patagonian forests. **Journal Ecology** 91:173–18, 2003.

SAYER, E. J., Using experimental manipulation to assess the roles of litter in the functioning of forest ecosystems. **Biological Reviews**, v. 81, n. 1, p. 1-31, 2006.

SILVA, C. E., GONÇALVES, J. F. D. C., FELDPAUSCH, T. R., LUIZÃO, F. J., MORAIS, R. R., & RIBEIRO, G. O Eficiência no uso dos nutrientes por espécies pioneiras crescidas em pastagens degradadas na Amazônia central. **Acta Amazonica**, v. 36, p. 503-512, 2006.

SILVA, A. P. *Ciclagem de nutrientes de mata atlântica de baixada na APA do Rio São Joao, RJ: Efeito do tamanho do fragmento*, Tese em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ, 2009.

SILVA, V. D. *Respiração heterotrófica e estoques de necromassa em regiões de borda e interior em fragmentos de Mata Atlântica* (Doctoral dissertation, Dissertação (mestrado em ecologia e recursos naturais), Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes), 2013.

SILVA, A.P.; VILLELA, D. M. Nutrientes foliares de espécies arbóreas na Mata Atlântica: efeito do tamanho do fragmento. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 2, p. 317-325, 2015.

SMITH, B. N. & EPSTEN, S. Two Categories of $^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$ Ratios for Higher Plants. **Plant Physiol** 47:380–384, 1971.

STEIN, A., GERSTNER, K., & KREFT, H. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. **Ecology letters**, 17(7), 866-880, 2014.

STEVENSON, D. J. Formation of the giant planets. **Planetary and Space Science**, v. 30, n. 8, p. 755-764, 1982.

STRASSBURG, B. B., IRIBARREM, A., BEYER, H. L., CORDEIRO, C. L., CROUZEILLES, R., JAKOVAC, C. C., ... & VISCONTI, P. Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, v. 586, n. 7831, p. 724-729, 2020.

TRUMBORE, S & CAMARGO, P. B. Soil Carbon Dynamics. **Amaz Glob Chang** 451–462, 2009.

VAN WAGNER, C.E. The line intersect method in forest fuel sampling. **Forest Science** v.14, n.1, p 20-26, 1968.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais – **Série Técnica IPEF**, v – 12, n-32, p 25,42, 1998.

VIEIRA, R. F. Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas. **Embrapa Meio Ambiente-Livro científico (ALICE)**, 2017.

VILLA, E. B., PEREIRA, M. G., ALONSO, J. M., BEUTLER, S. J., & LELES, P. S. D. S.. Aporte de serapilheira e nutrientes em plantio de restauração florestal com diferentes espaçamentos de plantio. **Floresta e Ambiente**, v. 23, p. 90-99, 2016.

VILLELA, D. M.; NASCIMENTO, M. T.; ARAGÃO, L. E. O. C. *et al.* The effects of drought on forest biomass are larger after logging. A case study from the Brazilian Atlantic Forest. (em preparação).

VILLELA, D. M., PROCTOR, J. Litterfall Mass, Chemistry, and Nutrient Retranslocation in a Monodominant Forest on Maracá Island, Roraima, Brazil 1. **Biotropica**, 31(2), 198-211, 1999.

VILLELA, D. M.; NASCIMENTO, M. T.; DE ARAGÃO, L. E. O. C.; DA GAMA, D. M. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 506–516, 2006.

VILLELA, D.; DE MATTOS, E.; PINTO, A.; VIEIRA, S.; MARTINELLI, L. Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 633–642, 2012.

VILLELA, D. M., DA SILVA, A. P., BONADIMAN, G. S. L., DA SILVA, A. D. S., & DE SOUZA, R. P. *Clusia hilariana*, a key species on nutrient cycling in sand dune vegetation thickets. **Oecologia australis**, 24(2), 420-437, 2020.

VELOSO, H.; FILHO, A. R.; LIMA, J.C.A.J. Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro. pp. 124, 1991.

VITOUSEK, P.M. & SANFORD, R.L. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 137–167, 1986.

ZAHAWI, RAKAN A. ET AL. ZAHAWI, R. A., HOLL, K. D., COLE, R. J., & REID, J. L. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 1, p. 88-96, 2013.

WALLACE, J.B.; EGGERT, S.L.; MEYER, J.L.; WEBSTER, J.R. Effects of resource limitation on a Detrital-based ecosystem. **Ecological Monographs** v.69, n.4, p.409–442, 1999.

WIESMEIER, M.; URBANSKI, L., HOBLEY, E., LANG, B., VON LÜTZOW, M., MARÍN- SPIOTTA, E.; WESEMAEL, B.; RABOT, E.; LIEß, M.; GARCIA-FRANCO, N.; WOLLSCHLAGER, U.; VOGEL, H.J. & KÖGEL-KNABNER, I. Soil organic carbon storage as a key function of soils –A review of drivers and indicators at various scales. **Geoderma**, 333: 149-162, 2019.

WRIGHT, I. J.; WESTOBY, M. Nutrient concentration, resorption and lifespan: leaf traits of Australian sclerophyll species. **Functional Ecology**, v. 17, n. 1, p. 10-19, 2003.

CAPÍTULO 2: ÁREA DE ESTUDO: APA DO RIO SÃO JOÃO/MICO LEÃO DOURADO

As citações e referências bibliográficas deste capítulo seguem as normas da ABNT.

2.1. APA do Rio São João e Rebio Poço das Antas

Na APA (Área de Proteção Ambiental) da Bacia do Rio São João (Figura 1), localizada no centro-norte do estado do Rio de Janeiro encontram-se remanescentes florestais com elevado grau de fragmentação e perturbação (CARVALHO et al., 2008). Esses fragmentos de Mata Atlântica de baixada apresentam uma vasta diversidade biológica, sendo berço de inúmeras espécies endêmicas e espécies ameaçadas de extinção, como por exemplo, o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) e a preguiça de coleira (*Bradypus torquatus*) (CARVALHO et al., 2008).

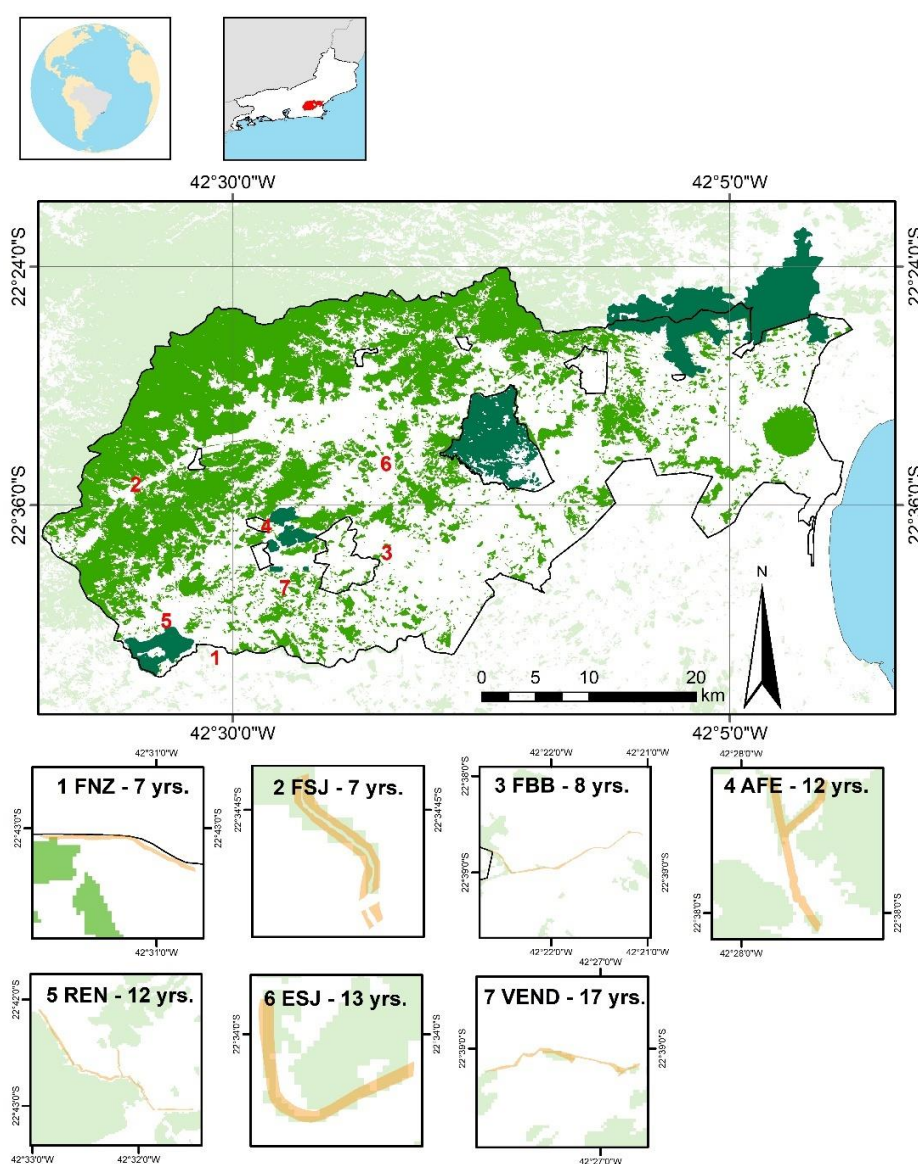


Figura 1 - Mapa com a localização dos fragmentos florestais em restauração ativa na APA do Rio São João - RJ. Fonte: Associação Mico Leão Dourado.

Inclusa na APA do Rio São João, a Reserva Biológica (ReBio) de Poço das Antas (22°30' até 22°33'S; 42°15' até 42°19'W) foi criada em 1974, por meio de um Decreto Federal, a fim de se proteger, inicialmente, uma área de aproximadamente 5.000 ha de formação de Floresta Ombrófila Densa. Atualmente, essa formação vegetal foi subdividida em: floresta submontana, floresta aluvial, formação pioneira com influência fluvial, capoeira submontana, capoeira aluvial e campo antrópico (pastagem) (Lima *et al.*, 2009). Desde a sua criação, a Reserva Biológica de Poço das Antas vem proporcionando o restabelecimento da vegetação em locais com maior capacidade de resiliência com a suspensão de atividades agropastoris e a recuperação de área degradada (Santos, 2014).

Os remanescentes florestais inseridos na APA do Rio São João apresentam diferentes tamanhos, variando de 19 ha (menor fragmento florestal – Afetiva) a 7769 há (Reserva Biológica União) (ICMBIO, 2016). Mesmo com diferentes tamanhos, Rodrigues. (2005) e Carvalho. (2005), observaram que esses fragmentos florestais eram semelhantes quanto a estrutura e a diversidade de espécies arbóreas com diâmetro superior a 5 cm, ressaltando a importâncias desses fragmentos florestais (mesmo o de menor tamanho) para a conservação e manutenção do fluxo gênico da comunidade vegetal.

De acordo com Procópio-de Oliveira *et al.* (2008), a estrutura e composição florística dos menores fragmentos florestais era representada pelas espécies mais importantes: *Guarea giodonia* (L) Sleumer; *Cupania oblongifolia* Mart.; *Plathymenia foliolosa* Benth; *Guapira nítida* (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell, e *Siparuna guianensis* Aubl. Por outro lado, para a ReBio União (maior fragmento florestal), “Reis. 2019”, observou que as espécies mais representativas para o censo de 2018 foram: *Mabea fistulifera* Mart.; *Cupania racemosa* (Vell.) Radlk.; *Artocarpus heterophyllus* Lam., e *Senefeldera verticillata* (Vell.) Croizat.

A região apresenta um clima predominantemente úmido (ICMBio, 2023). A precipitação pluviométrica média anual da região é de 1253 mm e temperatura média anual de 23 °C (Figura 2), com sazonalidade definida em estação seca entre os meses de maio a setembro e estação chuvosa entre os meses de outubro e março (Reis, 2019; ICMBio, 2023) (Figura 3).

A restauração das áreas degradadas inseridos na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado iniciou-se em 1994, com o programa Mata Atlântica do

Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ) (Moraes *et al.*, 2021). Em 1997, a Associação Mico Leão Dourado (AMLD), juntamente com a Rebio Poço das Antas, prefeituras, comunidades locais e proprietários rurais iniciou o plantio de mudas nativas em duas áreas (Fazenda Vale do Cedro e Fazenda Santa Helena), que inicialmente era pastagem, promovendo a restauração florestal da região e o restabelecimento da conectividade entre os fragmentos de mata Atlântica (Faitanin, 2012; Cruz, 2012; Reis, 2012; Santos, 2014). Atualmente, são mais de 50 áreas plantadas, com aproximadamente 394 ha de vegetação nativa, em diferentes estágios de regeneração (Faitanin, 2012; Cruz, 2012; Reis, 2012; Santos, 2014).

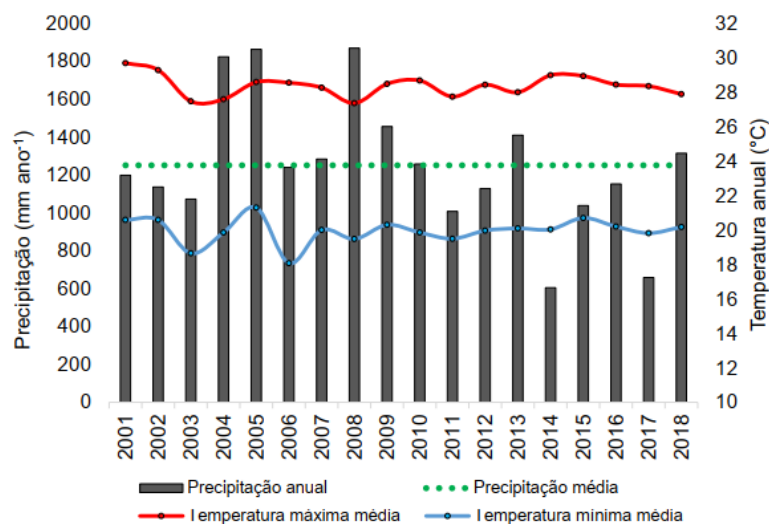


Figura 2 - Precipitação anual total e temperatura máxima e mínima para os anos de 2001 a 2018. Rebio União. Linha verde – média de pluviosidade entre os anos. Fonte: Associação Mico Leão Dourado (AMLD); Instituto Nacional Meteorológico (INMET); REIS, 2019.

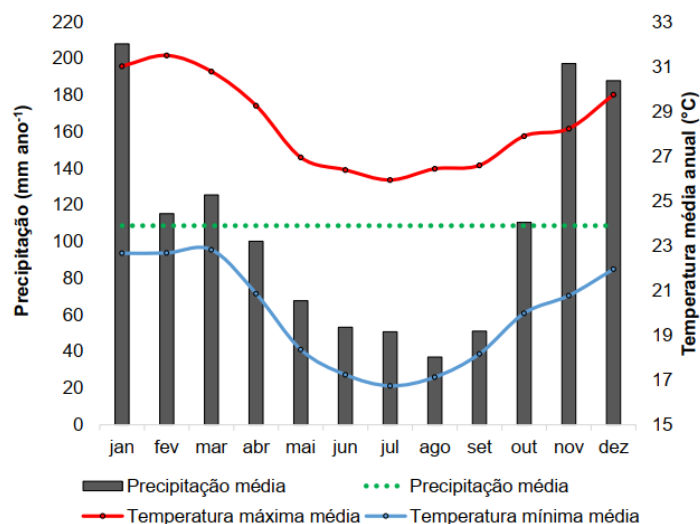


Figura 3 - Precipitação pluviométrica (mm) e temperatura média anual (°C) da Rebio União (2001 – 2018) Fonte: Associação Mico Leão Dourado (AMLD); Instituto Nacional Meteorológico (INMET); REIS, 2019.

2.2. Plantios selecionadas

O presente estudo foi realizado em plantios em restauração na Mata Atlântica localizadas na Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio São João, instaladas pela Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD) e demais entidades mencionadas anteriormente. Foram selecionadas sete plantios de restauração: Fazenda Vendaal, Fazenda Renascença, Fazenda Afetiva II, Estância São João, Fazenda Búfalo Branco, Fazenda Nazaré e Fazenda São João, com base nos seguintes critérios: plantios com tamanho superior a 1 hectare; mesmo tipo de relevo, caracterizado como áreas de baixada; plantio total de mudas; proximidade a cursos d'água, sem ocorrência de inundação permanente (apenas alagamentos periódicos); e plantios iniciados entre os anos de 2005 e 2015 (Tabela 1).

Nos plantios de restauração, foram realizados tratamentos de adição de fertilizantes e outras práticas silviculturais, tanto no período pré quanto pós-plantio, com o objetivo de garantir maior sobrevivência das mudas nativas. Inicialmente, foi realizada a correção da acidez do solo, com a aplicação de 500 g de calcário dolomítico sobre as coroas de 1 metro de diâmetro, além da aplicação de 100 g de fertilizante NPK (20–05–20) por cova aberta. Aproximadamente dois meses após o plantio, as mudas receberam uma nova aplicação de 50 g de fertilizante NPK (20–05–20). Para o controle de formigas cortadeiras, foi utilizada isca formicida na dosagem de 2,5 kg ha⁻¹. O controle de

gramíneas, espécies invasoras e ervas daninhas foi realizado por meio de roçada semimecanizada ao redor das mudas e roçada mecanizada, com trator acoplado a roçadeira, em toda a área. Quando a taxa de mortalidade das mudas ultrapassou 10% do número inicialmente plantado, foi realizado o replantio com novas mudas pertencentes ao mesmo grupo ecológico, conforme recomendado por Brasil – MMA/ICMBIO (2008).

Este trabalho foi conduzido em parceria com a tese de doutorado da aluna Bianca Nunes dos Reis, na qual foram alocadas cinco parcelas fixas (8 m × 25 m) em cada um dos plantios. Nessas parcelas foram realizados estudos de florística, fitossociologia, biomassa arbórea e atributos funcionais das espécies arbóreas, cujos resultados subsidiaram a interpretação dos dados e a tomada de decisões no presente estudo.

Tabela 1 - Caracterização dos plantios de mata atlântica em restauração na APA Rio São João, RJ, utilizados no presente estudo, apresentando o ano de estabelecimento do plantio (Ano), áreas de plantio (área - há), espaçamento entre as mudas (Espaçamento – m), topografia, elevação do terreno a nível do mar (Elevação – m), riqueza de espécies plantadas, coordenadas geográficas e localização. Adaptação de Reis, 2019; EMBRAPA, 2020.

	Ano	Área (há)	Espaçamento (m)	Topografia	Solo	Elevação (m)	Riqueza espécies plantadas	Coordenadas	Localização
Fazenda Vendaval	2005	4,59	3x2	Baixada	Gleissolo háplico distrófico	23 - 30 m	41 sps	22°39'2.44"S 42°27'10.74"W	Césario Alvim
Fazenda Renascença	2010	11,15	2x2	Baixada	Argissolos de alumínio vermelho-amarelo	34 - 75 m	33 sps	22°43'2.37"S 42°31'40.67"W	Rio Bonito (Distrito de Mato Alto)
Fazenda Afetiva II	2010	11,25	2x2	Baixada	Gleissolo háplico distrófico	31 - 37 m	33 sps	22°37'49.43"S 42°27'46.98"W	Silva Jardim (Distrito de Imbaú)
Estância São João	2009	6,5	2x2	Baixada	Gleissolo háplico distrófico	16 - 27m	19 sps	22°34'12.29" S 42°31'40.67" W	Rio Bonito
Fazenda Búfalo Branco	2014	7,85	2x2	Baixada	Gleissolo háplico distrófico	11 - 18 m	25 sps	22°38'54.00"S 42°21'50.00"W	Silva Jardim
Fazenda Nazaré	2015	6,33	3x2	Baixada	Gleissolo háplico distrófico	34 -64 m	48 sps	22°42'56.52"S 42°30'49.55"W	Rio Bonito
Fazenda São João	2015	1,15	3x2	Baixada	Gleissolo háplico distrófico	57 - 65 m	37 sps	22°34'46.97"S 42°34'18.40"W	Silva Jardim (Gaviões)

2.3. REFERÊNCIAS

- CARVALHO, F. A., NASCIMENTO, M. T., & OLIVEIRA FILHO, A. T. (2008). Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22, 929-940. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000400004>
- CISNEIRO, A. C. Estoque e respiração heterotrófica da necromassa na borda e interior de um fragmento de mata atlântica na Rebio União/RJ, Monografia – LCA/UENF. 2016.
- CRUZ, M. F. Avaliação do estabelecimento de mudas e da regeneração natural em um corredor ecológico na bacia hidrográfica do Rio São João, RJ. 34 Monografia, Curso de Bacharelado Ciências Biológicas. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2012.
- CYRINO, V., M., E. Influência do tipo florestal e da fragmentação na composição elementar e isotópica do solo e da necromassa vegetal na mata atlântica, RJ. Dissertação de mestrado, 2021.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa). (2020). PRONASOLOS entrega a maior plataforma tecnológica do País sobre solos brasileiros. Brasília, DF: Embrapa. URL: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/57903146/pronasolos-entrega-maior-plataforma-tecnologica-do-pais-sobre-solos-brasileiros>. Acesso 10.10.2025.
- FAITANIN, M. A. Análise da restauração vegetal em um corredor florestal implantado na APA do Rio São João – Fazenda Dourada, Casimiro de Abreu - RJ. Monografia, Curso de Bacharelado Ciências Biológicas. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2012.
- LIMA, J. A. S. (2009). Biomassa arbórea e estoques de nutrientes em fragmentos florestais da APA Rio São João: o efeito da fragmentação sobre a mata atlântica da baixada litorânea fluminense. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Available in: <https://uenf.br/posgraduacao/ecologia-recursosnaturais/wp-content/uploads/sites/7/2013/11/jorge-lima.pdf>.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Instituto Chico mendes de Conservação da biodiversidade (ICMBIO). **Plano de manejo da Plantio de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João/Mico leão- Dourado**, 349p, 2008.

MORAES, L. F. D.; SANSEVERO, J. B. B. ; PEREIRA JR., C. A. . A contribuição da Rebio Poço das Antas para a restauração das florestas da bacia do rio São João. In: Carla Madureira Cruz; Monika Richter; Vinicius Seabra. (Org.). Um olhar para o São João. 1ed.Rio de Janeiro: Autografia Edição e Comunicação Ltda., 2021, v. 1, p. 205-242.

GRATIVOL, A. D., RUIZ-MIRANDA, C. R., TEIXEIRA, A. M. G. & SCHMIDT, M. A. R.. Abordagem de Metapopulação para a Conservação dos Micos-Leões-Dourados na Paisagem Fragmentada da Bacia do Rio São João, RJ. In Conservação do Mico-Leão-Dourado: Enfrentando os Desafios de uma Paisagem Fragmentada: 136–159. Procópio-de Oliveira, P. , Grativol, A. D. & Ruiz-Miranda, C. R. (Eds). Campos dos Goytacazes, RJ: Editora da Universidade do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2008.

REIS, M. P. Estrutura e composição florística em dois corredores florestais na APA do Rio São João, RJ, após 14 anos da implantação. Monografia. Curso de Bacharelado Ciências Biológicas. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2012.

REIS, B.N. (2019). Efeito de borda sobre a dinâmica da biomassa arbórea em fragmento de floresta ombrófila da Mata Atlântica. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Available in: <https://uenf.br/posgraduacao/ecologia-recursosnaturais/wp-content/uploads/sites/7/2019/07/Dissertação-de-Mestrado-Bianca-Nunes-dos-Reis-2019-FINAL.pdf>

REIS, B.N. (2024). Estrutura e diversidade florística em plantios de restauração na floresta atlântica de baixada na APA do Rio São João/mico leão dourado, RJ. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos

Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Available in: https://ppgern.uenf.br/wpcontent/uploads/2024/02/Tese-de-Doutorado-Bianca-Nunes-dos-Reis_Junho_2024.pdf

SANTOS, POLLYANA RODRIGUES DE OLIVEIRA DOS. Caracterização de núcleos de vegetação arbustivo/arbóreos como subsídio à restauração passiva em pastagens abandonadas/ Pollyanna Rodrigues de Oliveira dos Santos. – Rio de Janeiro, Dissertação (mestrado) – Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro / Escola Nacional de Botânica Tropical, 2014.

CAPÍTULO 3: EFFECTS OF A RESTORATION CHRONO-SEQUENCE ON SOIL ELEMENTAL AND ISOTOPIC CARBON AND NITROGEN IN THE ATLANTIC FOREST

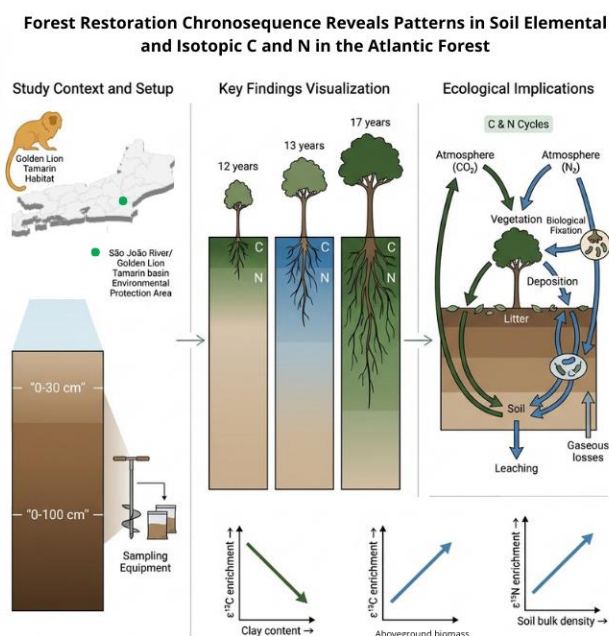
Mariana Alves Faitanin^{a*}, Carlos Eduardo de Rezende^a, Bianca
Nunes dos Reis^a, Caroline Pessanha da Silva^a, Marcelo Trindade
Nascimento^a, Cláudio Roberto Marciano^b, Pedro Vianna Gatts^a,
Dora Maria Villela ^a

a - Environmental Sciences Laboratory, Center for Biosciences and Biotechnology, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Adress: Av. Alberto Lamego, 2000, Parque Califórnia, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brazil.; b - Soil Laboratory, Center for Agricultural Sciences and Technologies, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro; Adress: Av. Alberto Lamego, 2000, Parque Califórnia, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brazil. *mfaitanin@gmail.com

Artigo submetido *na Soil & Environmental Health* classificada com percentile 78% (Qualis A2) na área de biodiversidade. As citações e referências bibliográficas deste capítulo seguem as normas da revista.

EFFECTS OF A RESTORATION CHRONO-SEQUENCE ON SOIL ELEMENTAL AND ISOTOPIC CARBON AND NITROGEN IN THE ATLANTIC FOREST

Graphic abstract:



Abstract:

Forest restoration is essential for the recovery of degraded forests. This study assessed the elemental, and stocks of carbon (C) and nitrogen (N) and their isotopic composition and enrichment factors ($\epsilon^{13}\text{C}$; $\epsilon^{15}\text{N}$) in soils from seven forest plantations of different ages in the Atlantic Forest. The hypothesis was that areas with longer restoration periods have higher stocks and lower isotopic composition, and that vegetation and soil variables influence C and N in the soil independent of its forest plantation ages. The study was conducted in Golden Lion Tamarin protection area, Rio de Janeiro, Brazil. Soil was sampled (0-30; 0-100 cm depth) in four plots (8x25m) per plantation, and C and N determined by IRMS. Despite the lack of a significant relationship between plantation age and elemental C and N concentrations and stocks neither isotopic composition, the results indicate that soil properties and vegetation play an important role in isotopic enrichment factors. The models revealed a negative effect of clay content on $\epsilon^{13}\text{C}$ and a positive effect of aboveground trees biomass, while bulk density had a positive effect on $\epsilon^{15}\text{N}$. Analysis of the elemental and isotopic composition of C and N showed that forest restoration promotes changes in the stocks and distribution of these elements in the soil, regardless of the age of the plantations. The results indicate that edaphic and vegetation, such as clay content, soil density, and aboveground biomass, play a predominant role in isotopic processes, highlighting the importance of local conditions in the recovery of biogeochemical functionality in restored areas.

Keywords: Carbon stock; Forest restoration; Isotopic composition; Nitrogen stock; Nutrient cycling; Tropical forests

3.1. INTRODUCTION

Tropical forests play a central role in global carbon and nitrogen cycles, regulating the flows of matter and energy between the biosphere and the atmosphere (Galloway *et al.*, 2008; Keith *et al.*, 2021). Furthermore, they contain more than half of terrestrial biodiversity and are responsible for about one-third of the primary productivity of the Earth's surface (Malhi, 2012; Pimm & Raven, 2000). The Atlantic Forest, one of the six Brazilian tropical biomes, is considered a biodiversity "hotspot" due to its high diversity of plant and animal species and many endemic species (Laurance, 2009, Colombo & Joly, 2010). However, the intensification of human activities during the Anthropocene has led to the fragmentation and degradation of these ecosystems, altering the vegetation composition and directly impacting the soil's physical, chemical, and biological attributes (Paul *et al.*, 2010; Malhi *et al.*, 2014; Dror *et al.*, 2021).

In this context, forest restoration emerges as a fundamental strategy to mitigate these impacts, promoting the recovery of the structure, diversity, and functionality of degraded ecosystems (Yu *et al.*, 2021). Recognizing its importance, the UN established the "Decade on Ecosystem Restoration" (2021–2030) (UN, 2025), intending to prevent, halt, and reverse degradation across all biomes (Gnacadjia & Vidal, 2023). In parallel, the Bonn Challenge initiative (a partnership between the German government and the IUCN – International Union for Conservation of Nature) established an agreement with more than 60 countries, including Brazil, to restore 150 million hectares by 2020 and 350 million hectares by 2030 globally (Sewell *et al.*, 2020).

Litter plays a central role in the functioning of forest ecosystems, acting as the main pathway for nutrient return to the soil and directly influencing fundamental processes such as nutrient cycling, organic matter formation, and maintenance of soil fertility (Vitousek., 1984). In ecological restoration contexts, litter deposition has been widely used as a functional indicator of successional progress (Díaz *et al.*, 2016; Williams-Linera *et al.*, 2021; Díaz., 2025). Over time, an increase in the quality and quantity of deposited organic matter is expected, resulting from the increased composition of plant species and greater complexity in the interactions among soil, plants, and microorganisms (Díaz & Cabido., 2001; Díaz., 2025), leading to improvements in edaphic properties and the accumulation of carbon and nitrogen in the soil (Sparling *et al.* 2003; Li *et al.* 2007; Huang *et al.* 2015).

The soil serves as an important reservoir of organic carbon, influenced by biogeochemical processes such as the deposition of plant residues, their decomposition, and subsequent stabilization in the mineral fraction (Smith *et al.*, 2015; Lavalée *et al.*, 2020). The stabilization of carbon in the mineral fraction is a crucial mechanism for carbon sequestration in the soil (Craig *et al.*, 2021). These processes are sensitive to environmental conditions and soil management practices, which can accelerate or retard carbon cycling (Hao *et al.*, 2025).

Nitrogen, in turn, is an essential element for the functioning of ecosystems, especially in the early stages of succession (Elser *et al.*, 2007; Vitousek *et al.*, 2010). Under these conditions, available nitrogen can directly determine the growth rate of plants, as it is necessary for the synthesis of proteins, nucleic acids, and other compounds fundamental to plant development (Wolf *et al.*, 2011). Studies have shown that in the early stages of succession, when the soil is still developing, nitrogen can be the main limiting nutrient (Xia *et al.*, 2021), mainly due to lower deposition and accumulation in the litter and lower soil microbial biomass, limiting decomposition and mineralization processes (Zhou *et al.*, 2018; Manzoni *et al.*, 2021). Furthermore, the high nitrogen demand of pioneer species in newly converted pasture areas to planted forest areas can favor competition between plants and microorganisms (Craig & Fraterrigo, 2017; Fudjoe *et al.*, 2023).

Among the tools for evaluating the processes of accumulation and transformation of organic matter in the soil, heavier stable isotopes of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) have proven particularly useful (Liu & Han, 2022; Soldatova *et al.*, 2024). These natural markers allow tracking changes in the origin of organic matter, the intensity of decomposition, and the history of land use (West *et al.*, 2006; Huang *et al.*, 2022). Variations in isotopic composition, from higher ($\sim -12\text{‰}$) to lower ($\sim -27\text{‰}$) values, indicate the progressive replacement of pasture-derived material throughout the restoration chrono-sequence (Zhou *et al.*, 2020; Xia *et al.*, 2021). In the soil-plant relationship, the isotopic enrichment factor (ϵ) determines the difference between the isotopic values of the litter (produced or deposited) and the soil, reflecting the isotopic fractionation that occurs during the decomposition of organic matter and nutrient cycling (de Barros Ferraz *et al.*, 2009).

Despite advances in revegetation techniques, uncertainties and gaps remain regarding how they contribute to the qualitative replenishment of soil organic matter promoted by forest restoration processes (Bonner *et al.*, 2020; Allek *et al.*, 2023). Most studies on carbon stocks in forest ecosystems focus on aboveground biomass, especially in forests under different successional stages, while the fraction of carbon stored in the soil, which is the largest carbon reservoir, is poorly studied and requires greater attention for understanding carbon cycles (Fonseca *et al.*, 2024). Similarly, the nitrogen cycle and availability in the soil need to be better understood (Müller & Clough., 2014).

Studies conducted in the São João river basin, at Golden Lion Tamarin Environmental Protection Area have significantly contributed to the understanding of the ecological processes that support forest restoration, including natural vegetation regeneration, biomass accumulation, and recovery soil properties. (Lo Sardo, 2021; Moraes *et al.*, 2008). Previous research in the region shows an increase in the concentration and stock of carbon and nitrogen in the soil and vegetation (via litter produced or aboveground biomass) (Lima, 2009; Silva & Villela, 2015; Souza, 2012; Cyrino., 2021), as well as in the structure, floristic composition (Reis, 2024), and functional traits (Loureiro, 2025) in secondary forests of the region. However, studies integrating isotopic factors with indicators of plant diversity are still scarce in assessing how floristic complexity influences isotopic enrichment patterns and nutrient cycling throughout the chrono-sequence.

Given this, the present study aimed to determine the stock, and the elemental and isotopic composition, of carbon (C) and nitrogen (N) in the soil of Atlantic Forest plantations chronosequence, as well as the soil enrichment factors $\epsilon^{13}\text{C}$ and $\epsilon^{15}\text{N}$. We tested the hypotheses: (1) areas with longer restoration periods will exhibit higher stocks of C and N and more lower values of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$, driven by increased vegetation structure, diversity, and primary productivity in plantations; (2) $\epsilon^{13}\text{C}$ will be lower and $\epsilon^{15}\text{N}$ will increase moderately in plantations with longer restoration times, the former due to the greater similarity between soil and litter C, promoted by the gradual replacement of pasture-derived organic matter with forest-derived material, and the latter reflecting an increase in the complexity of the nitrogen cycle; (3) Vegetation and soil variables influence C and N in the soil independent of its forests plantation ages.

3.2. METHODOLOGY

3.2.1. Study area

The study was conducted in forest restoration areas within the Golden Lion Tamarin Environmental Protection Area, in the São João river basin (22°27'09'' - 22°37'35'' S, 41°58'50'' - 42°39'35'' W), located in the north-central region of Rio de Janeiro state, Brazil (Table 2; Figure 1). The vegetation corresponds to the Dense Ombrophilous Forest Phyto physiognomy, part of the Atlantic Forest biome, and consists mainly of small, isolated secondary forest fragments (< 50 hectares), surrounded by pasture and/or agricultural fields (Veloso *et al.*, 1991; Carvalho *et al.*, 2008). Within the hydrographic basin region, but outside the APA limits, there are two federal conservation units: the União Biological Reserve (approximately 7.8 hectares) and the Poço das Antas Biological Reserve (approximately 5,00 hectares). Additionally, approximately 440 hectares of ecological corridors structure the landscape's connectivity. The restoration areas sampled in this study correspond to some of these corridors, which mitigate the effects of deforestation and expand the habitat of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766), an endangered species (AMLD, 2025).

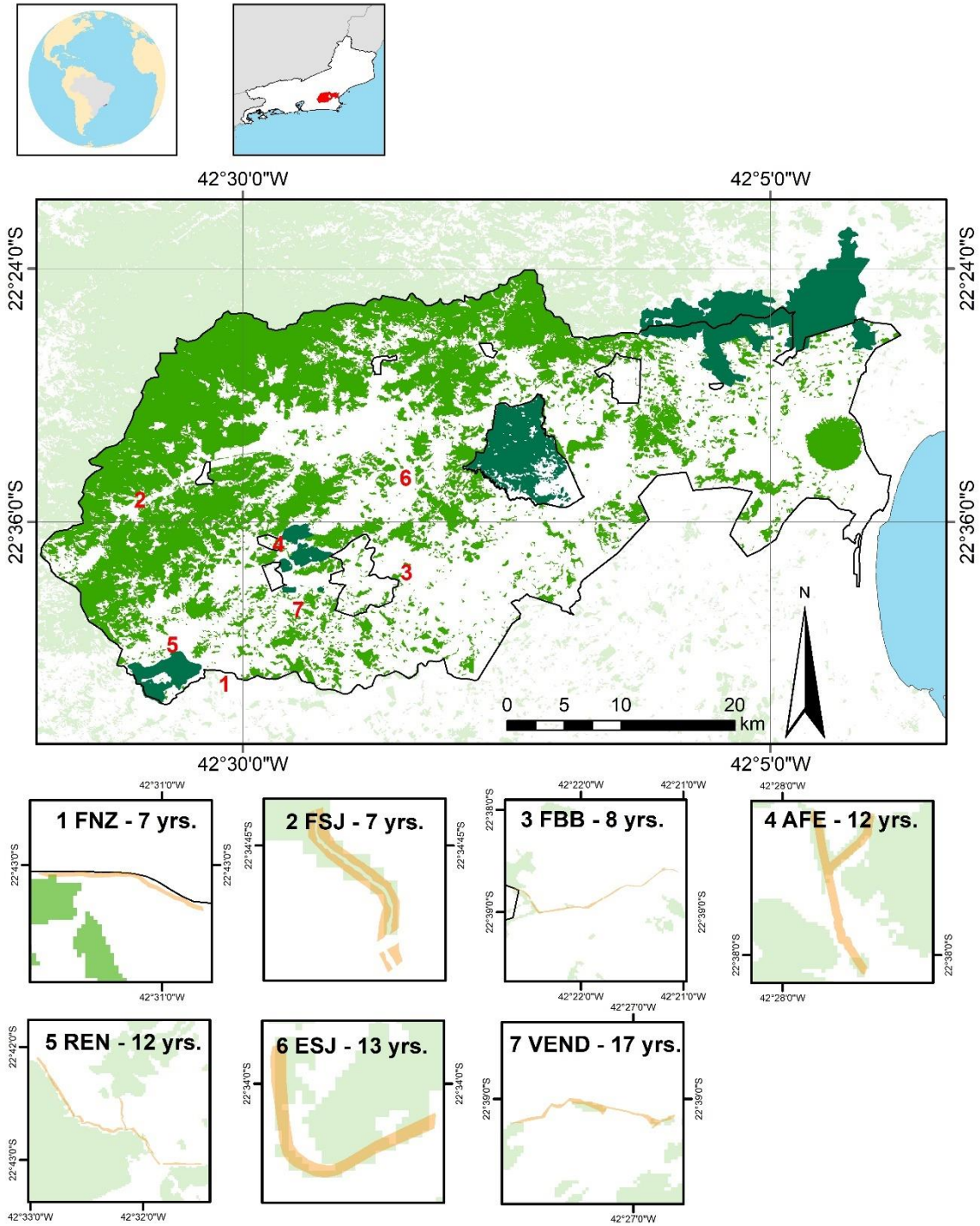


Figure 1- Location of the Golden Lion Tamarin Environmental Protection Area, in the São João River basin, in the state of Rio de Janeiro, Brazil. The upper panel illustrates the location of the APA in the context of the country (left) and the state (right). The central panel details the boundaries of the APA (black line), the forest fragments (light green areas), the Conservation Units and Protected Environmental Areas (dark green areas), and the area under reforestation (red numbers). The lower panel details each plantation (orange).

The region is characterized by a humid tropical climate (Am/As – Köppen), with an average annual temperature of 23 °C and an average annual rainfall of 1558 mm (de Souza Lima, *et al.*, 2011; Inmet, 2024; Chirps, 2025). The rainy season typically extends from November to April (monthly average = 203.5 mm), followed by a short dry period between May and August (monthly average = 36.1 mm) (CHIRPS, 2025). The soils of the forest fragments near the studied areas differ in pedological aspects (de Lima, 2009). Despite this, due to the time of formation, the hot and humid climate, and the intense leaching process, these soils are strongly weathered and chemically impoverished (Weil *et al.*, 2017). Thus, they can be classified mainly as dystrophic haplic gleysol and Red-yellow aluminum Argisols (Embrapa, 2025).

3.2.2. *Experimental Design*

For terminological purposes in this manuscript, the term "plantations" refers to areas undergoing forest restoration that were established through the active plantation of native seedlings of Atlantic forest's trees. The term "areas" is used generically to refer to locations, without implying a specific restoration method. The sampled plantations correspond to sections of some ecological corridors in the regional landscape and constitute the sampling units of this study and should not be confused with commercial plantations.

For the present study, seven plantations on private rural properties were selected. Five of them are located in the municipality of Silva Jardim/ Rio de Janeiro state (RJ), Brazil: Fazenda Afetiva II (AFE), Fazenda Vendaval (VEND), Fazenda São João (FSJ), Fazenda Búfalo Branco (FBB), and Estância São João (ESJ); and two in the municipality of Rio Bonito, RJ, Brazil: Fazenda Nazaré (FNZ) and Fazenda Renascença (REN). These plantations were established between 2005 and 2015 (Reis., 2024). A detailed description of each plantation is provided in Table 2- Supplementary material.

All plantations share a similar land use history, with a transition from pasture to reforestation, and present similar characteristics regarding topography, elevation, and proximity to watercourses (Reis., 2024). This can result in flooding during the rainy season. The same pre- and post- plantation management protocols were applied. This management includes isolating the seedlings with barbed wire fencing, correcting soil acidity with the application of 500g of dolomitic limestone around the seedlings, in rings with a diameter of 1 meter, in addition to the application of 100g of NPK fertilizer (20-

05-20) in each plantation hole, at the beginning and six months after plantation (Junior., Personal Communication).

In each restoration plantation, four plots of 8 m x 25 m were randomly established (Reis, 2024). The plantations showed a variation in absolute density trees from 930 ± 175.4 to 1370 ± 144 (ind/ha) in plantations aged 7 and 8 years, and among 1270 ± 342 and 2570 ± 908.7 (ind/ha) in plantations aged 12 to 17 years. The basal area and richness data showed a more subtle variation, ranging from 15.1 ± 5.8 to 36 ± 10 m²/ha and 39 to 55 species, respectively (Reis, 2024) (Table 1- Supplementary material).

3.2.3. Soil sampling

In each plot per each plantation, three soil samples were randomly collected at depths of 0–5, 5–10, 10–20, and 20–30 cm (n=3 per plantation). For physics and chemical analyses, subsamples from soil samples were combined and brought to the laboratory, resulting in four composites samples per plot. In addition to this scheme, one deep sampling (0–100 cm) was carried out per plantation (n=1 per plantation), at the following depths: 0–5, 5–10, 10–20, 20–30, 30–40, 40–50, 50–75, and 75–100 cm.

Sampling was performed using a bucket auger (for chemical and granulometric analysis) and a volumetric ring auger (for undisturbed samples, used for bulk density, at the end of the rainy season, between January and March 2022. Additionally, soil samples were collected from pasture areas near the plantations (0–30 cm depth; except at ESJ). These were used as a reference for the fate of C and N in C4 plants for isotopic interpretation.

Each disturbed sample (simple and composite) was sieved to 2 mm to remove coarse fragments and plant debris, dried at 40 °C for 48 h in a forced-air oven. Subsamples from the composite samples were finely ground/macerated for elemental and isotopic analyses (Allen, *et al.*, 1974; Moulatlet & Emilio., 2011). Undisturbed soil samples were used to estimate bulk density per layer. When present, the volume of gravel (>2 mm) was recorded for volumetric correction of the stocks.

3.2.4. Physical, Chemical and Isotopic Analyses

The bulk density (BD) was determined using the volumetric ring method according to Donagema *et al.*, (2011). Soil samples were dried at 105° C for 48 hours and weighed. A BD (g cm⁻³) was calculated as: $BD = \text{dry mass (g)} / \text{ring volume (cm}^3\text{)}$.

The particle size distribution was determined by the pipette method, according to the Embrapa (1997) protocol.

Soil pH was determined in a soil: water suspension (1:2.5 w/v), according to the method described by Embrapa (1997). The samples were homogenized and agitated, and the determination was performed with a pH meter previously calibrated with standard solutions.

The isotopic and elemental composition of C and N in the soil were determined using a Thermo Finnigan Delta V Advantage mass spectrometer coupled to a Flash 2000 elemental analyser (Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) at the analytical central at the Environmental Sciences Laboratory (LCA) of the State University of Northern Rio de Janeiro Darcy Ribeiro (UENF). The analytical precision was $\pm 0.1\%$. The C and N isotopic ratio was expressed in δ notation (in parts per mil, ‰) calculated based on the ratio between the heavy and light isotopes ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) of the sample (R_{sample}), relative to the international standard (R_{standard}). The international standards used were Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB) for carbon and atmospheric nitrogen (AIR) for nitrogen. The δ value was calculated using the following formula:

$$\delta(\text{‰}) = \left[\left(\frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{standard}}} \right) - 1 \right] * 1000$$

To calculate the isotopic fractionation between the litter and the soil, the enrichment factor (ϵ) was used, according to de Barros Ferraz *et al.* (2009):

$$\epsilon = \frac{\delta_{\text{source}} - \delta_{\text{sample}}}{\delta_{\text{sample}} + 1000} * 1000$$

where δ source represents the isotopic value of the total litter ($\delta_{\text{litter, total}}$), and δ sample corresponds to the isotopic value in the underlying soil. From these calculations, we infer the degree of decomposition of soil organic matter (de Barros Ferraz *et al.*, 2009). In the interpretation of isotopic fractionation, positive values indicate enrichment in heavy isotopes and negative values indicate depletion. Furthermore, the further the value is from zero, the greater the intensity of fractionation between the materials being compared (Hobbie & Hogberg, 2012).

The $\delta_{\text{litterfall, total}}$ was calculated based on the weighted average of each fraction (leaves, branches, and reproductive material) by the amount of carbon/nitrogen it effectively contributes (Fry, 2006), following the formula:

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{litterfall, total}} = \frac{\delta^{13}\text{C}_{\text{leaves}} * \text{FC}_{\text{leaves}} + \delta^{13}\text{C}_{\text{branches}} * \text{FC}_{\text{branches}} + \delta^{13}\text{C}_{\text{reproductive material}} * \text{FC}_{\text{reproductive material}}}{\text{FC}_{\text{leaves}} + \text{FC}_{\text{branches}} + \text{FC}_{\text{reproductive material}}},$$

$$\text{FC}_i = \text{mass} * C$$

where mass is the value of the litterfall in Mg ha⁻¹ and C is the value of the C concentration in the litterfall (g/g).

$$\delta^{15}\text{N}_{\text{litterfall, total}} = \frac{\delta^{15}\text{N}_{\text{leaves}} * \text{FN}_{\text{leaves}} + \delta^{15}\text{N}_{\text{branches}} * \text{FN}_{\text{branches}} + \delta^{15}\text{N}_{\text{reproductive material}} * \text{FN}_{\text{reproductive material}}}{\text{FN}_{\text{leaves}} + \text{FN}_{\text{branches}} + \text{FN}_{\text{reproductive material}}};$$

$$\text{FN}_i = \text{mass} * N$$

where mass is the value of the litterfall in Mg ha⁻¹ and N is the value of the N concentration in the litterfall (g/g).

3.2.5. Carbon and Nitrogen Stock Estimation

The soil C and N stocks (Mg ha⁻¹) were calculated based on the content of these elements in the soil mass for each depth increment. The stock for each layer was calculated using the equation: Stock = (C or N concentration * BD * ST)/10 where, C or N concentration: Carbon or Nitrogen concentration (g kg⁻¹); BD = Bulk density (g cm⁻³); ST = Soil layer thickness (cm); and “10” is a unit conversion factor. The total stock at 0–30 cm (and, where applicable, 0–100 cm) was obtained by summing the individual layer stocks.

3.2.6. Data analysis

Before statistical modeling, the normality of residuals and homogeneity of variances (homoscedasticity) were assessed through visual inspection of diagnostic graphs (histograms and Q-Q plots). When necessary, response variables were transformed to meet the assumptions of linear models. Multicollinearity among predictor variables was verified using the variance inflation factor (VIF), considering VIF < 5 for inclusion in the models.

To evaluate the effects of diversity (richness and abundance), tree structure (basal area and aboveground biomass (AGB)), plantation age, soil depth, edaphic attributes (pH, bulk density, and soil texture) on the concentration and stocks of carbon (C) and nitrogen (N), linear mixed models (LMM) with a hierarchical structure were fitted, considering nested plots within areas as random effects (1|area/plot). Environmental variables (temperature and precipitation) were disregarded due to the proximity of plantation.

To assess the environmental and edaphic variables that influence $\epsilon^{13}\text{C}$ and $\epsilon^{15}\text{N}$, we fitted linear mixed models with random intercepts for area and nested plot+(1 | area/plot). The covariates clay and AGB were centered (by subtracting the mean) to make the intercept interpretable as the expected value in a ‘typical’ location.

All statistical analyses were performed using the R software (version 2024.12.1) (R Core Team, 2024).

3.3. RESULT

3.3.1. Soil edaphic conditions

Sand content was apparently highest in plantations aged 7, 13 e 17 years (Table 1). The highest clay content was recorded in plantations aged 8 (FBB) and 12 years (REN). The physical and chemical properties of the soil varied significantly between areas, depth, and the area x depth interaction.

The pH ($F= 3.28$, $p<0.05$, *via* LMM) remained similar across areas, ranging from 5.1 ± 0.1 to 5.3 ± 0.1 (Table 1). The bulk density values ($F= 4.7$, $p< 0.01$, *via* LMM) also were similar among areas, ranging from 1.0 ± 0.05 to 1.3 ± 0.2 , except for the 8-year-old plantation (FBB), which showed an average bulk density greater than $1.5 \pm 0.1 \text{ g cm}^{-3}$ (Table 1). In the adjacent pasture (0-30 cm), the average pH was 5.7 ($n = 6$; no sample from ESJ) and the average bulk density was 1.5 g cm^{-3} ($n = 6$; no sample from ESJ).

Due to the absence of sample replicates per area, it was not possible to apply inferential statistical tests to the sand, clay, and silt content of the plantations, nor to the pH and bulk density of the pasture. Therefore, these results are presented in Table 1, descriptively.

Table 1 - Physical and chemical properties of the soil at 0–30 cm depth across different plantation ages (7, 8, 12, 13, and 17 years) in restoration areas. Abbreviations: Sand (%); Clay (%); Silt (%) ($n=1/$ plantation); pH (hydrogen ion concentration) ($n=4/$ plantation); BD – soil bulk density (g cm^{-3}) ($n=4/$ plantation); Av. – Average; SD – Standard Deviation. Note: Averages followed by different letters indicate significant differences between plantations per depth ($p < 0.05$, *via* LMM).

Age	Area	Depth (cm)	Sand	Clay	Silt	pH		BD	
						Av.	Sd	Av.	Sd
7	FNZ	0-5	84.9	13.4	1.7	5.3 ^a	± 0.2	1.3 ^{abc}	± 0.1
		5-10	82.6	8.5	8.9	5.3 ^{abc}	± 0.2	1.3 ^{abc}	± 0.2
		10-20	86.1	7.2	6.7	5.2 ^{abc}	± 0.1	1.3 ^{abc}	± 0.1
		20-30	87.5	7.1	5.4	5.2 ^{abc}	± 0.1	1.2 ^{abc}	± 0.2
7	FSJ	0-5	63.4	28.1	8.5	5.2 ^{abc}	± 0.1	1.2 ^{abc}	± 0.2
		5-10	62.4	19.1	18.5	5.2 ^{abc}	± 0.05	1.2 ^{abc}	± 0.2
		10-20	59.5	25.8	14.7	5.2 ^{abc}	± 0.1	1.1 ^{bc}	± 0.1
		20-30	55.0	28.3	16.6	5.2 ^{abc}	± 0.2	1.3 ^{abc}	± 0.2
8	FBB	0-5	49.3	22.6	28.1	5.3 ^{abc}	± 0.2	1.5 ^{ab}	± 0.1
		5-10	41.7	32.0	26.4	5.1 ^{abc}	± 0.1	1.5 ^{abc}	± 0.1
		10-20	30.2	46.0	23.8	5.1 ^{abc}	± 0.1	1.5 ^{ab}	± 0.2

		20-30	40.4	41.2	18.4	5.1 ^{abc}	±	0.1	1.6 ^a	±	0.2
12	AFE	0-5	25.2	38.3	36.5	5.0 ^c	±	0.1	1.1 ^{bc}	±	0.1
		5-10	25.4	36.2	38.5	5.0 ^{bc}	±	0.1	1.2 ^{abc}	±	0.1
		10-20	26.9	33.9	39.2	5.1 ^{abc}	±	0.1	1.2 ^{abc}	±	0.05
		20-30	41.7	25.9	32.4	5.1 ^{abc}	±	0.1	1.3 ^{abc}	±	0.1
12	REN	0-5	22.6	44.9	32.5	5.2 ^{abc}	±	0.1	1.2 ^{abc}	±	0.2
		5-10	18.4	33.4	48.2	5.2 ^{abc}	±	0.1	1.2 ^{abc}	±	0.1
		10-20	16.9	43.6	39.5	5.2 ^{abc}	±	0.01	1.1 ^{bc}	±	0.1
		20-30	19.6	41.3	39.1	5.1 ^{abc}	±	0.04	1.2	±	0.1
13	ESJ	0-5	71.8	10.2	17.9	5.3 ^{abc}	±	0.1	1.0 ^c	±	0.05
		5-10	77.8	8.8	13.4	5.2 ^{abc}	±	0.1	1.1 ^c	±	0.1
		10-20	51.5	12.5	36.0	5.3 ^{abc}	±	0.04	1.1 ^c	±	0.1
		20-30	57.9	13.8	28.2	5.4 ^a	±	0.04	1.1 ^{bc}	±	0.1
17	VEND	0-5	62.7	13.9	23.5	5.3 ^{ab}	±	0.3	1.1 ^{bc}	±	0.1
		5-10	72.3	7.6	20.1	5.2 ^{abc}	±	0.1	1.2 ^{abc}	±	0.3
		10-20	52.7	23.7	23.5	5.1 ^{abc}	±	0.1	1.1 ^{bc}	±	0.4
		20-30	29.9	39.5	30.6	5.2 ^{abc}	±	0.05	1.1 ^{bc}	±	0.1

3.3.2. Soil Carbon and Nitrogen Elemental Concentration

There was no significant difference in C and N concentration among the areas (C: $F=2.2$, $p=0.09$; N: $F=1.3$, $p=0.33$; both via LMM) and neither between the area x soil depth interaction (C: $F=0.8$, $p=0.67$; N: $F=0.8$, $p=0.66$; both via LMM). A significant difference was found only among soil depths (C: $F=118.0$, $p<0.0001$; N: $F=112.3$, $p<0.0001$; both via LMM). The concentrations of C and N was greater in the surface soil depths (0-5 cm) of the soil, with values ranging from 26.4 ± 13.4 to 34.7 ± 3.7 g kg⁻¹ for C ($F=124.0$, $p<0.001$; via LMM) and 2.0 ± 0.5 to 3.1 ± 0.4 g kg⁻¹ for N ($F=31.0$, $p<0.001$; via LMM), compared to the deeper layers of the soil up to 30 cm (Figure 2).

The C:N ratio showed a significant difference between depths ($F=34.7$, $p<0.0001$; via LMM) but was similar between areas ($F=1.5$, $p=0.23$; via LMM) and between the area x depth interaction ($F=0.7$, $p=0.75$; via LMM). Values ranged from 9.6 to 13.9, with a slight increasing trend in the surface layers of one of the 12-year-old plantations (Figure 2).

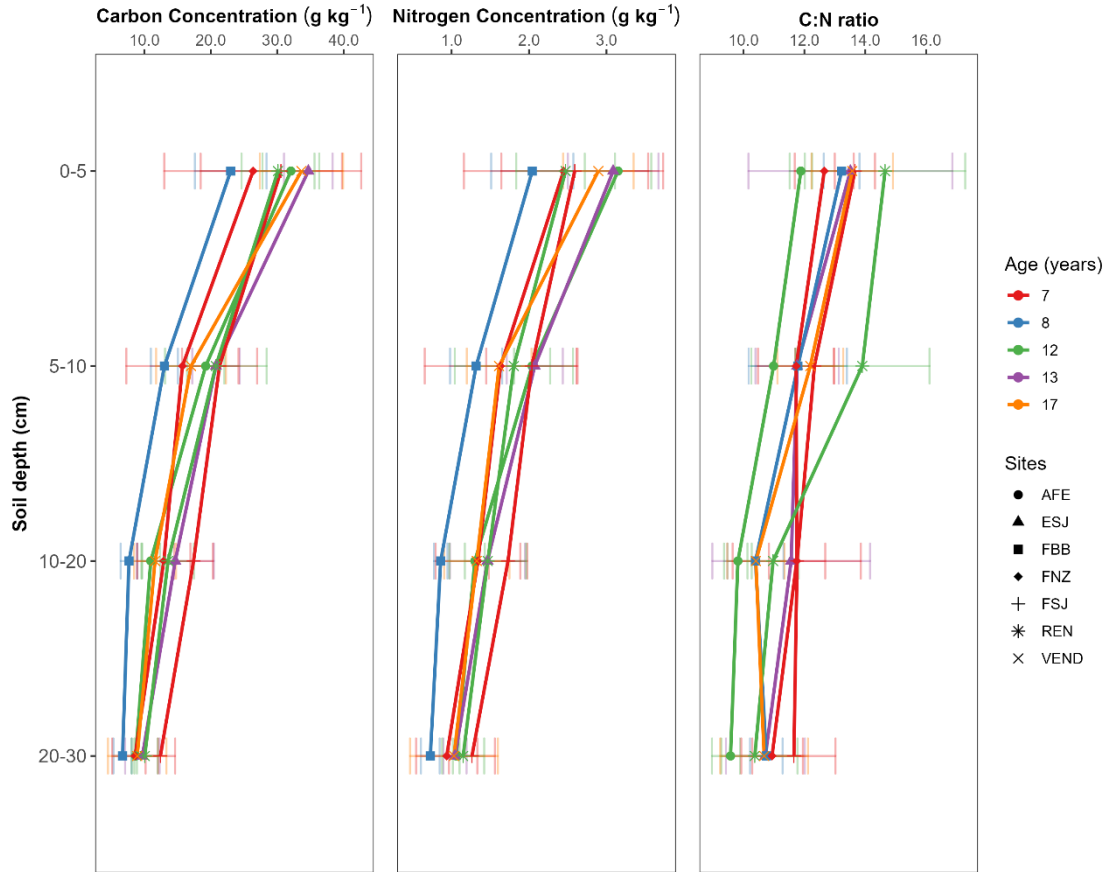


Figure 2- Carbon (g kg^{-1}) and nitrogen (g kg^{-1}), and elemental C: N ratio (mass ratio) in soil profiles (0-30 cm) at forest restoration areas of different ages (7, 8, 12, 13, and 17 years). Lines connect the mean values of the plots at each depth. Colors indicate the age of the plantations, and symbols represent the different sites (AFE, ESJ, FBB, FNZ, FSJ, REN, and VEND). Horizontal error bars indicate the standard deviation between plots within each area.

3.3.3. Carbon and Nitrogen Stocks in the 0–30 and 0-100 cm Soil Layer

Carbon and N stocks showed no significant difference when comparing areas/age ($F = 1.5$, $p = 0.23$, via LMM) and the area x depth interaction ($F = 0.6$, $p = 0.85$, via LMM). However, C and N stocks were significantly different between soil depths within 0-30 cm ($F = 21.7$, $p < 0.001$, via LMM).

Both elements showed a similar pattern in all plantations (Figure 3), with higher values in the upper 0-5 cm layers (C between 17.0 and 19.0 Mg ha^{-1} ; N between 1.5 and 1.8 Mg ha^{-1}), a sharp reduction in the deeper layer (5-10 cm = C between 9.5 and 12.4 Mg ha^{-1} ; N between 0.9 and 1.2 Mg ha^{-1}) followed by a slight increase - but less than proportionally to the increase in layer thickness - in the 10-20 cm layers (C between 11.6 and 19.6 Mg ha^{-1} ; N between 1.3 and 1.9 Mg ha^{-1}).

The total C stock in the soil, integrated from the surface layer to 100 cm depth, variation from 3.95 to 56.98 Mg ha^{-1} among the studied areas (Figure 3). The lowest

stocks of C and N all over the 100 cm core depth of soil was recorded in one of the 7-year-old plantation. Due to the absence of sample replicates per area, it was not possible to apply statistical tests. Thus, the results are presented descriptively.

The vertical distribution of C and N in the soil showed a consistent pattern among the plantations (Figure 3). The surface layers (0–10 cm) concentrated the largest stocks of C (average $15.9 \pm 7.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$) and N (average $1.5 \pm 0.6 \text{ Mg N ha}^{-1}$). From 10 to 50 cm in depth, a progressive decline in stocks of C and N was observed, falling on average 3.95 to 23.20 Mg C ha^{-1} and 0.4 to 2.64 Mg N ha^{-1} . However, between 50 and 100 cm, a slight increase in C stock from average of 4.3 to 57.0 Mg C ha^{-1} in average, was observed.

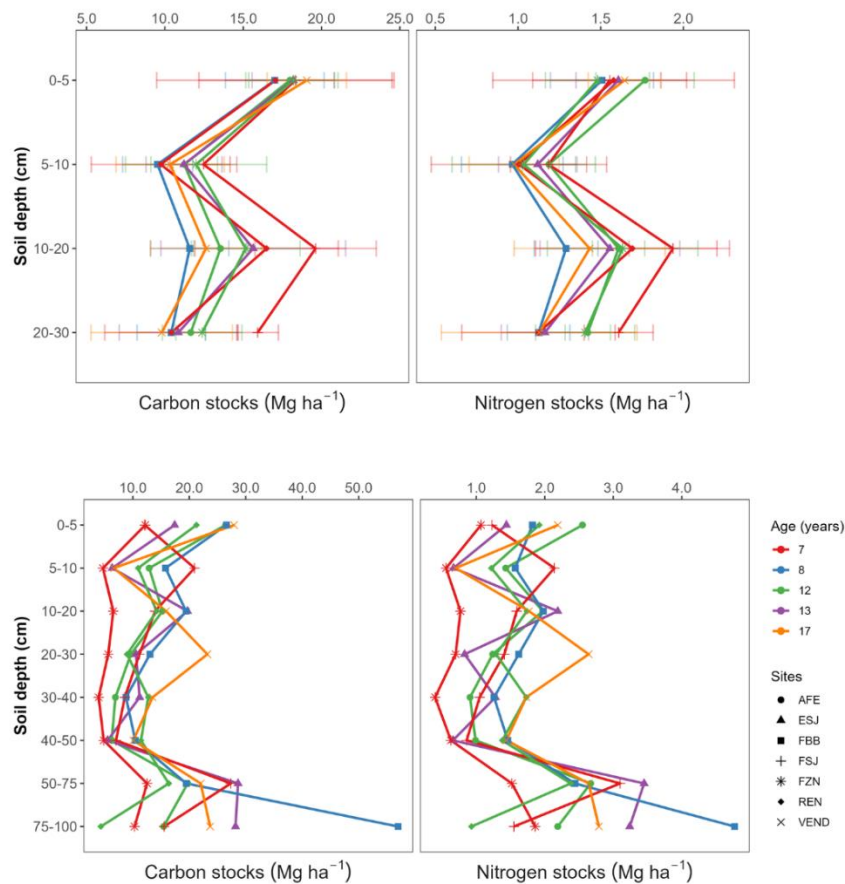


Figure 3 - Carbon and nitrogen stocks (Mg ha^{-1}) in the soil at depths 0 -30 (upper) and 0 -100 (lower) cm and plantation ages (7, 8, 12, 13, 17 years). The semi-transparent horizontal bars correspond to the standard deviation (SD), indicating the variability between plots. The color of the lines represents the plantation age, and the symbols represent the plantations (sites).

3.3.4. $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in Soil (0–30 cm)

Isotopic C showed no significant relationship with plantation areas ($F= 1.8$, $p= 0.14$, via LMM), but this relationship occurred with soil depth ($F= 17.3$, $p<0.001$, via

LMM) and with the area x depth interaction ($F= 5.7$, $p<0.001$, via LMM) (Figure 4). In contrast, $\delta^{15}\text{N}$ showed a significant relationship with the plantation areas ($F= 37.2$, $p<0.001$, via LMM) and with the soil depth ($F= 5.8$, $p<0.01$, via LMM).

In general, soil $\delta^{13}\text{C}$ values ranged between -27.5‰ and -20.0‰ . Lower values were observed in the surface layers (0-5 cm) (ranging from -27.8‰ and -22.5‰) and higher values in the deeper layers (Figure 4). Values of $\delta^{15}\text{N}$ ranged from 2.0‰ to 7.0‰ . The surface layers had the highest values, especially for areas aged 8 and 13 years (values up to 6.0‰ to 7.0‰ in 0–5 cm). At greater depths (10-30 cm), a reduction or stabilization of these values was observed, generally ranging between 3.0‰ and 5.0‰ for most plantation.

In pasture profiles, $\delta^{13}\text{C}$ showed fewer negative values (between -19.2‰ and -15.3‰) at the 0–5 cm depth. As soil depth increases, C isotopic values show a progressive decrease with average from -17.3‰ in 0-5 cm depth to -22.8‰ in 20-30 cm depth (Supplementary Material – Figure 1). $\delta^{15}\text{N}$ varied between $\sim 3.0\text{‰}$ and 6.0‰ , with higher values at the surface in several plantations, consistent with an open N cycle under grazing. In some areas, such as the pasture near FNZ (7-year-old plantation), we observed a discrete increase in $\delta^{15}\text{N}$ between depth (from 4.6 to 5.9‰), while in others (e.g., 17-year-old areas), the values showed a more marked pattern or inversions between the intermediate layers.

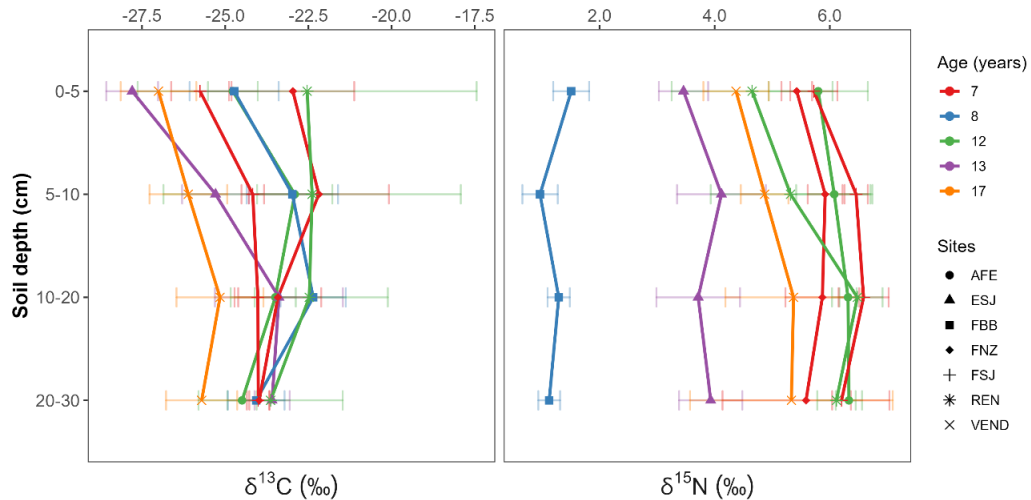


Figure 4- Soil profiles (0–30 cm) of $\delta^{13}\text{C}$ (left panel) and $\delta^{15}\text{N}$ (right panel) in forest restoration areas of different ages (7, 8, 12, 13, and 17 years). Lines connect the mean values of the plots by depth, while symbols represent the different study sites (AFE, ESJ, FBB, FNZ, FSJ, REN, and VEND). Horizontal bars correspond to the standard deviation (SD) between plots.

3.3.5. Influence of Edaphic and Vegetative Variables on Soil C and N Dynamics

The LMM indicated that C and N concentrations showed a significant and negative relationship only with soil bulk density ($F=7.0$, $p<0.01$; via LMM). The other variables (plantation age, richness, sand content, pH, tree density, and BAS) did not show significant relationships with C and N concentrations.

The results obtained by Pearson's correlation (Table 3 – Supplementary material) and LMM (Table 4 - Supplementary material), reveals that the annual input of C and N via litterfall did not have a significant effect on the surface stock of C and N in the soil (0–5 cm). High variability was observed among areas ($SD_{\text{intercept}} = 50.0 \text{ Mg ha}^{-1}$; $SD_{\text{residual}} = 91.6 \text{ Mg ha}^{-1}$) for C, and moderate variability was observed for N ($SD_{\text{intercept}} = 7.4 \text{ Mg ha}^{-1}$; $SD_{\text{residual}} = 17.8 \text{ Mg N ha}^{-1}$).

For the $\epsilon^{13}\text{C}$, the highest average values (least negative) occurred in the 12-year-old plantation (REN = average of -10.4 ‰) and the 7-year-old plantation (FNZ = average of -8.0 ‰). This indicates that the topsoil layer is substantially more enriched in ^{13}C than the litter layer, being significant ($p<0.05$) only for the 12-year-old plantation (REN) (Figure 5A and B). In contrast, the 13- and 17-year-old plantations exhibited high ϵ , ranging between -4.0 ‰ and -3.4 ‰ , respectively. For $\epsilon^{15}\text{N}$, the negative ϵ values observed in almost all areas indicate that, like ^{13}C , the topsoil layer is more enriched in ^{15}N than the litter. The 8-year-old plantation was the exception, showing a positive ϵ (2.7 ‰), which indicates that the litter contribution is greater when compared to the topsoil.

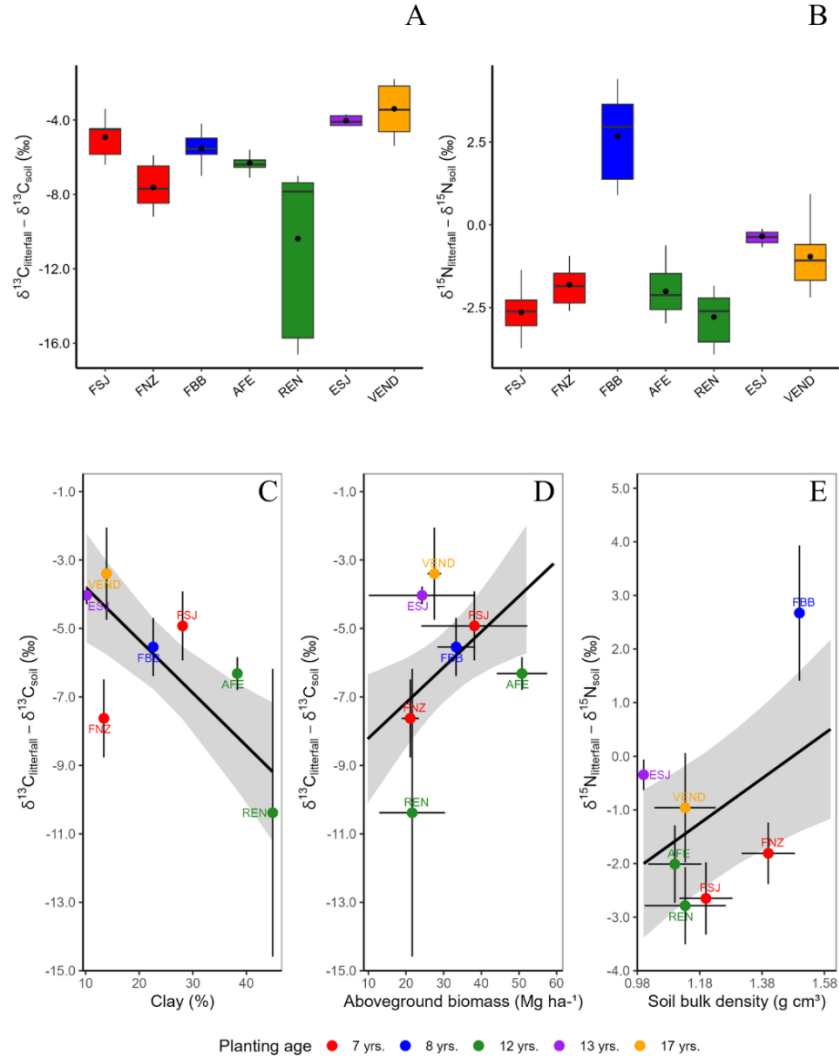


Figure 5- Relationship of the isotopic enrichment factor (ϵ) with soil and vegetation variables in restoration plantations. Panel A and B are variation of the ϵ between litterfall and soil (0-5 cm). Panel C, D and E show the relationship between the carbon enrichment factor ($\epsilon^{13}\text{C} = \delta^{13}\text{C}_{\text{litterfall}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{soil}}$, ‰) and clay content (%) and aboveground biomass (AGB in B), respectively. Panel C shows the relationship between the nitrogen enrichment factor ($\epsilon^{15}\text{N} = \delta^{15}\text{N}_{\text{litterfall}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{soil}}$, ‰) and soil bulk density (g cm^{-3}). Colored points represent the mean values ($\pm$ SD) per area; colors indicate the plantation age (7, 8, 12, 13, or 17 years). Black lines represent the predictions of the linear mixed model (LMM) (fixed effects); gray bands represent the 95% confidence interval (CI). Model fit: The LMM with random area and plot intercepts indicated a good fit ($R^2_{\text{marginal}} = 0.5$; $R^2_{\text{conditional}} = 1.0$ for $\epsilon^{13}\text{C}$ and $R^2_{\text{marginal}} = 0.2$; $R^2_{\text{conditional}} = 0.9$ for $\epsilon^{15}\text{N}$).

The model revealed the absence of a significant relationship between $\epsilon^{13}\text{C}$ and soil bulk density ($F = -0.7$, $p = 0.51$, via LMM), pH ($F = 1.5$, $p = 0.16$, via LMM) and species richness ($F = 1.5$, $p = 0.16$, via LMM). However, it indicated a significant negative effect of clay ($\beta = -1.6 \times 10^{-4} \pm 4.3 \times 10^{-5}$, $F = 16.5$, $p < 0.001$, via LMM) (Figure 5C) and a positive effect of AGB ($\beta = +1.0 \times 10^{-4} \pm 3.8 \times 10^{-5}$, $F = 8.9$, $p < 0.01$, via LMM) (Figure 5D) on $\epsilon^{13}\text{C}$. The soil bulk density ($\beta = 4.70 \times 10^{-3}$, $\chi^2 = 8.27$, $p < 0.01$, via LMM) was significantly positively related to $\epsilon^{15}\text{N}$ (Figure 5E). Most of the variation occurred among plots within

an area ($ICC \approx 0,9$), followed by differences among areas ($ICC \approx 0,11$), with low residual variation ($\approx 0,04$). Thus, in addition to the environmental gradient (clay/AGB), intrinsic plot heterogeneity explains a large part of the pattern in $\varepsilon^{13}\text{C}$.

3.4. DISCUSSION

Forest restoration plays a fundamental role in changes in the concentrations and stocks of carbon and nitrogen present in the soil (Guerrini *et al.*, 2024). The rate of organic matter decomposition and the nutrient cycling pattern vary according to the successional phase of the restored ecosystem, determined by the composition of plant species and characteristics of each restoration stage (Hoffmann *et al.*, 2024; You *et al.*, 2024). Ecologically, forest restoration trajectories are not linear and depend on several additional factors such as legacies of previous use, soil textural heterogeneity, quality and quantity of litter, and local disturbances (Frainer & McKie., 2021; Vivian *et al.*, 2025). All plantations' areas evaluated in this study share a similar land use history: from 1995 until the beginning of plantation, the areas where the plantations are now located transitioned between pasture and agriculture (Reis, 2024).

The soil concentration of C and N represents the current state of these nutrients in space and time (Yang *et al.*, 2021). Newly restored areas (approximately 5 years old) show low concentrations of these nutrients mainly because they still reflect the previous conditions of land use (Poorter *et al.*, 2021; Yang *et al.*, 2025). As succession progresses, community establishment and increased aboveground biomass result in a significant increase in the concentration of these nutrients in the soil (Poorter *et al.*, 2021; Heinrich *et al.*, 2023). Although our data did not show a significant difference in soil C and N concentrations throughout the plantations chrono sequence, the values obtained in plantations aged 12, 13, and 17 years are consistent with the those reported for soils of secondary fragments in the region (Cyrino., 2021) and are twofold than those found in degraded areas of the region (Moraes *et al.*, 2008).

Bulk density and soil texture are crucial indicators of the physical and chemical quality of the soil, indicating the degree of soil compaction, soil porosity, and root penetration (Lingying *et al.*, 2024). Generally, sandy areas tend to have soils with moderate to high BD (above 1.6 g cm^{-3}), while clayey soils have denser soils (between 1.3 and 1.5 g cm^{-3}) and are less porous (Reichert *et al.*, 2009; Rabot *et al.*, 2018). In our results, soil BD varied between 1.1 and 1.5 cm^{-3} , peaking at the 8-year plantation. Soil

texture influences but does not alone determine the soil BD (Farinã *et al.*, 2025). Specifically, the 13-year-old plantation has sandy soil and low BD, indicating that external factors such as the amount of organic matter deposited, plantation age, and land use history (Reis., 2024) may favor the accumulation of C in the soil (Liao *et al.*, 2020; Lyu *et al.*, 2023).

Soil C and N stocks are essential metrics for evaluating the progress of forest restoration, as they reflect the ecosystem's capacity to accumulate organic matter and sustain biogeochemical processes (Ascenzi *et al.*, 2025). During succession, the increase in the structure and composition of the plant community and the incorporation of nutrients by roots is expected to promote an increase in these soil stocks, bringing them closer to values observed in mature forests (Xing *et al.*, 2024). The results obtained for soil C and N stocks (0–30 cm) of the plantations are compatible with those reported for areas undergoing restoration in the Atlantic Forest (Nogueira Jr *et al.*, 2011) and with average values found in secondary forest fragments in the region (54.4 Mg ha⁻¹ of C and 4.8 Mg ha⁻¹ of N) (Cyrino., 2021). The absolute values obtained in the 0–100 cm soil samples (60.8 to 170.5 Mg ha⁻¹) are typical of the values found in tropical soils (ranging from 120 to 224 Mg ha⁻¹) (Marques *et al.*, 2016; Magalhães *et al.*, 2024), in plantations with the same restoration time (average of 136.73 Mg ha⁻¹) (Oliveira *et al.*, 2021) and in tropical forests of the region (average of 100.4 ± 3.9 Mg ha⁻¹) (Cyrino., 2021).

The absence of significant differences between the ages of the plantations suggests that, in the analyzed time interval, the plantations are in an intermediate stage of succession, where the accumulation of organic matter in the soil is still slow (Walker *et al.*, 2010) or there is a limitation in the decomposition and humification of residues (Morffi-Mestre *et al.*, 2023; Hanke *et al.*, 2024). Furthermore, the previous history of land use may be an additional factor that can mask the values of C and N stocks in the soil of the plantations (Zhu *et al.*, 2021; dos Anjos Leal *et al.*, 2025).

The highest C and N stocks were observed in the topsoil layer (0–10 cm). This pattern is consistent with findings in forest systems (13.2 ± 2.8 Mg ha⁻¹; Cyrino., 2021) and in areas undergoing forest restoration (7.7 Mg ha⁻¹; Fernandes *et al.*, 2025). The high concentration of C and N on the surface is associated with the continuous input of litter, fine roots, and other plant residues, which are primary sources of organic matter for the soil (Mantovani *et al.*, 2022). Furthermore, in the surface layers, environmental conditions favor greater microbial activity and partial decomposition of these residues,

resulting in the progressive accumulation of C and N in the soil (Hu *et al.*, 2021). On the other hand, as depth increases, there is less availability of organic material and biological activity, which limits the accumulation of these elements in deeper layers (Mundra *et al.*, 2021). This pattern reinforces that the accumulation of C and N is generally restricted to the surface layers (0–5 cm) and decreases consistently with increasing depth, due to the greater input of organic matter from vegetation and intense microbial activity near the soil surface (Couto *et al.*, 2017; Bispo *et al.*, 2023).

Soil isotopic analysis revealed striking vertical distribution patterns for $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values in restoration areas aged between 7 and 17 years. Higher $\delta^{13}\text{C}$ values in areas with 7 and 12 years of plantation, for example, showed the influence of remnant C4 vegetation or greater decomposition of organic matter, possibly associated with previous use as pasture (Dow *et al.*, 2024). In contrast, the lower $\delta^{13}\text{C}$ values observed in areas with 13 and 17 years of plantation are consistent with a greater contribution from C3 vegetation, pointing to a restoration trajectory towards older plantations. This pattern is consistent with previous studies that relate soil isotopic signature to past land use and organic matter cycling (de Barros Ferraz *et al.*, 2009; Dow *et al.*, 2024).

Litter production varied considerably among the different restoration plantations studied, with annual totals 2.6 times higher in 13-year-old plantations compared to one of the newest plantations (FSJ) (Faitanin., unpublished data). The higher total litterfall production values observed in the oldest plantations (ESJ, 13 years; VEND, 17 years) suggest an increase in biomass and structural complexity with the advancement of ecological succession, promoting a greater input of organic matter to the system (Zeng *et al.*, 2023) and, consequently, a greater concentration and stock of C in the soil was expected.

The absence of a significant relationship between annual C and N input via litterfall and soil C and N stocks in the 0–5 cm layer is corroborated by studies in restored and natural systems, which point to different factors that regulate carbon and nitrogen accumulation in the soil (Zhou *et al.*, 2019). The high variability observed the C and N between areas (SD intercept = 50 Mg ha⁻¹ for C and 7.36 Mg ha⁻¹ for N) and the high residual error (SD residual = 91.6 Mg ha⁻¹ for C and 17.84 Mg ha⁻¹ for N) indicate the influence of local factors, such as soil texture, pH, and bulk density, which can mask the relationship between litterfall input and soil stocks (Zhou *et al.*, 2019). Even after alternative tests including these edaphic variables, the results remained unchanged,

reinforcing that the accumulation of C and N may be controlled by multiple processes, including decomposition, mineralization, organic matter reactivity, microclimatic conditions, and land use history, in addition to the quality of the litter itself.

The $\epsilon^{13}\text{C}$ and $\epsilon^{15}\text{N}$ values reflect distinct stages of decomposition and coupling between organic compartments throughout forest restoration (Prescott & Vesterdal, 2021). The ϵ values were predominantly negative, indicating that the newly deposited litter material has an isotopic composition closer to C3 plant sources, while the soil shows a residual presence of organic matter predating its current vegetation cover. This soil legacy is potentially influenced by the progressive decomposition of organic matter (Saiz *et al.*, 2015; Gmach *et al.*, 2019). This pattern is especially pronounced in one of the 12-year-old plantations, where the negative discrepancy was stronger, signalling a transition between soil isotopic legacies and the current input. Furthermore, the absence of a significant relationship between annual litter production and soil stocks may be related to the slowness of decomposition processes (approximately 350 days to decompose 70% of leaf material (Silva., 2009)) and organic matter stabilization (Blair & Crocke., 2000), which are not immediate and depend on multiple environmental and biological factors (Castellano *et al.*, 2015).

Despite the absence of a significant relationship between plantation age and ϵ , the results show that soil physical characteristics and vegetation structure play a relevant role in isotopic dynamics. The negative effect of clay on $\epsilon^{13}\text{C}$ suggests that soils with higher clay content tend to have lower values of isotopic carbon enrichment. This is due to the greater potential for stabilization of organic matter by clay, which protects carbon against intense microbial decomposition (Matus., 2021). In contrast, aboveground biomass (AGB) showed a positive effect on $\epsilon^{13}\text{C}$, indicating that the decomposition of organic matter, mainly leaves and branches, is more intensified in plantations with a greater input of litter (Lorenz *et al.*, 2020). In the process of respiration and mineralization, there is a selective loss of lighter organic compounds (^{12}C), leaving the organic matter in the soil more enriched in ^{13}C , resulting in more negative $\delta^{13}\text{C}$ (Alewell *et al.*, 2011; Soldatova *et al.*, 2024).

The soil bulk density showed a positive and significant relationship with ^{15}N . This may be related to soil compaction influencing nitrogen fluxes and transformations, such as availability to microorganisms and mineralization dynamics (Zhang *et al.*, 2022). High compaction and bulk density can alter soil aeration and pore space, directly impacting

microbial activity and the N biogeochemical processes, which is reflected in the observed isotopic values (Vasconcellos *et al.*, 2013; Yagi *et al.*, 2009).

3.5. CONCLUSION

This study quantified soil carbon (C) and nitrogen (N) stocks, their elemental and isotopic composition, and the enrichment factors $\epsilon^{13}\text{C}$ and $\epsilon^{15}\text{N}$ along a chrono sequence of Atlantic Forest restoration plantings. Refuting our first hypothesis, soil C and N concentrations and stocks did not systematically increase with the age of the restoration.

The second hypothesis was only partially supported. Enrichment factors did not exhibit clear directional trends with restoration age. Our third hypothesis was confirmed, as some variables of vegetation structure and soil properties influenced soil C and N dynamics independently of plantation age. The analysis performed using LMMs to evaluate the influence of plant community structure and soil physical properties on $\epsilon^{13}\text{C}$ and $\epsilon^{15}\text{N}$ provided important insights into the controls of these processes. Aboveground biomass positively influenced $\epsilon^{13}\text{C}$, suggesting enhanced transformation and stabilization of organic matter in structurally more developed stands. In contrast, soil physical conditions, especially bulk density and clay content, played a central role in modulating $\epsilon^{15}\text{N}$ and $\epsilon^{13}\text{C}$, underscoring the importance of edaphic constraints for nitrogen cycling and carbon stabilization.

Surface layers consistently held the highest concentrations and stocks of C and N and displayed stronger isotopic enrichment, reflecting intense litter inputs and microbial activity. These depth-dependent patterns, together with the influence of local soil conditions, help explain the absence of clear relationships between litterfall inputs and soil C and N stocks. The $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ indicate gradual enrichment with soil depth, reflecting the progression of decomposition and mineralization of organic matter, where lighter compounds are preferentially lost and heavier ones remain retained. Older plantations demonstrate a clear reorientation of the carbon cycle towards a forest (C3) pattern; however, the soil still retains an isotopic "memory" of previous use.

Overall, the findings indicate that while restoration age alone did not significantly enhance soil C and N stocks, the soil is moving toward conditions typical of recovering forest ecosystems. Isotopic patterns, combined with biomass accumulation and soil physical properties, indicate that restored areas are gradually re-establishing carbon and nitrogen cycling pathways typical of secondary tropical forests. Long-term restoration,

together with improvements in soil structure and continuous organic inputs, is expected to strengthen these processes and ultimately increase the capacity of restored ecosystems to accumulate and stabilize C and potentially N.

3.6. ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the LCA (UENF), their technicians and the Golden Lion Tamarin Association and the farms owners for all support. Our thanks to Dr. Luiz Antônio Martinelli and Dr. Luiz Fernando Duarte de Moraes for their contribution on the beginning of project, and to Dr. Igor Santiago Broggio for the map elaboration. We also thank two anonymous reviewers for their constructive comments that improved the manuscript.

3.7. REFERENCE

Alewell, C., Giesler, R., Klaminder, J., Leifeld, J., & Rollog, M. (2011). Stable carbon isotopes as indicators for environmental change in peatlands. *Biogeosciences*, 8(7), 1769-1778. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1769-2011>

Allek, A., Viany Prieto, P., Korys, K. A., Rodrigues, A. F., Latawiec, A. E., & Crouzeilles, R. (2023). How does forest restoration affect the recovery of soil quality? A global meta-analysis for tropical and temperate regions. *Restoration Ecology*, 31(3), e13747. <https://doi.org/10.1111/rec.13747>

Allen, S. E., Grimshaw, H. M., Parkinson, J. A., & Quarmby, C. (1974). *Chemical analysis of ecological materials* (pp. xii+565). <https://doi.org/10.2307/2401815>

AMLD (2025). Associação Mico-Leão-Dourado. <https://micoleao.org.br> (accessed 01 December 2025).

dos Anjos Leal, O., Miguel, P., Rodrigues, M. F., Guimaraes, R. M. L., Pinto, L. F. S., Silva, T. P., ... & Stumpf, L. (2025). First validation of the method Visual Evaluation of Soil Structure in coal mining area using a long-term field revegetation experiment as testbed. *Soil and Tillage Research*, 246, 106347. <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106347>

Ascenzi, I., Hilbers, J. P., van Katwijk, M. M., Huijbregts, M. A., & Hanssen, S. V. (2025). Increased but not pristine soil organic carbon stocks in restored ecosystems. *Nature communications*, 16(1), 637. <https://doi.org/10.1038/s41467-025-55980-1>

de Barros Ferraz, E. S., Ometto, J. P. H. B., Martinelli, L. A., Moreira, M. Z., de Camargo, P. B., & Victoria, R. L. (2009). A composição isotópica dos solos., in: *Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis*. Oficina de textos, pp.57-64.

Blair, N., & Crocker, G. J. (2000). Crop rotation effects on soil carbon and physical fertility of two Australian soils. *Soil Research*, 38(1), 71-84. <https://doi.org/10.1071/SR99064>

- Bispo, D. F. A., Guimarães, D. V., Marques, J. J. G. D. S. E. M., Beniaich, A., Acuña-Guzman, S. F., Silva, M. L. N., & Curi, N. (2023). Soil organic carbon as response to reforestation age and land use changes: A qualitative approach to ecosystem services. *Sustainability*, 15(8), 6863. <https://doi.org/10.3390/su15086863>
- Bonner, M. T., Allen, D. E., Brackin, R., Smith, T. E., Lewis, T., Shoo, L. P., & Schmidt, S. (2020). Tropical rainforest restoration plantations are slow to restore the soil biological and organic carbon characteristics of old growth rainforest. *Microbial Ecology*, 79(2), 432-442. <https://doi.org/10.1007/s00248-019-01414-7>
- Castellano, M. J., Mueller, K. E., Olk, D. C., Sawyer, J. E., & Six, J. (2015). Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Global change biology*, 21(9), 3200-3209. <https://doi.org/10.1111/gcb.12982>
- Climate Hazards Center Infrared Precipitation with Stations version 3. CHIRPS3 Data Repository <https://doi.org/10.15780/G2JQ0P> (2025). Data was accessed on August, 19, 2025.
- Carvalho, F. A., Nascimento, M. T., & Oliveira Filho, A. T. (2008). Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22, 929-940. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000400004>
- Colombo, A. F., & Joly, C. A. (2010). Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. *Brazilian Journal of Biology*, 70, 697-708. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842010000400002>
- Couto, W. H., Anjos, L. H. C. D., Pereira, M. G., Guareschi, R. F., Assunção, S. A., & Wadt, P. G. S. (2017). Carbono, Nitrogênio, Abundância Natural de $\Delta^{13}\text{C}$ e $\Delta^{15}\text{N}$ do Solo sob Sistemas Agroflorestais. *Floresta e ambiente*, 24, e00117614. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.117614>
- Craig, M. E., & Fraterrigo, J. M. (2017). Plant–microbial competition for nitrogen increases microbial activities and carbon loss in invaded soils. *Oecologia*, 184(3), 583-596. <https://doi.org/10.1007/s00442-017-3861-0>
- Craig, M. E., Geyer, K. M., Beidler, K. V., Brzostek, E. R., Frey, S. D., Stuart Grandy, A., ... & Phillips, R. P. (2022). Fast-decaying plant litter enhances soil carbon in temperate forests but not through microbial physiological traits. *Nature Communications*, 13(1), 1229. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-28715-9>
- CYRINO, V. M. E. (2021). Influência do tipo florestal e da fragmentação na composição elementar e isotópica do carbono e nitrogênio no solo e na necromassa vegetal da Mata Atlântica. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Available in: https://uenf.br/posgraduacao/ecologia-recursosnaturais/wp-content/uploads/sites/7/2022/11/4_FINAL_Dissertacao-Vitor-Cyrino.pdf
- Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in ecology & evolution*, 16(11), 646-655. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)

- Díaz, S., Kattge, J., Cornelissen, J. H., Wright, I. J., Lavorel, S., Dray, S., ... & Gorné, L. D. (2016). The global spectrum of plant form and function. *Nature*, 529(7585), 167-171. <https://doi.org/10.1038/nature16489>
- Díaz, S. (2025). Plant functional traits and the entangled phenotype. *Functional Ecology*, 39(5), 1144-1159. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.70017>
- Donagemma, G. K., de Campos, D. V. B., CALDERANO, S. B., Teixeira, W. G., & VIANA, J. H. (2011). Manual de métodos de análise de solo.
- Dror, I., Yaron, B., & Berkowitz, B. (2021). The human impact on all soil-forming factors during the anthropocene. *ACS Environmental Au*, 2(1), 11-19. <https://doi.org/10.1021/acsenvironau.1c00010>
- Dow, S., Ouimet, W. B., & Hren, M. T. (2024). Legacy impacts and recovery of $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$ and C/N storage in soils due to historic land use. *Anthropocene*, 46, 100435. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2024.100435>
- Elser, J. J., Bracken, M. E., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., ... & Smith, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology letters*, 10(12), 1135-1142. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x>
- EMBRAPA (1997). Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de métodos de análise de solos** 2.ed. Rio de Janeiro. 212p.
- Fariña, P. R. V., Roani, R., Mazero, H. M., Prado, L. L. D., Nadolny, G. K., Santos, J. B. D., & Auler, A. C. (2025). Accuracy assessment of bulk density measurement methods across different soil management practices: sample volume-and paraffin temperature-related errors. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 47, e69343. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v47i1.69343>
- Fernandes, M. M., Jose, M. B., Vieira, M. V. A., Monteiro, B. C. G. C., Ribeiro, A. D. S., Garcia, J. R., ... & Fernandes, M. R. D. M. (2025). Carbon stock in forest restoration intercropped with Eucalyptus in the Atlantic Forest of Brazil. *SCIENTIA FORESTALIS*, 53. DOI:[10.18671/scifor.v53.07](https://doi.org/10.18671/scifor.v53.07)
- Fonseca, N. C., Cunha, J. S. A., ALBUQUERQUE, E. R. D., & Lins-E-Silva, A. C. B. (2024). Carbon stock in aboveground biomass and necromass in the Atlantic Forest: an analysis of data published between 2000 and 2021. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 96(1), e20220761. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202420220761>
- Frainer, A., & McKie, B. G. (2021). The legacy of forest disturbance on stream ecosystem functioning. *Journal of Applied Ecology*, 58(7), 1511-1522. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13901>
- Fry, B. (2006). *Stable isotope ecology* (Vol. 521, p. 308). New York: Springer.
- Fudjoe, S. K., Li, L., Anwar, S., Shi, S., Xie, J., Wang, L., ... & Yongjie, Z. (2023). Nitrogen fertilization promoted microbial growth and N₂O emissions by increasing the abundance of nirS and nosZ denitrifiers in semiarid maize field. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1265562. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1265562>

- Galloway, T. N., Townsend, A. R., Erismann, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P., Sutton, M. A. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320(5878), 889-892. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>
- Gmach, M. R., Cherubin, M. R., Kaiser, K., & Cerri, C. E. P. (2019). Processes that influence dissolved organic matter in the soil: a review. *Scientia Agricola*, 77(3), e20180164. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2018-0164>
- Gnacadjia, L., & Vidal, A. (2023). How can science help to implement the UN Decade on Ecosystem Restoration 2021–2030?. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 378(1867), 20210066. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0066>
- Guerrini, I. A., da Silva, J. P., Lozano Sivilsaca, D. C., de Moraes, F. G., Puglla, C. A. Y., de Melo Silva Neto, C., ... & Ganga, A. (2024). Evaluating carbon stocks in soils of fragmented Brazilian Atlantic Forests (BAF) based on soil features and different methodologies. *Scientific Reports*, 14(1), 10007. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-60629-y>
- Hanke, D., Nascimento, S. G., Dick, D. P., Viero, F., Avila, M. R., & Deble, L. P. (2024). C and N stocks and soil organic matter dynamics in succession agroforestry systems in Brazil. *Anais Da Academia Brasileira De Ciências*, 96(2), e20230999. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202420230999>
- Hao, Y., Mao, J., Bachmann, C. M., Hoffman, F. M., Koren, G., Chen, H., ... & Dai, Y. (2025). Soil moisture controls over carbon sequestration and greenhouse gas emissions: a review. *npj climate and atmospheric science*, 8(1), 16. <https://doi.org/10.1038/s41612-024-00888-8>
- Heinrich, V. H., Vancutsem, C., Dalagnol, R., Rosan, T. M., Fawcett, D., Silva-Junior, C. H., ... & Aragão, L. E. (2023). The carbon sink of secondary and degraded humid tropical forests. *Nature*, 615(7952), 436-442. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05679-w>
- Hoffmann, R. B., do Carmo, D. L., Silva, J. R. M., da Trindade, T. P., Santos, N. T., de Sá Mendonça, E., & Fernandes, R. B. A. (2024). Restoring degraded lands: the role of sewage sludge in modulating soil carbon and nitrogen dynamics. *OBSERVATÓRIO DE LA ECONOMIA LATINOAMERICANA*, 22(10), e7217-e7217. <https://doi.org/10.55905/oelv22n10-115>
- Hobbie, E. A., & Högberg, P. (2012). Nitrogen isotopes link mycorrhizal fungi and plants to nitrogen dynamics. *New phytologist*, 196(2), 367-382. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04300.x>
- Hu, Y., Zhan, P., Thomas, B. W., Zhao, J., Zhang, X., Yan, H., ... & Zhang, Y. (2022). Organic carbon and nitrogen accumulation in orchard soil with organic fertilization and cover crop management: A global meta-analysis. *Science of The Total Environment*, 852, 158402. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158402>
- Huang, X., Duan, Y., Tao, Y., Wang, X., Long, H., Luo, C., & Lai, Y. (2022). Effects of *Spartina alterniflora* invasion on soil organic carbon storage in the Beihai coastal wetlands

of China. *Frontiers in Marine Science*, 9, 890811. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.890811>

Huang L, Zhang P, Hu Y, Zhao Y (2015) Vegetation succession and soil infiltration characteristics under different aged refuse dumps at the Heidaigou opencast coal mine. *Glob Ecol Conserv* 4:255–263. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.07.006>

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia, Brasília, DF, Brasil. Available in: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=tempo2/mapasPrecipitacao> Acesso em: 20 de março de 2024.

Keith, H., Vardon, M., Obst, C., Young, V., Houghton, R. A., & Mackey, B. (2021). Evaluating nature-based solutions for climate mitigation and conservation requires comprehensive carbon accounting. *Science of the Total Environment*, 769, 144341. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144341>

Laurance, W. F. (2009). Conserving the hottest of the hotspots. *Biological Conservation*, 142(6), 1137-1137. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.011>

Lavallee, J. M., Soong, J. L., & Cotrufo, M. F. (2020). Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global change biology*, 26(1), 261-273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>

Liao, C., Li, H., Lv, G., Tian, J., & Xu, Y. (2020). Effects of ecological restoration on soil properties of the aeolian sandy land around Lhasa, southern Tibetan Plateau. *Ecosphere*, 11(1), e03009. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3009>

Li XR, Kong DS, Tan HJ, Wang XP (2007) Changes in soil and vegetation following stabilisation of dunes in the southeastern fringe of the Tengger Desert, China. *Plant Soil* 300:221–231. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9407-1>

Lima, J. A. S. (2009). Biomassa arbórea e estoques de nutrientes em fragmentos florestais da APA Rio São João: o efeito da fragmentação sobre a mata atlântica da baixada litorânea fluminense. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Available in: <https://uenf.br/posgraduacao/ecologia-recursosnaturais/wp-content/uploads/sites/7/2013/11/jorge-lima.pdf>

Lingying, X. U., Quanbo, Y. U., Shengjun, B. A. I., Meiyang, W. A. N. G., Weixia, S. U. N., Shengxiang, X. U., ... & Weiwen, Q. I. U. (2024). Soil organic carbon impact on soil physical properties through quantity and quality modifications. *Soil Advances*, 2, 100014. <https://doi.org/10.1016/j.soilad.2024.100014>

Liu, M., & Han, G. (2022). Stable nitrogen and carbon isotope compositions in plant-soil systems under different land-use types in a red soil region, Southeast China. *PeerJ*, 10, e13558. <https://doi.org/10.7717/peerj.13558>

Lorenz, M., Derrien, D., Zeller, B., Udelhoven, T., Werner, W., & Thiele-Bruhn, S. (2020). The linkage of ^{13}C and ^{15}N soil depth gradients with C: N and O: C stoichiometry reveals tree species effects on organic matter turnover in soil. *Biogeochemistry*, 151(2), 203-220. <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00721-3>

- Lo Sardo, P. (2021). Restauração ecológica em sistemas agroflorestais na APA do Rio São João/ Mico-Leão-Dourado. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Available in: <https://uenf.br/posgraduacao/ecologia-recursosnaturais/wp-content/uploads/sites/7/2022/11/PAOLA-MAIA-LO-SARDO.pdf>
- Loureiro, N., & Sansevero, J. (2025). Intraspecific variation of leaf traits in tree plantations of different ages in a tropical forest. *Flora*, 325, 152700. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2025.152700>
- Lyu, D., Liu, Q., Xie, T., & Yang, Y. (2023). Impacts of different types of vegetation restoration on the physicochemical properties of sandy soil. *Forests*, 14(9), 1740. <https://doi.org/10.3390/f14091740>
- Magalhães AC, Gamboa CH, Tornquist CG. Soil C stocks in latossolos of the planalto, Rio Grande do Sul, Brazil. *Ciência Rural*. 2024 Jul 29;54:e20230472. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20230472>
- Malhi, Y. (2012). The productivity, metabolism and carbon cycle of tropical forest vegetation. *Journal of Ecology*, 100(1), 65-75.v <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01916.x>
- Malhi, Y., Gardner, T. A., Goldsmith, G. R., Silman, M. R., & Zelazowski, P. (2014). Tropical forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 39(1), 125-159. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141>
- Mantovani, V. A., Terra, M. D. C. N. S., de Mello, C. R., Rodrigues, A. F., de Oliveira, V. A., & Pinto, L. O. R. (2022). Spatial and temporal patterns in carbon and nitrogen inputs by net precipitation in Atlantic Forest, Brazil. *Forest Science*, 68(1), 113-124. <https://doi.org/10.1093/forsci/fxab056>
- Marques JDO, Luizão FJ, Teixeira WG, Vitel CM, Marques EMA. Soil organic carbon, carbon stock and their relationships to physical attributes under forest soils in Central Amazonia. *Rev Arvore*. 2016;40:197-208. <https://doi.org/10.1590/0100-67622016000200002>
- Matus, F. J. (2021). Fine silt and clay content is the main factor defining maximal C and N accumulations in soils: a meta-analysis. *Scientific Reports*, 11(1), 6438. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84821-6>
- Moraes, L. F. D. D., Campello, E. F. D. C., Pereira, M. G., & Loss, A. (2008). Características do solo na restauração de plantios degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. *Ciência Florestal*, 18(2), 193-206. <https://doi.org/10.5902/19805098457>
- Morffi-Mestre, H., Ángeles-Pérez, G., Powers, J. S., Andrade, J. L., Feldman, R. E., May-Pat, F., ... & Dupuy-Rada, J. M. (2023). Leaf litter decomposition rates: influence of successional age, topography and microenvironment on six dominant tree species in a tropical dry forest. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6, 1082233. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1082233>

- Moulatlet, G. & Emilio, T. (2011). Protocolo coleta de solos. In: Manuais e protocolos de amostragem. Available in: <https://ppbio.inpa.gov.br/manuais>
- Müller, C., & Clough, T. J. (2014). Advances in understanding nitrogen flows and transformations: gaps and research pathways. *The Journal of Agricultural Science*, 152(S1), 34–44. doi:10.1017/S0021859613000610
- Mundra, S., Kjønnaas, O. J., Morgado, L. N., Krabberød, A. K., Ransedokken, Y., & Kauserud, H. (2021). Soil depth matters: shift in composition and inter-kingdom co-occurrence patterns of microorganisms in forest soils. *FEMS Microbiology Ecology*, 97(3), fiab022. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiab022>
- Nogueira Jr, L. R., de Moraes Gonçalves, J. L., Engel, V. L., & Parrotta, J. (2011). Soil dynamics and carbon stocks 10 years after restoration of degraded land using Atlantic Forest tree species. *Forest systems*, 20(3), 536-545. <https://doi.org/10.5424/fs/20112003-11844>
- Oliveira, P. P. A., Rodrigues, P. H. M., Praes, M. F. F. M., Pedroso, A. F., Oliveira, B. A., Sperança, M. A., ... & Fernandes, F. A. (2021). Soil carbon dynamics in Brazilian Atlantic forest converted into pasture-based dairy production systems. *Agronomy Journal*, 113(2), 1136-1149. <https://doi.org/10.1002/agj2.20578>
- Paul, M., Catterall, C. P., Pollard, P. C., & Kanowski, J. (2010). Recovery of soil properties and functions in different rainforest restoration pathways. *Forest Ecology and Management*, 259(10), 2083-2092. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.019>
- Pimm, S. L., & Raven, P. (2000). Extinction by numbers. *Nature*, 403(6772), 843-845. <https://doi.org/10.1038/35002708>
- Poorter, L., Craven, D., Jakovac, C. C., Van Der Sande, M. T., Amissah, L., Bongers, F., ... & Hérault, B. (2021). Multidimensional tropical forest recovery. *Science*, 374(6573), 1370-1376. <https://doi.org/10.1126/science.abh3629>
- Prescott, C. E., & Vesterdal, L. (2021). Decomposition and transformations along the continuum from litter to soil organic matter in forest soils. *Forest Ecology and Management*, 498, 119522. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119522>
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., & Vogel, H. J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314, 122-137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>
- R Core Team (2024). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.
- Reichert, J. M., Kaiser, D. R., Reinert, D. J., & Riquelme, U. F. B. (2009). Variação temporal de propriedades físicas do solo e crescimento radicular de feijoeiro em quatro sistemas de manejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 44, 310-319. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2009000300013>
- Saiz, G., Bird, M., Wurster, C., Quesada, C. A., Ascough, P., Domingues, T., ... & Lloyd, J. (2015). The influence of C 3 and C 4 vegetation on soil organic matter dynamics in

contrasting semi-natural tropical ecosystems. *Biogeosciences*, 12(16), 5041-5059. <https://doi.org/10.5194/bg-12-5041-2015>

Silva, A. P. D., & Villela, D. M. (2015). Nutrientes foliares de espécies arbóreas na Mata Atlântica: efeito do tamanho do fragmento. *Ciência Florestal*, 25(2), 317-325. <https://doi.org/10.5902/1980509818449>

Sparling G, Ross D, Trustrum N *et al* (2003) Recovery of topsoil characteristics after landslide erosion in dry hill country of New Zealand, and a test of the space-for-time hypothesis. *Soil Biol Biochem* 35:1575–1586. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.08.002>

Sewell, A., Van Der Esch, S., & Löwenhardt, H. (2020). Goals and commitments for the restoration decade. *The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency*.

Smith P, Cotrufo MF, Rumpel C, Paustian K, Kuikman PJ, Elliott JA, McDowell R, Griffiths RI, Asakawa S, Bustamante M, House JI. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. *Soil*. 2015 Nov 19;1(2):665-85. <https://doi.org/10.5194/soil-1-665-2015>

Soldatova, E., Krasilnikov, S., & Kuzyakov, Y. (2024). Soil organic matter turnover: global implications from $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ signatures. *Science of the Total Environment*, 912, 169423. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169423>

Souza, R. C. (2012). Efeito da serrapilheira sobre a dinâmica de nutrientes em plantios de eucalipto em regeneração natural de Mata Atlântica. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Available in: <https://uenf.br/posgraduacao/ecologia-recursosnaturais/wp-content/uploads/sites/7/2013/11/Rodrigo-CamaraDeSouza2012.pdf>

Soldatova, E., Krasilnikov, S., & Kuzyakov, Y. (2024). Soil organic matter turnover: global implications from $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ signatures. *Science of the Total Environment*, 912, 169423. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169423>

de Sousa Lima, J. A., Villela, D. M., Filho, B. C., & Pérez, D. V. (2011). Biomassa radicular fina em fragmentos da Mata Atlântica Fluminense. *Floresta*, 41(1), 27-38. <https://doi.org/10.5380/rf.v41i1.21177>

REIS, B.N. (2024). Estrutura e diversidade florística em plantios de restauração na floresta atlântica de baixada na APA do Rio São João/mico leão dourado, RJ. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Available in: https://ppgern.uenf.br/wp-content/uploads/2024/02/Tese-de-Doutorado-Bianca-Nunes-dos-Reis_Junho_2024.pdf

United National decade on Ecosystem restoration, 2025. United National decade on Ecosystem restoration 2021-2030. <https://www.decadeonrestoration.org> (accessed 01 December 2025).

Vasconcellos, R. L. D. F., Bini, D., Paula, A. M. D., Andrade, J. B., & Cardoso, E. J. B. N. (2013). Nitrogênio, carbono e compactação do solo como fatores limitantes do processo de recuperação de matas ciliares. *Revista brasileira de Ciência do Solo*, 37, 1164-1173. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000500006>

Vitousek, P. M. (1984). Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, 65(1), 285-298. <https://doi.org/10.2307/1939481>

Vitousek, P. M., Porder, S., Houlton, B. Z., & Chadwick, O. A. (2010). Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen–phosphorus interactions. *Ecological applications*, 20(1), 5-15. <https://doi.org/10.1890/08-0127.1>

Vivian, J., Chazdon, R. L., Catling, A. A., & Lee, D. J. (2025). Early evidences of links between soil microbes and forest restoration through multiple ecosystem metrics. *Frontiers in Forests and Global Change*, 8, 1540513. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2025.1540513>

Xia, Q., Chen, L., Xiang, W., Ouyang, S., Wu, H., Lei, P., ... & Kuzyakov, Y. (2021). Increase of soil nitrogen availability and recycling with stand age of Chinese-fir plantations. *Forest Ecology and Management*, 480, 118643. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118643>

Xing, H., Zhang, H., Tang, G., Yuan, T., Shen, H., & Yang, L. (2024). Adding fine woody debris accelerates the turnover of soil carbon pool in high-latitude urban plantations in China. *Journal of Soils and Sediments*, 24(6), 2467-2480. <https://doi.org/10.1007/s11368-024-03823-9>

Zeng, C., Li, T., He, B., Feng, M., & Liang, K. (2023). Effects of vegetation succession on topsoil C, N, and P contents and stoichiometry following agricultural abandonment in a representative karst trough valley. *Ecological Engineering*, 192, 106989. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.106989>

Zhang, M., Hou, R., Li, T., Fu, Q., Zhang, S., Su, A., ... & Yang, X. (2022). Study of soil nitrogen cycling processes based on the ^{15}N isotope tracking technique in the black soil areas. *Journal of Cleaner Production*, 375, 134173. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134173>

Zhu, G., Shangguan, Z., Hu, X., & Deng, L. (2021). Effects of land use changes on soil organic carbon, nitrogen and their losses in a typical watershed of the Loess Plateau, China. *Ecological Indicators*, 133, 108443. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108443>

Zhou, G., Xu, S., Ciais, P., Manzoni, S., Fang, J., Yu, G., ... & Chen, X. (2019). Climate and litter C/N ratio constrain soil organic carbon accumulation. *National Science Review*, 6(4), 746-757. <https://doi.org/10.1093/nsr/nwz045>

Zhou, S., Wu, J., & Bi, X. (2020). Spatial characteristics of soil $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ reveal shrub-induced successional process in a coastal wetland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 236, 106621. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106621>

Walker, L. R., Wardle, D. A., Bardgett, R. D., & Clarkson, B. D. (2010). The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. *Journal of ecology*, 98(4), 725-736. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01664.x>

Weil, R.R. & Brady, N.C. (2017). Soil classification. In: The Nature and Properties of Soils. 15th Edition, Pearson, New York.

- West, J. B., Bowen, G. J., Cerling, T. E., & Ehleringer, J. R. (2006). Stable isotopes as one of nature's ecological recorders. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(7), 408-414. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.04.002>
- Williams-Linera, G., Bonilla-Moheno, M., López-Barrera, F., & Tolome, J. (2021). Litterfall, vegetation structure and tree composition as indicators of functional recovery in passive and active tropical cloud forest restoration. *Forest Ecology and Management*, 493, 119260. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119260>
- Wolf, K., Veldkamp, E., Homeier, J., & Martinson, G. O. (2011). Nitrogen availability links forest productivity, soil nitrous oxide and nitric oxide fluxes of a tropical montane forest in southern Ecuador. *Global Biogeochemical Cycles*, 25(4). <https://doi.org/10.1029/2010GB003876>
- Yagi, R., Ferreira, M. E., Cruz, M. C. P. D., & Barbosa, J. C. (2009). Mineralização potencial e líquida de nitrogênio em solos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33, 385-394. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000200016>
- Yang, H., Song, X., Zhao, Y., Wang, W., Cheng, Z., Zhang, Q., & Cheng, D. (2021). Temporal and spatial variations of soil C, N contents and C: N stoichiometry in the major grain-producing region of the North China Plain. *PLoS One*, 16(6), e0253160. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0253160>
- Yang, D., Luo, J., Shu, S., Hu, Y., Tang, H., & Li, X. (2025). Nutrient cycling characteristics along a chronosequence of forest primary succession in the Hailuoguo Glacier retreat area, eastern Tibetan Plateau. *PeerJ*, 13, e18867. <https://doi.org/10.7717/peerj.18867>
- You, Y., Li, W., Chen, Y., Zhang, Q., & Zhang, K. (2024). Soil carbon and nitrogen accumulation during long-term natural vegetation restoration following agricultural abandonment in Qingling Mountains. *Ecological Engineering*, 201, 107212. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107212>
- Yu, E., Zhang, M., Xu, Y., Zhang, S., Meng, Z., & Hou, Y. (2021). The development and application of a gis-based tool to assess forest landscape restoration effects on water conservation capacity. *Forests*, 12(9), 1291. <https://doi.org/10.3390/f12091291>

3.8. APÊNDICE - SUPPLEMENTARY MATERIAL

Article title:

Effects of a restoration chrono-sequence on soil elemental and isotopic carbon and nitrogen in the Atlantic Forest

Author names:

Mariana Alves Faitanin^{a*}, Carlos Eduardo de Rezende^a, Bianca Nunes dos Reis^a, Caroline Pessanha da Silva^a, Marcelo Trindade Nascimento^a, Cláudio Roberto Marciano^b, Pedro Vianna Gatts^a, Dora Maria Villela^a

Affiliations:

a - Environmental Sciences Laboratory, Center for Biosciences and Biotechnology, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Address: Av. Alberto Lamego, 2000, Parque Califórnia, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brazil.;

b - Soil Laboratory, Center for Agricultural Sciences and Technologies, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro; Address: Av. Alberto Lamego, 2000, Parque Califórnia, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brazil. *mfaitanin@gmail.com

Corresponding author: Mariana Alves Faitanin: mfaitanin@gmail.com

Table 2 - Characterization of the forest restoration areas included in the study, with information on the planting year, planting size (ha), soil type, and structural attributes of natural regeneration (DAP $\geq$ 5 cm) and seedlings (DAP $\geq$ 5 cm). For each area, the absolute density (AD) of individuals per hectare, basal area (BA, m² ha⁻¹), Species richness. Geographic coordinates refer to the approximate center of each planting. Soil types follow the Brazilian classification (EMBRAPA). Site abbreviations: VEND — Vendaval Farm; REN — Renascença Farm; AFE — Afetiva II Farm; ESJ — São João Estância; FBB — Búfalo Branco Farm; FNZ — Nazaré Farm; FSJ — São João Farm. Embrapa. 2020

Area	Planting year	Planting size (ha)	Soil type	AD (ind/ha)	BA (m ² /ha)	Species richness	Geographic coordinates
VEND	2005	4,6	Dystrophic haplic gleysol	1690 $\pm$ 369.8	22.1 $\pm$ 1.9	55	22°39'2,44"S; 42°27'10,74" W
ESJ	2009	6,5	Dystrophic haplic gleysol	2570 $\pm$ 908.7	36 $\pm$ 10	52	22°34'12,29"S; 42°31'40,67"W
REN	2010	11,2	Red-yellow aluminum Argisols	1270 $\pm$ 342.0	20.1 $\pm$ 6.0	40	22°43'2,37"S; 42°31'40,67" W
AFE	2010	11,3	Dystrophic haplic gleysol	1430 $\pm$ 648.6	33.7 $\pm$ 5.1	39	22°37'49,43"S; 42°27'46,98" W
FBB	2014	7,9	Dystrophic haplic gleysol	1370 $\pm$ 144,0	22.1 $\pm$ 4.6	40	22°38'54,00"S; 42°21'50,00"W
FNZ	2015	6,3	Dystrophic haplic gleysol	1190 $\pm$ 369.8	19.1 $\pm$ 4.6	39	22°42'56,52"S; 42°30'49,55"W
FSJ	2015	1,2	Dystrophic haplic gleysol	930 $\pm$ 175.4	15.1 $\pm$ 5.8	43	22°34'46,97"S; 42°34'18,40"W

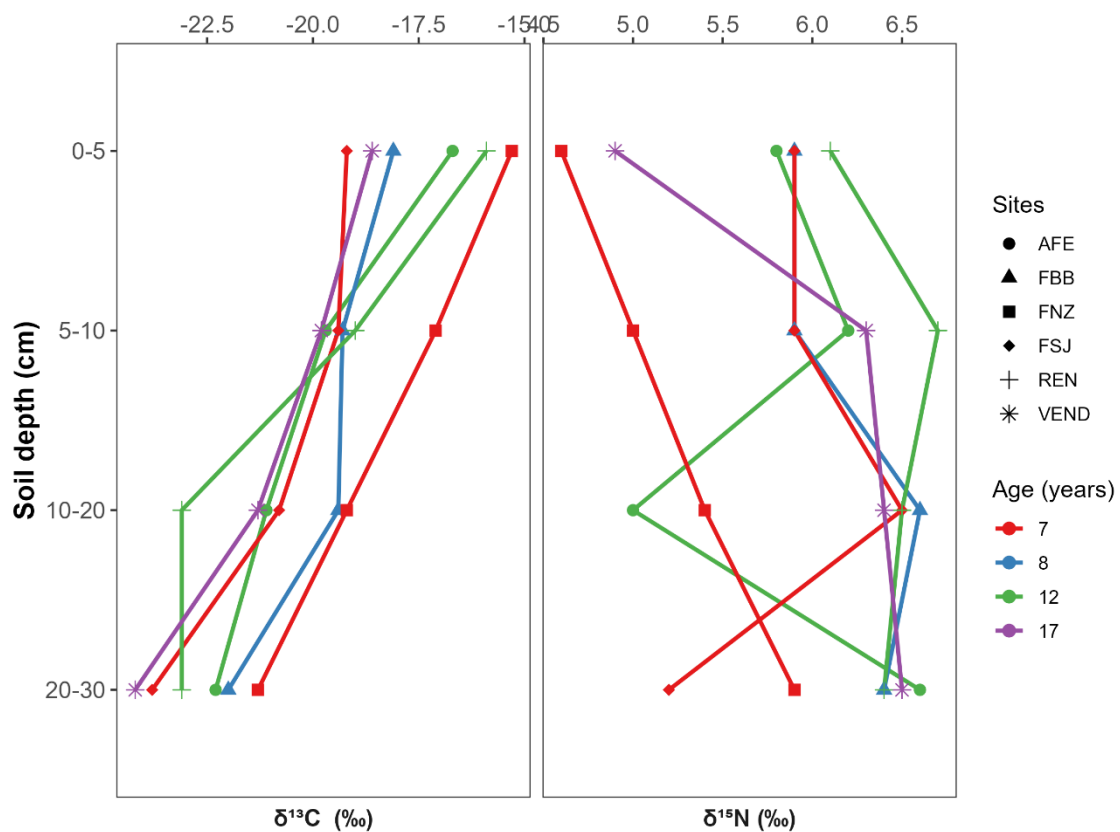


Figure 4- Soil profiles (0–30 cm) for $\delta^{13}\text{C}$ (left panel) and $\delta^{15}\text{N}$ (right panel) of pasture near forest restoration areas with different ages (7, 8, 12, 13 and 17 years). The lines connect the averages of the plots by depth, while the symbols represent the different study sites (AFE, FBB, FNZ, FSJ, REN and VEND).

Table 3 - Pearson correlation coefficients (r), p -values, and sample size (n) relating to the relationship between C and N stocks in the soil surface (0-5cm) with litterfall C and N input in the studied system. Note: Negative r values indicate an inverse correlation, while p represents the level of statistical significance.

	r	p	n
Carbon	-0.34	0.46	7
Nitrogen	-0.55	0.21	7

Table 4 - Summary of the results of the Linear Mixed Model (LMM) for C and N stocks. The values include the regression coefficient (β) with standard error (SE), t -statistic, and associated p -value for each response variable. The data correspond to 7 samples analyzed for each element.

	β	T	p
Carbon	-1.4 ± 1.4	-1.1	0.30
Nitrogen	1.4 ± 6.4	0.2	0.8

CAPÍTULO 4: EFEITO DA IDADE DO PLANTIO NA COMPOSIÇÃO E ESTOQUE DOS MACROS E MICRONUTRIENTES NO SOLO EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA MATA ATLÂNTICA

Mariana Alves Faitanin¹, Bianca Nunes dos Reis¹, Caroline Pessanha¹, Marcelo Trindade Nascimento¹, Carlos Eduardo de Rezende¹, Dora Maria Villela¹

1-Laboratório de Ciências Ambientais, Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

Efeito da idade do plantio na composição e estoque dos macros e micronutrientes no solo em áreas de restauração florestal na Mata Atlântica

Mariana Alves Faitanin¹, Bianca Nunes dos Reis¹, Caroline Pessanha¹, Marcelo Trindade Nascimento¹, Carlos Eduardo de Rezende¹, Dora Maria Villela José¹

1-Laboratório de Ciências Ambientais, Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

Resumo

A restauração florestal desempenha papel fundamental na recuperação de ecossistemas tropicais degradados, promovendo a recomposição da vegetação e a melhoria da qualidade do solo. A dinâmica dos nutrientes edáficos é um indicador-chave da funcionalidade ecológica ao longo do tempo de restauração. Este estudo investigou como o tempo de restauração florestal, as propriedades edáficas e a estrutura da vegetação influenciam a concentração e o estoque de macro e micronutrientes no solo em plantios em restauração de diferentes idades na Mata Atlântica. Foram avaliados a concentração e estoque de P, K, Ca, Mg, Fe e Mn ao longo de quatro profundidades do solo (0–30 cm), utilizando modelos lineares mistos e análises multivariadas (MANOVA, análise de discriminação canônica e RDA). Os resultados revelaram que a idade do plantio exerce influência significativa sobre a composição nutricional do solo, especialmente em plantios com 12 e 13 anos, que apresentaram maiores concentrações e estoques de nutrientes. No entanto, a dinâmica dos nutrientes não seguiu um padrão linear ao longo da cronosequência, sendo fortemente modulada por outros fatores como pH, densidade aparente dos solos, textura do solo e riqueza de espécies arbóreas. A maioria dos nutrientes apresentou acúmulo nas camadas superficiais, refletindo processos biológicos e físico-químicos típicos de solos tropicais. As análises multivariadas destacaram a importância de abordagens integradas para captar os padrões complexos que regulam a fertilidade edáfica em plantios em restauração, fornecendo subsídios para o monitoramento e manejo mais eficaz desses ecossistemas.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes, Fertilidade do solo, Floresta tropical úmida, Mata Atlântica, Restauração florestal, Sucessão ecológica.

4.1. INTRODUÇÃO

A restauração ecológica consolidou-se nas últimas décadas como uma estratégia essencial para mitigar os efeitos da degradação ambiental e restabelecer as funções ecológicas dos ecossistemas (Brudvig *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2019). Em regiões tropicais, que se destacam pela elevada biodiversidade e pela forte pressão antrópica (Gatti *et al.*, 2022), as iniciativas de restauração florestal assumem um papel central e estratégico na recomposição da vegetação nativa, na manutenção crucial dos serviços ecossistêmicos e na atenuação efetiva das mudanças climáticas globais (Brancalion *et al.*, 2019a; Brancalion *et al.*, 2019).

Entre os principais fatores que determinam o sucesso da restauração florestal, o solo se destaca por sua influência direta sobre a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas restaurados (Van der Putten *et al.*, 2013). Suas propriedades físicas, químicas e biológicas afetam diretamente o crescimento e o desempenho ecofisiológico das plantas, além de regular a composição das comunidades vegetais, a produtividade primária e os processos de ciclagem de nutrientes (Yang *et al.*, 2017; Ma *et al.*, 2022). A qualidade do solo, especialmente sua estrutura e condição nutricional, está diretamente associada à capacidade do ecossistema de recuperar funções ecológicas essenciais (Bhaduri *et al.*, 2022). Por esse motivo, o solo tem sido amplamente reconhecido como um indicador-chave da eficácia da restauração em plantios degradados (Yu *et al.*, 2020). Assim, avaliar a qualidade edáfica sob diferentes estratégias de restauração é fundamental para compreender os mecanismos que sustentam a recuperação ecológica e orientar práticas restaurativas mais eficientes (Song *et al.*, 2022).

Diversos estudos apontam que o tempo de restauração florestal está positivamente associado à melhoria da qualidade do solo, incluindo o aumento na disponibilidade de nutrientes (Jiba *et al.*, 2024; Xu *et al.*, 2024; Pan *et al.*, 2025). Isso ocorre porque plantios mais antigos têm maior acúmulo de biomassa vegetal, maior cobertura do solo e maior aporte de material orgânico, o que favorece a ciclagem de nutrientes (Liu *et al.*, 2024). À medida que os fragmentos restaurados envelhecem, espera-se que suas condições edáficas se tornem

mais semelhantes às aquelas encontradas em florestas nativas bem conservadas (Guariguata & Ostertag, 2001).

Apesar desses avanços, ainda são escassos os estudos que avaliam de forma integrada a relação entre tempo de restauração, biomassa arbórea e fertilidade do solo, sobretudo considerando diferentes profundidades (Xu *et al.*, 2024). Esta lacuna limita a compreensão dos mecanismos de recuperação dos atributos edáficos e a efetividade das ações de restauração em diferentes estágios sucessionais. No entanto, apesar dessa relevância, análises globais da literatura científica revelam uma lacuna notável no tratamento do solo como variável central (Oberreich *et al.*, 2024). A revisão sistemática conduzida por Viani & Reid (2025), constatou que, em mais de 1400 artigos compilados, cerca de 90%, não incluiu o solo como um tema central da pesquisa, indicando que o solo é um ponto negligenciado na literatura de restauração florestal tropical.

Tal omissão reforça a necessidade de ampliar o enfoque sobre atributos edáficos nos estudos contemporâneos, especialmente em regiões tropicais, onde os solos frequentemente apresentam históricos intensos de degradação e uso antrópico. Diante disso, este estudo parte da hipótese de que a concentração e o estoque de nutrientes no solo estão diretamente relacionados ao tempo de restauração e aos atributos fitossociológicos da comunidade vegetal. Assim, o objetivo central desta pesquisa é compreender de que forma o tempo de restauração florestal, as propriedades edáficas e a estrutura da vegetação influenciam a dinâmica dos nutrientes do solo.

4.2. MATERIAIS E MÉTODOS

4.2.1. Área de estudo e delineamento amostral

Todos o conteúdo referente a área de estudo e ao delineamento amostral estão descritos detalhadamente no CAPÍTULO II desta tese.

4.2.2. Parâmetros da vegetação

A caracterização da vegetação dos plantios foi obtida a partir de dados previamente publicados por Reis, (2023), que descreveram a composição florística, fitossociológicos e o histórico de uso do solo nas mesmas áreas de estudo.

4.2.3. Análises Físicas e Químicas dos solos

A densidade aparente do solo foi determinada pelo método do anel volumétrico conforme descrito por EMBRAPA (1997). As amostras de solo coletadas com o anel foram secas em estufa a 105° C por 48 horas e, em seguida, pesadas. A densidade aparente (D_s) foi calculada pela razão entre a massa da amostra seca e o volume do anel: $D_s = a/b$, sendo, D_s – densidade do solo (g cm^{-3}); a – massa da amostra seca a 105 °C (g); b – volume do anel ou cilindro (cm^3).

A análise granulométrica foi realizada em amostras compostas únicas por parcela, referentes às camadas de 0–100 cm de profundidade. Para a determinação das frações texturais (areia, silte e argila), empregou-se o método da pipeta, conforme descrito por EMBRAPA (1997). As amostras de solo foram inicialmente secas em estufa com circulação de ar a 40 °C, por 48 horas, e posteriormente peneiradas em malha de 2 mm para remoção de fragmentos grosseiros. A dispersão dos agregados foi promovida quimicamente com solução de hidróxido de sódio 0,1 mol L⁻¹ e mecanicamente por agitação, a fim de garantir a completa desagregação das partículas. Em seguida, a fração areia foi separada em peneira de malha 0,053 mm e a suspensão contendo silte e argila foi submetida à sedimentação em proveta de 1 L, respeitando os tempos de decantação estabelecidos pelo princípio de Stokes¹ (LIMA et al., 2001), de acordo com o diâmetro das partículas limítrofe entre essas duas frações (ou seja, 0,002 mm). Alíquotas foram retiradas em tempos específicos com o auxílio de uma pipeta de 50 mL e, após secagem, a massa de cada fração foi determinada gravimetricamente. Os dados permitiram a quantificação percentual das frações de areia, silte e argila em cada amostra.

As análises químicas do solo foram realizadas com amostras secas por estufa (40 °C), homogeneizadas e peneiradas com peneira de 2 mm. A determinação do pH do solo foi realizada utilizando-se uma suspensão solo:água na proporção de 1:2,5 (m/v), conforme o protocolo estabelecido pela Embrapa (1997). Para isso, foram pesados 10 g de solo seco ao ar e peneirado (malha de

¹ O princípio de Stokes descreve o movimento de partículas esféricas em um fluido viscoso, estabelecendo que a velocidade de sedimentação é proporcional ao quadrado do diâmetro da partícula. Esse princípio permite estimar o tempo necessário para que partículas de diferentes tamanhos sedimentem em suspensão, sendo a base física para a separação granulométrica no método da pipeta.

2 mm), transferidos para copos plásticos de 50 mL previamente identificados. Em seguida, foram adicionados 25 mL de água destilada (ou deionizada). As amostras foram homogeneizadas com bastão de vidro e deixadas em repouso por, no mínimo, 30 minutos. Após esse período, as suspensões foram novamente agitadas imediatamente antes da leitura. A medição do pH foi realizada com o auxílio de um pHmetro de bancada, previamente calibrado com soluções tampão padrão de pH 4,0 e 7,0, conforme as instruções do fabricante.

A extração de fósforo (P) disponível (PO_4^{3-}) foi realizada pelo método de Mehlich, utilizando-se 2 g de amostra de solo, aos quais foram adicionados 20 mL da solução extratora. A determinação do fósforo foi realizada por colorimetria, conforme metodologia descrita pela EMBRAPA (1997). Para a extração dos cátions macronutrientes trocáveis (K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+}) e dos micronutrientes trocáveis (Fe^{2+} e Mn^{2+}), foram utilizados 10 g de solo seco em estufa, lixiviados em filtro Whatman nº 44 por meio de cinco adições sucessivas de 10 mL de solução de acetato de amônio 1 mol L^{-1} , ajustada ao pH médio do solo com ácido acético glacial (Allen, 1989). Os teores dos elementos foram determinados no extrato obtido por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES; Varian).

As análises físicas foram realizadas no Laboratório de Solos (LSOL/UENF), enquanto as análises químicas foram conduzidas na Central Analítica do Laboratório de Ciências Ambientais (LCA) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF).

4.2.4. ANÁLISE DE DADOS

Antes da modelagem estatística, os pressupostos de normalidade dos resíduos e homogeneidade das variâncias (homocedasticidade) foram avaliados por meio da inspeção visual de gráficos diagnósticos, como histogramas e gráficos Q-Q (quantil-quantil). Quando observada assimetria na distribuição dos resíduos ou padrões indicativos de heterocedasticidade, aplicou-se a transformação de Box-Cox, com o objetivo de identificar a transformação mais adequada para atender às premissas dos modelos lineares.

A presença de multicolinearidade entre as variáveis preditoras foi avaliada por meio do Fator de Inflação da Variância (VIF), adotando-se o critério de $\text{VIF} <$

5 como indicativo de ausência de colinearidade severa e, portanto, adequação para inclusão nos modelos (Zuur *et al.*, 2010). As análises foram conduzidas com o auxílio dos pacotes *car* (Fox & Weisberg, 2019), *lme4* (Bates *et al.*, 2015), *MuMIn* (Barton, 2023) e *vegan* (Oksanen *et al.*, 2022).

Na análise de multicolinearidade foi observado que as variáveis texturais do solo apresentaram alta colinearidade, de modo que, para contornar isso, foi realizada uma PCA da granulometria para sintetizar a variação textural do solo. As variáveis foram padronizadas (centradas e escaladas) antes da análise. Os dois primeiros componentes principais (PC1_textura e PC2_textura) foram extraídos e utilizados como variáveis contínuas em análises subsequentes. O eixo PC1 representou predominantemente um gradiente inverso entre areia e argila, enquanto o PC2 refletiu variações associadas à fração silte.

As variáveis preditoras apresentavam ordens de magnitude muito distintas e, por esse motivo, foram padronizadas para a escala Z (z-score) utilizando a função *scale* do R. Essa padronização foi realizada para tornar as magnitudes das variáveis comparáveis, reduzindo a influência de diferenças de escala na modelagem estatística. A transformação para a escala Z consiste em subtrair a média ($\bar{x}$) de cada variável de seus respectivos valores (x_i) e dividir esse resultado pelo desvio padrão (sd) da mesma variável, conforme a fórmula:

$$z - score = \frac{x_i - \bar{x}}{sd}$$

Para avaliar os efeitos da diversidade vegetal (riqueza, abundância e área basal), idade do plantio, profundidade do solo e atributos edáficos sobre os estoques e a concentração dos macros e micronutrientes (fósforo, potássio, cálcio, magnésio, ferro e manganês), foram ajustados modelos lineares mistos (LMM) com estrutura hierárquica, considerando parcelas aninhadas dentro de área como efeitos aleatórios (+ (1 | área/parcela)). As análises foram conduzidas com o auxílio dos pacotes *lme4* (Bates *et al.*, 2015) e *lmerTest* (Kuznetsova *et al.*, 2017).

Para avaliar se o conjunto de nutrientes do solo variava em função da profundidade e da idade de restauração das áreas, foi aplicada uma Análise Multivariada de Variância (MANOVA), considerando como variáveis-resposta as concentrações e estoques dos macros e micronutrientes. A MANOVA foi escolhida por permitir testar diferenças entre grupos considerando

simultaneamente múltiplas variáveis correlacionadas, reduzindo a probabilidade de erros tipo I – ou seja, reduzindo a chance de falsos positivos, que ocorreriam em testes univariados independentes. As variáveis preditoras foram os fatores categóricos profundidade e idade do plantio, incluindo o termo de interação entre eles. O teste de Pillai foi utilizado por ser considerado robusto frente a desvios de normalidade e heterogeneidade da variância-covariância. Quando identificadas diferenças significativas, foram conduzidas análises univariadas (ANOVAs) e análises de discriminação canônica (*candisc*) para explorar quais nutrientes contribuíram para as diferenças observadas. As análises foram conduzidas com o auxílio dos pacotes *candisc* (Friendly & Fox, 2023), *tidyverse* (Wickham *et al.*, 2019), *ggplot2* (Wickham, 2016).

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi aplicada separadamente para cada profundidade do solo, com o objetivo de explorar padrões naturais de covariação entre os nutrientes e identificar os principais eixos de variação multivariada sem a influência de fatores externos. Para investigar relações direcionais entre os nutrientes e gradientes ambientais contínuos, foi empregada uma Análise de Redundância (RDA), utilizando como variáveis preditoras fatores edáficos como pH, densidade aparente e componentes principais de textura. A RDA permitiu quantificar quanto da variação na composição nutricional foi explicada por essas variáveis ambientais, sendo avaliada por testes de permutação com 999 iterações.

Todas as análises foram realizadas no software R (versão 2024.12.1) (R Core Team, 2024). Os scripts e os pacotes utilizados em cada análise encontram-se listado no material suplementar.

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Resposta da concentração e do estoque de macronutrientes e micronutrientes à idade dos plantios

A Tabela 1 apresenta os valores médios da concentração dos nutrientes no solo das áreas avaliadas. As concentrações de K variaram entre $0,14 \pm 0,07$ e $0,75 \pm 0,55 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto o Ca oscilou de $0,20 \pm 0,11$ a $2,07 \pm 0,81 \text{ mg kg}^{-1}$, apresentando tendência de redução em idades mais avançadas. O P exibiu ampla variação ($2,94 \pm 0,09$ a $20,57 \pm 1,68 \text{ mg kg}^{-1}$), sem um padrão definido quanto ao tempo de restauração. Já o teor de Mg variou entre $0,43 \pm 0,14$ e $1,87$

$\pm 0,34 \text{ mg kg}^{-1}$. Quanto aos micronutrientes, as concentrações de Mn e Fe foram consistentemente baixas, com médias próximas a $0,10 \text{ mg kg}^{-1}$ e $0,02 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente.

Os estoques médios de nutrientes no solo oscilaram conforme as idades de plantio, evidenciando a influência do tempo de restauração na dinâmica mineral (Tabela 2). O K registrou seus maiores acúmulos aos 8 ($1080 \pm 118,72 \text{ kg ha}^{-1}$) e 17 anos ($816,6 \pm 96,82 \text{ kg ha}^{-1}$). Em contraste, o Ca e o Mg exibiram comportamento inverso, com picos nos plantios mais jovens e declínios acentuados nas fases avançadas; o cálcio atingiu $344,86 \pm 77,18 \text{ kg ha}^{-1}$ inicialmente, reduzindo para $52,77 \pm 24,77 \text{ kg ha}^{-1}$ aos 20 anos, enquanto o magnésio decresceu de $197,49 \pm 47,75 \text{ kg ha}^{-1}$ (12 anos) para $38,91 \pm 9,93 \text{ kg ha}^{-1}$ (13 anos). Quanto aos micronutrientes, o Mn tendeu a aumentar com a idade, culminando aos 12 anos ($21,27 \pm 6,46 \text{ kg ha}^{-1}$), ao passo que o Fe se mostrou mais errático, com pico aos 13 anos ($19,57 \pm 6,55 \text{ kg ha}^{-1}$). Já o P iniciou com baixos estoques, apresentando acúmulo expressivo (acima de 16 kg ha^{-1}) no intervalo entre 8 e 13 anos.

Tabela 1 - Concentrações médias ($\pm$ desvio padrão) de macronutrientes (K, Ca, Mg, P) e micronutrientes (Mn, Fe) no solo (0–30 cm) em diferentes idades de plantios florestais (em anos).

Área	Idade do plantio (anos)	K (cmol _c /dm ⁻³)	Ca (cmol _c /dm ⁻³)	Mg (cmol _c /dm ⁻³)	Mn (cmol _c /dm ⁻³)	Fe (cmol _c /dm ⁻³)	P (mg dm ⁻³)
FNZ	7	0,4 $\pm$ 0,1 ^a	2,1 $\pm$ 0,8 ^c	1,9 $\pm$ 0,3 ^a	0,05 $\pm$ 0,02 ^a	0,02 $\pm$ 0,01 ^a	3,1 $\pm$ 1,1 ^a
FSJ	7	0,1 $\pm$ 0,1 ^a	1,6 $\pm$ 0,7 ^{bc}	0,7 $\pm$ 0,3 ^{ab}	0,02 $\pm$ 0,01 ^a	0,03 $\pm$ 0,01 ^a	11 $\pm$ 3,8 ^{ab}
FBB	8	0,7 $\pm$ 0,5 ^a	0,5 $\pm$ 0,2 ^{abc}	1,0 $\pm$ 0,5 ^{ab}	0,04 $\pm$ 0,03 ^a	0,02 $\pm$ 0,01 ^a	17,1 $\pm$ 6,0 ^b
AFE	12	0,4 $\pm$ 0,2 ^a	0,7 $\pm$ 0,4 ^{abc}	1,2 $\pm$ 0,5 ^{ab}	0,08 $\pm$ 0,02 ^a	0,01 $\pm$ 0,01 ^a	2,9 $\pm$ 0,8 ^a
REN	12	0,5 $\pm$ 0,3 ^a	0,3 $\pm$ 0,2 ^{ab}	0,8 $\pm$ 0,3 ^{ab}	0,10 $\pm$ 0,05 ^a	0,02 $\pm$ 0,02 ^a	13,9 $\pm$ 5,3 ^{ab}
ESJ	13	0,6 $\pm$ 0,6 ^a	0,2 $\pm$ 0,1 ^a	0,4 $\pm$ 0,1 ^b	0,11 $\pm$ 0,07 ^a	0,10 $\pm$ 0,06 ^b	20,6 $\pm$ 1,7 ^b
VEND	17	0,7 $\pm$ 0,5 ^a	0,4 $\pm$ 0,3 ^{abc}	1,0 $\pm$ 0,5 ^{ab}	0,10 $\pm$ 0,05 ^a	0,02 $\pm$ 0,01 ^a	16,6 $\pm$ 4,0 ^b

Tabela 2 - Estoques ($\pm$ desvio padrão) de macronutrientes (K, Ca, Mg, P) e micronutrientes (Mn, Fe) no solo (0–30 cm) em diferentes idades de plantios florestais (em anos).

Área	Idade do plantio (anos)	K (kg ha ⁻¹)	Ca (kg ha ⁻¹)	Mg (kg ha ⁻¹)	Mn (kg ha ⁻¹)	Fe (kg ha ⁻¹)	P (kg ha ⁻¹)
FNZ	7	524,0 $\pm$ 30,5 ^{ab}	344,9 $\pm$ 77,2 ^b	197,5 $\pm$ 47,7 ^b	12,7 $\pm$ 3,7 ^a	4,3 $\pm$ 1,4 ^a	2,8 $\pm$ 0,6 ^a
FSJ	7	173,9 $\pm$ 12,1 ^a	268,2 $\pm$ 81,2 ^b	69,9 $\pm$ 15,9 ^{ab}	5,2 $\pm$ 1,5 ^a	7,2 $\pm$ 1,8 ^{ab}	9,1 $\pm$ 3,6 ^b
FBB	8	1080,9 $\pm$ 118,7 ^b	99,5 $\pm$ 31,6 ^{ab}	119,0 $\pm$ 30,4 ^b	10,3 $\pm$ 4,5 ^a	5,5 $\pm$ 2,5 ^a	18,2 $\pm$ 5,0 ^b
AFE	12	463,8 $\pm$ 18,2 ^{ab}	113,3 $\pm$ 36,9 ^{ab}	104,1 $\pm$ 20,3 ^{ab}	17,5 $\pm$ 3,5 ^a	3,1 $\pm$ 0,8 ^a	2,3 $\pm$ 0,9 ^a
REN	12	607,0 $\pm$ 54,0 ^{ab}	39,6 $\pm$ 15,3 ^a	77,8 $\pm$ 19,8 ^{ab}	21,3 $\pm$ 6,5 ^a	4,3 $\pm$ 1,4 ^a	11,5 $\pm$ 2,8 ^b
ESJ	13	633,5 $\pm$ 111,6 ^{ab}	29,3 $\pm$ 9,4 ^a	38,9 $\pm$ 9,9 ^a	19,3 $\pm$ 8,3 ^a	19,6 $\pm$ 6,5 ^b	16,9 $\pm$ 7,2 ^b
VEND	17	816,6 $\pm$ 96,8 ^{ab}	52,8 $\pm$ 24,8 ^a	87,9 $\pm$ 28,5 ^{ab}	19,9 $\pm$ 8,5 ^a	3,9 $\pm$ 2,1 ^a	14,4 $\pm$ 3,7 ^b

4.3.2. Relação entre a concentração dos macros e micronutrientes nas diferentes profundidades do solo

A concentração de K apresentou variação significativa ao longo do perfil do solo nas áreas avaliadas. O modelo linear misto indicou que a profundidade foi o principal fator associado à distribuição de K ($F = 27,72$; $p < 0,001$, via LMM), enquanto não foram detectadas diferenças significativas entre plantios ($F = 1,76$; $p = 0,16$). A camada superficial (0–5 cm) apresentou os maiores valores médios de K, variando de $0,2 \pm 0,1$ a $1,6 \pm 1,2 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. As estimativas do modelo indicaram que a camada de 5–10 cm possui, em média, $0,51 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ a menos de K do que a camada superficial ($p < 0,001$). Na camada de 10–20 cm, a redução média é de $0,70 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ em relação à camada de 0–5 cm ($p < 0,001$), enquanto a camada de 20–30 cm apresenta diminuição de $0,73 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ($p < 0,001$).

As comparações dentro de cada plantio (Figura 1) revelam que a camada superficial (0–5 cm) apresenta valores significativamente superiores às camadas mais profundas, que por sua vez tendem a ser semelhantes entre si. Embora alguns plantios exibam medianas mais elevadas de K na superfície (por exemplo, ESJ, FBB e VEND), essa variação não foi suficiente para gerar diferenças estatísticas entre plantios no modelo misto.

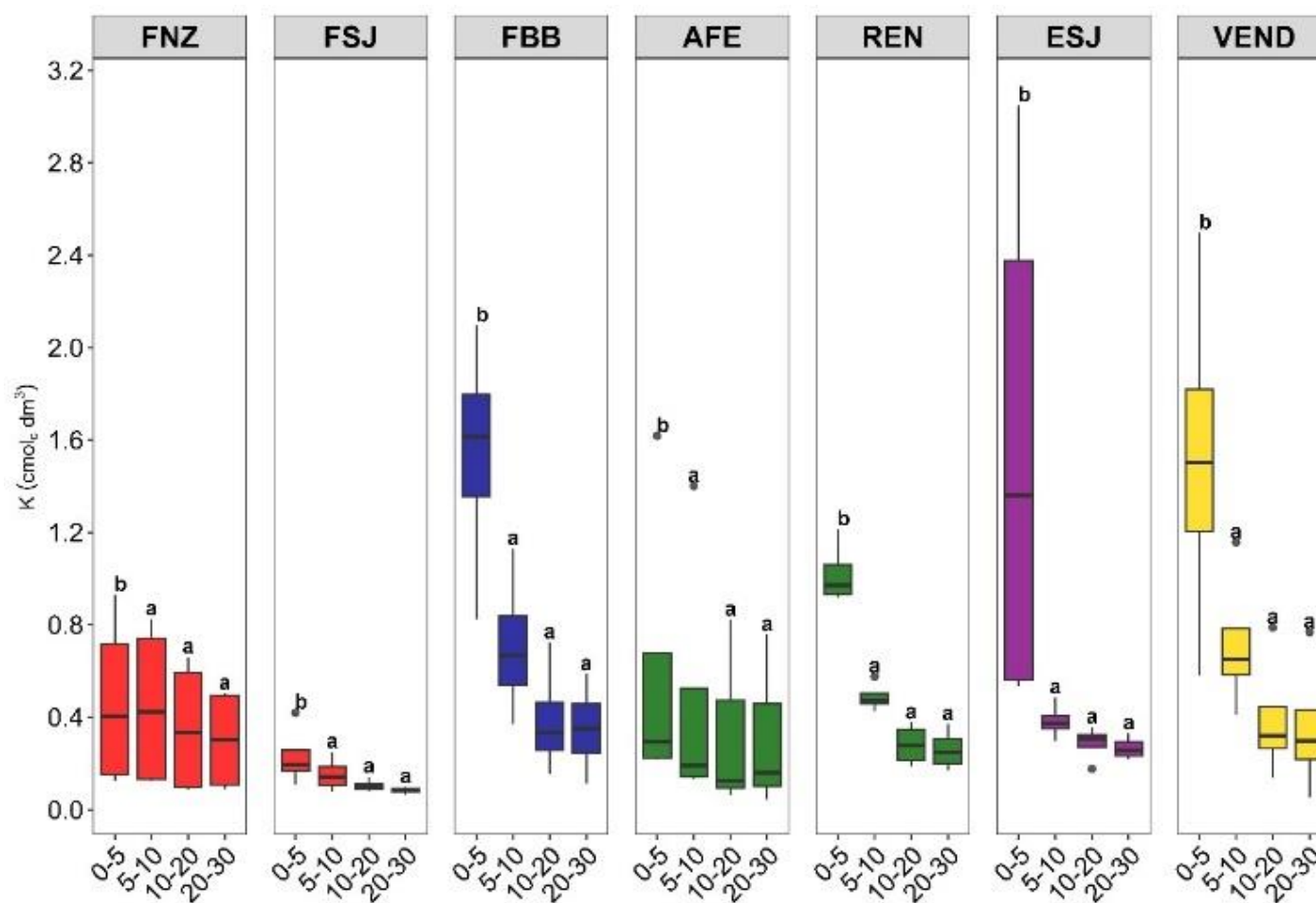


Figura 1 - Variação da concentração de potássio no solo (K , $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$) ao longo de diferentes profundidades (0–5, 5–10, 10–20 e 20–30 cm) em plantios com diferentes idades de plantio com 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo) anos. As caixas representam a distribuição dos dados por camada de solo, e as letras indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades dentro de cada idade de plantio ($p < 0,05$; teste de comparações múltiplas).

A concentração de Ca apresentou diferenças significativas entre as profundidades ($F= 21,2$; $p<0,001$, LMM) do solo e entre os plantios ($F= 3,5$; $p < 0,05$). A plantio de referência (FSJ) apresentou os maiores valores de Ca, enquanto FBB, AFE, REN, ESJ e VEND exibiram reduções médias que variaram de $-0,45$ a $-1,87$ cmolc dm^{-3} ($p < 0,001$) (Tabela 3).

Tabela 3-Estimativas dos efeitos fixos do modelo linear misto para a concentração de Ca, considerando os plantios de estudo e as camadas de profundidade do solo (0-30 cm). O intercepto representa a condição de referência (FNZ e camada superficial do solo, 0-5 cm). Os coeficientes negativos indicam redução da variável resposta em relação à referência. Níveis de significância: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$. A coluna df corresponde *degrees of freedom* (graus de liberdade). Em modelos mistos, esses valores podem aparecer como números decimais devido ao método de aproximação utilizado.

Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-value	Pr(> t)	
(Intercept)	2,5986	0,3991	22,2275	6,511	1,43e-06	***
FSJ	-0,4483	0,5555	20,8688	-0,807	0,42875	
FBB	-1,5785	0,5555	20,8688	-2,841	0,00981	**
AFE	-1,3757	0,5581	21,2289	-2,465	0,02230	*
REN	-1,8083	0,5555	20,8688	-3,255	0,00381	**
ESJ	-1,8705	0,5555	20,8688	-3,367	0,00293	**
VEND	-1,6972	0,5555	20,8688	-3,055	0,00604	**
profundidade5-10	-0,5122	0,1144	78,9777	-4,477	2,51e-05	***
profundidade10-20	-0,7427	0,1159	79,1251	-6,407	9,87e-09	***
profundidade20-30	-0,8456	0,1159	79,1251	-7,295	2,01e-10	***

A profundidade constituiu o principal fator estruturante da distribuição do Ca no solo, evidenciando um declínio significativo em profundidade. Em comparação com a camada superficial (0-5 cm), observou-se uma redução média na concentração de Ca de $0,51$ cmolc dm^{-3} na camada de 5-10 cm ($p < 0,001$), de $0,74$ cmolc dm^{-3} na camada 10-20 cm ($p < 0,001$) e de $0,85$ cmolc dm^{-3} na camada de 20-30 cm ($p < 0,001$) (Tabela 3). As médias ajustadas (EMMeans) confirmam este gradiente vertical nos plantios analisados: a camada de 0-5 cm apresentou consistentemente as maiores concentrações de Ca, seguida pela camada de 5-10 cm. Por sua vez, as camadas de 10-20 cm e 20-30 cm exibiram as menores concentrações (Figura 2).

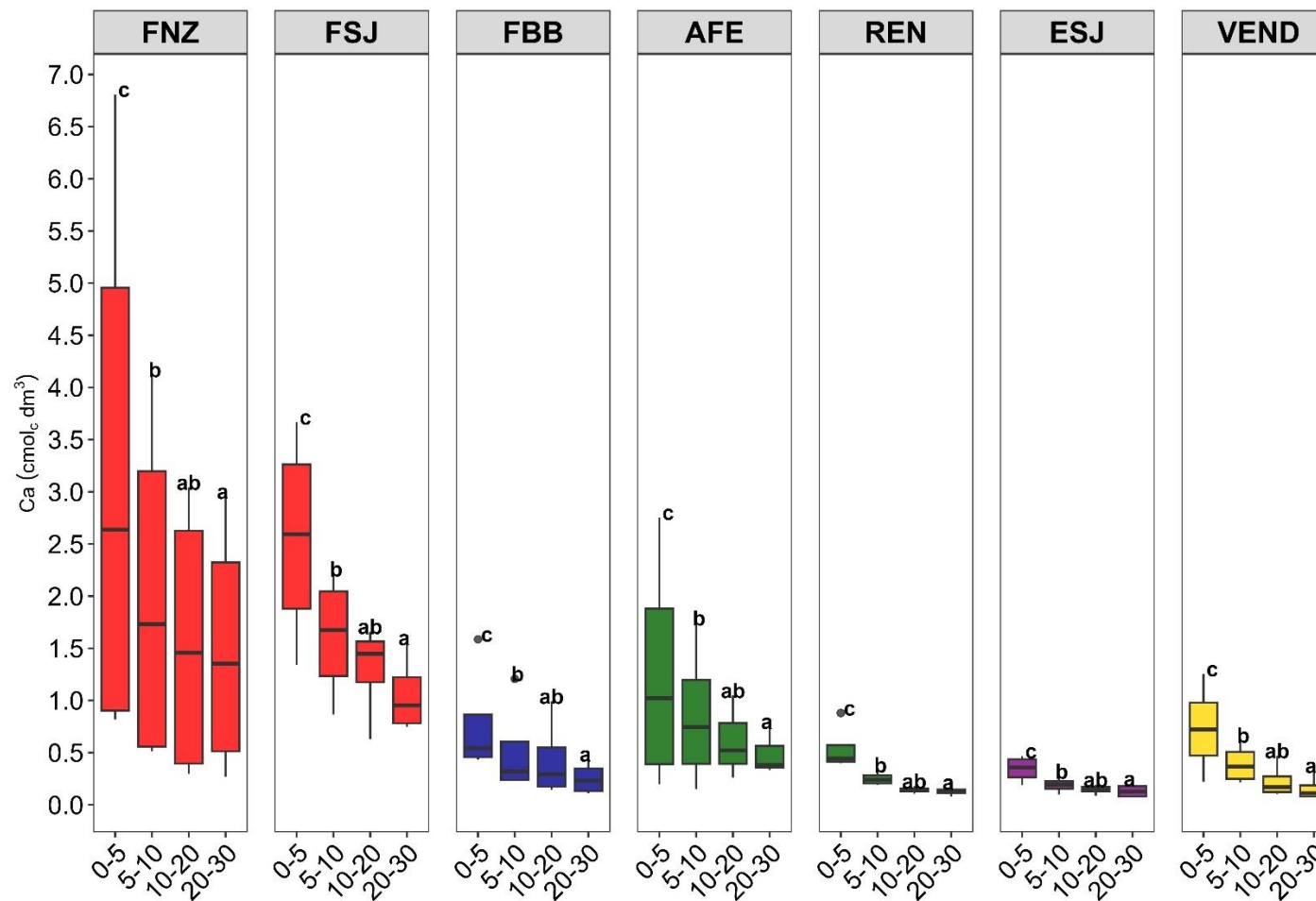


Figura 2 - Variação da concentração de cálcio no solo (Ca, cmol_c/kg) ao longo de diferentes profundidades (0–5, 5–10, 10–20 e 20–30 cm) em plantios com diferentes idades de plantio 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo). As caixas representam a distribuição dos dados por camada de solo, e as letras indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades dentro de cada idade de plantio ($p < 0,05$; teste de comparações múltiplas).

A concentração de Mg variou significativamente entre as profundidades do solo ($F = 83,7$; $p < 0,001$) e tendeu marginalmente à significância estatística ($p = 0,062$). (Figura 3). O modelo indicou reduções progressivas em relação à camada superficial (0–5 cm), com diminuições de $0,422 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ em 5–10 cm, $0,721 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ em 10–20 cm e $0,853 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ em 20–30 cm (todos $p < 0,001$) (Tabela 4).

Tabela 4- Estimativas dos efeitos fixos do modelo linear misto para a concentração de Mg, considerando os plantios de estudo e as camadas de profundidade do solo (0-30 cm). O intercepto representa a condição de referência (FNZ e camada superficial do solo, 0–5 cm). Os coeficientes negativos indicam redução da variável resposta em relação à referência. Níveis de significância: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$. A coluna df corresponde *degrees of freedom* (graus de liberdade). Em modelos mistos, esses valores podem aparecer como números decimais devido ao método de aproximação utilizado.

	Estimate	Std. Error	df	t-value	Pr(> t)	
(Intercept)	236,458	0,29155	2,154273	8,110	5,48e-08	***
areaFSJ	-113,820	0,40924	2,090820	-2,781	0,01122	*
areaFBB	-0,86072	0,40924	2,090820	-2,103	0,04773	*
areaAFE	-0,77067	0,41014	2,108732	-1,879	0,07413	.
areaREN	-110,414	0,40924	2,090820	-2,698	0,01350	*
areaESJ	-143,928	0,40924	2,090820	-3,517	0,00206	**
areaVEND	-0,86849	0,40924	2,090820	-2,122	0,04593	*
profundidade5-10	-0,42209	0,05769	7,895922	-7,316	1,85e-10	***
profundidade10-20	-0,72142	0,05847	7,903244	-12,338	<2e-16	***
profundidade20-30	-0,85297	0,05847	7,903244	-14,588	<2e-16	***

Apesar do efeito global de plantio não ter sido significativo, os coeficientes do modelo mostram que FSJ, FBB, REN, ESJ e VEND apresentam valores médios inferiores ao do plantio de referência, especialmente nas camadas superficiais. No conjunto, os resultados revelam uma estratificação vertical bem definida, com acúmulo de Mg próximo à superfície e depleção progressiva em profundidade, padrão consistente entre os plantios avaliados.

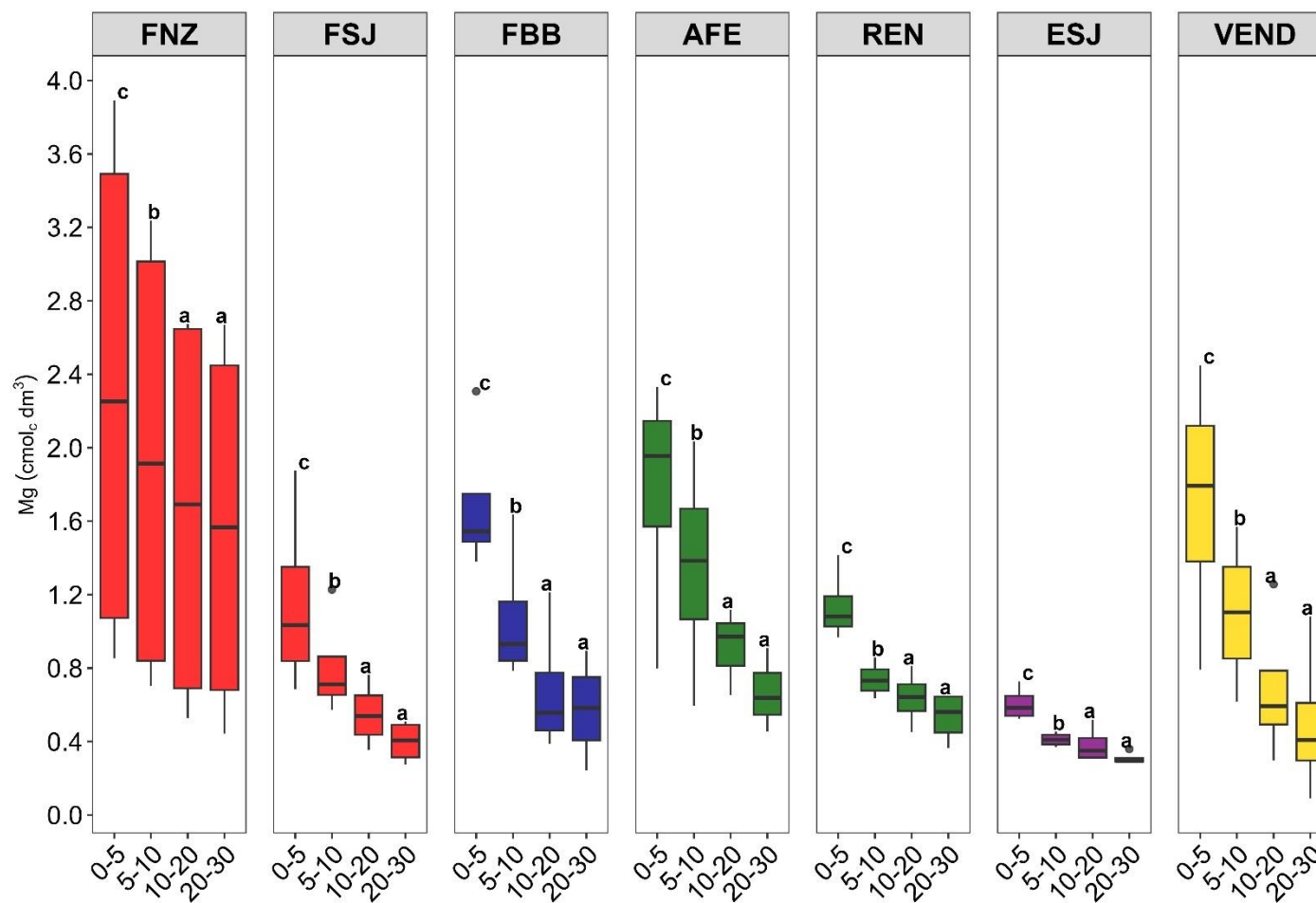


Figura 3 - Variação da concentração de magnésio no solo (Mg, cmol_c/kg) ao longo de diferentes profundidades (0–5, 5–10, 10–20 e 20–30 cm) em plantios com diferentes idades de plantio 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo). As caixas representam a distribuição dos dados por camada de solo, e as letras indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades dentro de cada idade de plantio ($p < 0,05$; teste de comparações múltiplas).

A concentração de P disponível variou significativamente entre as profundidades do solo ($F = 13,52$; $p < 0,001$, via LMM) e entre os plantios ($F = 6,71$; $p < 0,001$, via LMM) (Figura 4). Entre os plantios, observou-se ampla variação nas concentrações de P. As maiores médias foram registradas nos plantios com 8 (FBB) (entre 9,7 e 28,0 mg dm³), 12 (REN) (entre 11,7 e 16,8 mg dm³), 13 (ESJ) (entre 17,9 e 22,6 mg dm³) e 17 (VEND) (entre 9,1 e 32,8 mg dm³) anos, todas apresentando coeficientes positivos e significativos em relação ao intercepto (FNZ) (Tabela 5). A plantio FSJ apresentou valores intermediários (entre 10 e 12,1 mg dm³), com significância marginal ($p = 0,051$). Por outro lado, AFE não diferiu estatisticamente da FSJ e REN e exibiu os menores valores de P entre os plantios (Tabela 6). Em todas as plantios, verificou-se um padrão consistente de redução acentuada das concentrações de P com o aumento da profundidade, refletido nas estimativas negativas dos coeficientes para as camadas 5–10 cm ($-2,45$ mg dm⁻³), 10–20 cm ($-4,83$ mg dm⁻³) e 20–30 cm ($-5,28$ mg dm⁻³), todas estatisticamente significativas ($p \leq 0,009$) (Tabela 5 e Figura 4).

Tabela 5 - Estimativas dos efeitos fixos do modelo linear misto para a concentração de P, considerando as áreas de estudo e as camadas de profundidade do solo (0-30 cm). O intercepto representa a condição de referência (FNZ e camada superficial do solo, 0–5 cm). Os coeficientes negativos indicam redução da variável resposta em relação à referência. Níveis de significância: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$. A coluna df corresponde *degrees of freedom* (graus de liberdade). Em modelos mistos, esses valores podem aparecer como números decimais devido ao método de aproximação utilizado.

Fixed effects:	Estimate	Std. Error	df	t-value	Pr(> t)	
(Intercept)	6,2535	2,7556	228.820	2.269	0.032989	*
areaFSJ	7,8734	3,8133	209.922	2.065	0.051521	.
areaFBB	13,9855	3,8133	209.922	3.668	0.001435	**
areaAFE	-0,06384	3,8367	214.715	-0.166	0.869394	
areaREN	10,7586	3,8133	209.922	2.821	0.010230	*
areaESJ	17,4528	3,8133	209.922	4.577	0.000164	***
areaVEND	13,5003	3,8133	209.922	3.540	0.001940	**
profundidade5-10	-2,4524	0,09225	791.396	-2.658	0.009495	**
profundidade10-20	-4,8262	0,09346	793.340	-5.164	1.75e-06	***
profundidade20-30	-5,2762	0,09346	793.340	-5.646	2.47e-07	***

Tabela 6 - Médias marginais estimadas (EMMeans) da concentração de P (mg dm³) por plantio de estudo, obtidas a partir do modelo linear misto. São apresentados o erro padrão (SE) e os intervalos de confiança de 95% (lower.CL e upper.CL). A coluna df corresponde *degrees of freedom* (graus de liberdade). Em modelos mistos, esses valores podem aparecer como números decimais devido ao método de aproximação

utilizado. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas entre os plantios, com base no teste de comparações múltiplas de Tukey ($p < 0,05$).

area	emmean	SE	df	lower.CL	upper.CL	.group
AFE	2.48	2.73	21.8	-5.60	10.6	a
FNZ	3.11	2.70	20.9	-4.90	11.1	a
FSJ	10.99	2.70	20.9	2.97	19.0	ab
REN	13.87	2.70	20.9	5.86	21.9	ab
VEND	16.62	2.70	20.9	8.60	24.6	b
FBB	17.10	2.70	20.9	9.09	25.1	b
ESJ	20.57	2.70	20.9	12.55	28.6	b

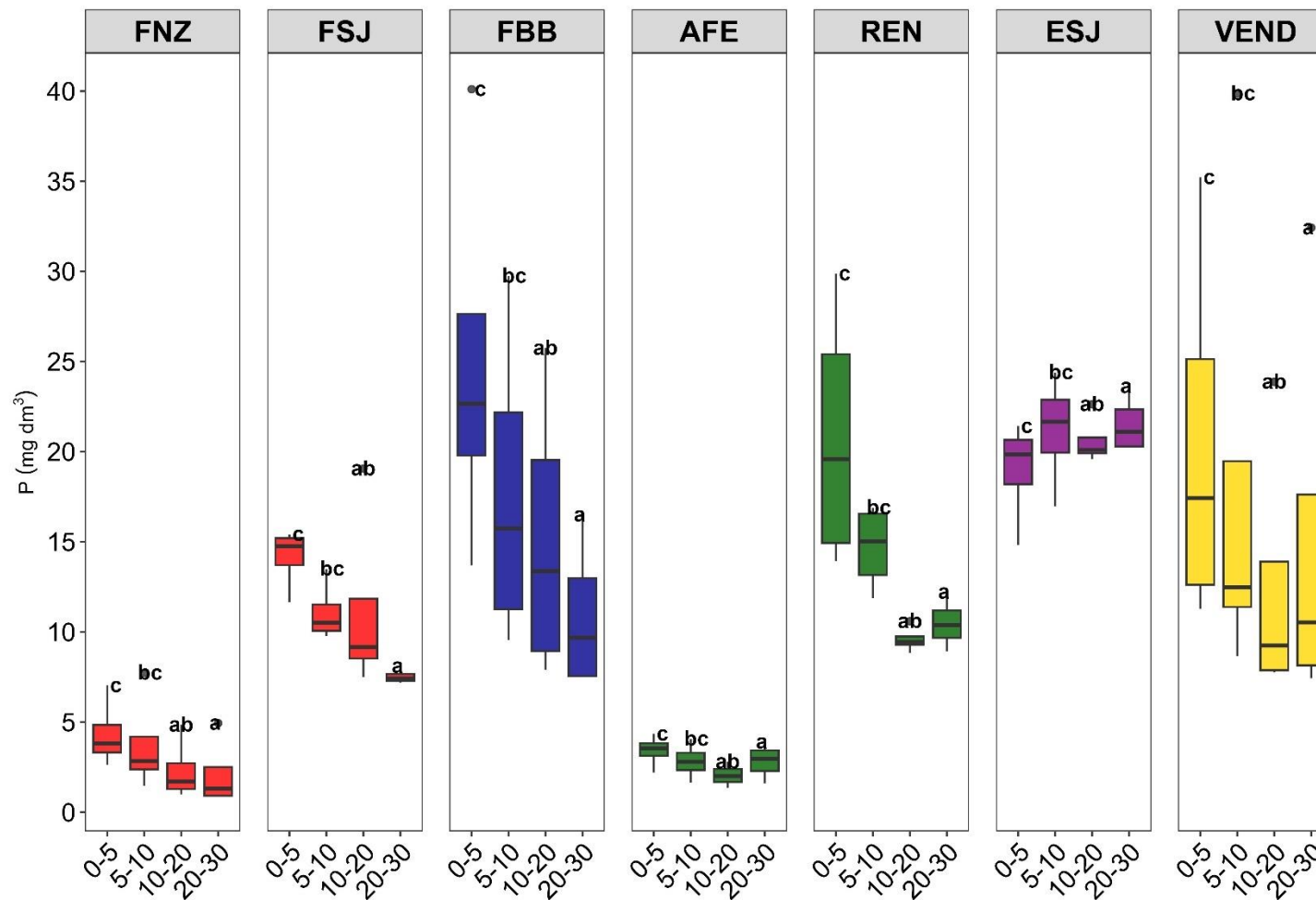


Figura 4 - Variação da concentração de fósforo no solo (P, mg dm⁻³) ao longo de diferentes profundidades (0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm) em plantios com diferentes idades de plantio 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo). As caixas representam a distribuição dos dados por camada de solo, e as letras indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades dentro de cada idade de plantio (p < 0,05; teste de comparações múltiplas).

A concentração de Fe disponível variou significativamente entre as profundidades do solo ($F = 8,93$; $p < 0,001$, via LMM) e entre os plantios ($F = 15,4$; $p < 0,001$, via LMM) (Figura 5).

As diferenças entre plantios foram marcantes. O plantio com 13 anos (ESJ) apresentou concentrações significativamente mais elevadas de Fe do que os demais plantios ($p < 0,001$), conforme indicado por seu coeficiente positivo e altamente significativo no modelo ($+0,085 \text{ mg dm}^{-3}$) (Tabela 7). Em contraste, os demais plantios (FNZ, FSJ, FBB, AFE, REN e VEND) não diferiram estatisticamente (Tabela 8), apresentando baixas concentrações de Fe ao longo do perfil (Figura 5).

Tabela 7- Estimativas dos efeitos fixos do modelo linear misto para a concentração de Fe (mg dm^{-3}), considerando os plantios de estudo e as camadas de profundidade do solo (0-30 cm). O intercepto representa a condição de referência (FNZ e camada superficial do solo, 0-5 cm). Os coeficientes negativos indicam redução da variável resposta em relação à referência. Níveis de significância: * $p < 0,05$ (), ** $p < 0,01$ (), *** $p < 0,001$ ().

Fixed effects:	Estimate	Std. Error	df	t-value	Pr(> t)	
(Intercept)	0.0328590	0.0090173	315.743.727	3.644	0.000954	***
areaFSJ	0.0145017	0.0113882	204.050.374	1.273	0.217194	
areaFBB	0.0023008	0.0113882	204.050.374	0.202	0.841890	
areaAFE	-0.0031134	0.0116821	218.694.469	-0.267	0.792342	
areaREN	0.0046580	0.0113882	204.050.374	0.409	0.686787	
areaESJ	0.0853822	0.0113882	204.050.374	7.497	2.75e-07	***
areaVEND	-0.0007731	0.0113882	204.050.374	-0.068	0.946540	
profundidade5-10	-0.0090751	0.0065983	790.294.292	-1.375	0.172906	
profundidade10-20	-0.0235322	0.0066704	796.534.322	-3.528	0.000699	***
profundidade20-30	-0.0313886	0.0066704	796.534.322	-4.706	1.05e-05	***

Tabela 8 - Médias marginais estimadas (EMMeans) da concentração de Fe (mg dm^{-3}) por plantio de estudo, obtidas a partir do modelo linear misto. São apresentados o erro padrão (SE) e os intervalos de confiança de 95% (lower.CL e upper.CL). A coluna df corresponde *degrees of freedom* (graus de liberdade). Em modelos mistos, esses valores podem aparecer como números decimais devido ao método de aproximação utilizado. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas entre os plantios, com base no teste de comparações múltiplas de Tukey ($p < 0,05$).

plantio	emmean	SE	df	lower.CL	upper.CL	.group
AFE	0.0137	0.00848	23.4	-0.01118	0.0387	a
VEND	0.0161	0.00805	20.5	-0.00790	0.0401	a
FNZ	0.0169	0.00805	20.5	-0.00712	0.0408	a
FBB	0.0192	0.00805	20.5	-0.00482	0.0431	a
REN	0.0215	0.00805	20.5	-0.00247	0.0455	a
FSJ	0.0314	0.00805	20.5	0.00738	0.0553	a
ESJ	0.1022	0.00805	20.5	0.07826	0.1262	b

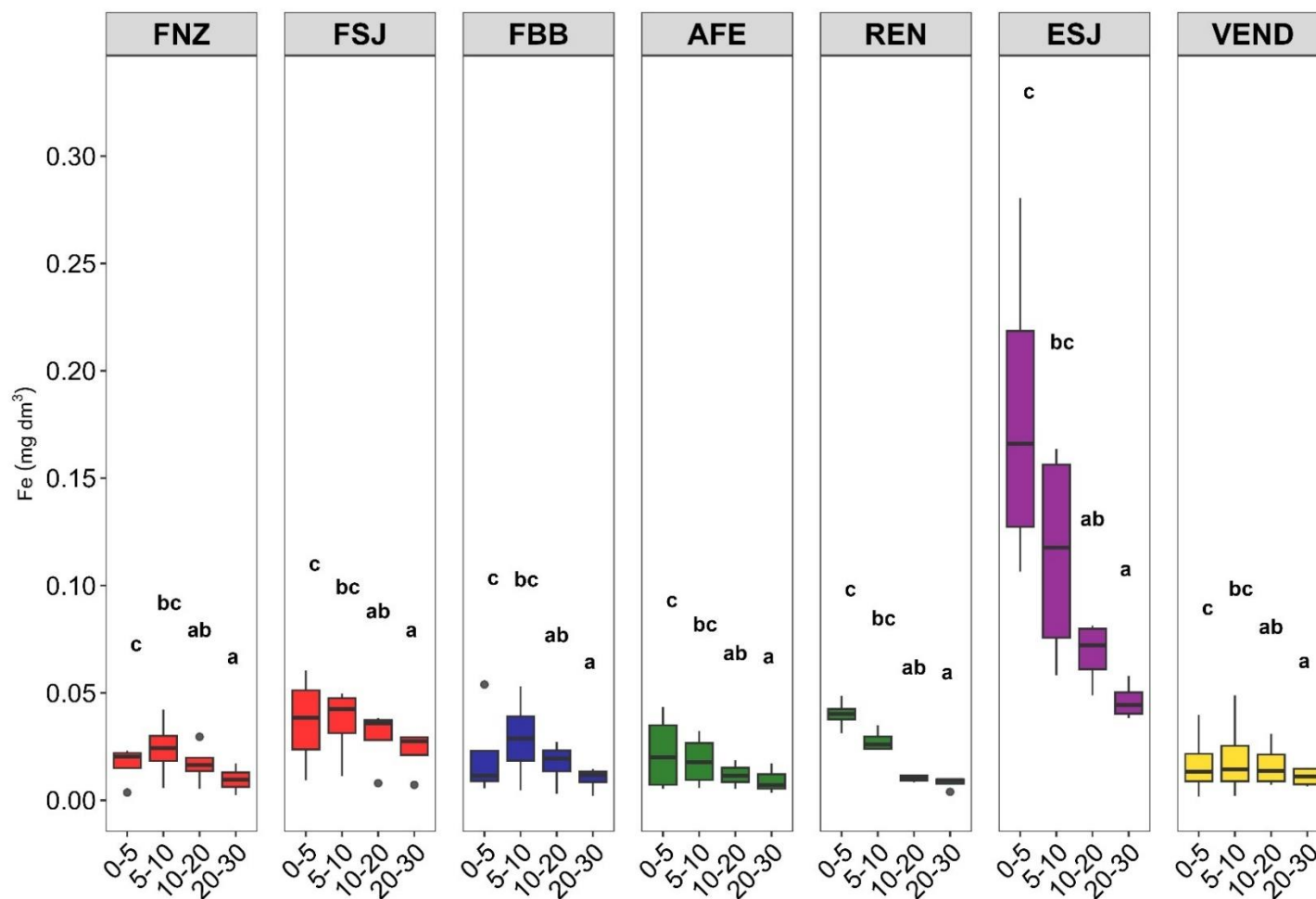


Figura 5 - Variação da concentração de ferro no solo (Fe, mg/kg) ao longo de diferentes profundidades do solo em plantios com diferentes idades de plantio 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo). As letras indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades dentro de cada idade de plantio ($p < 0,05$; teste de comparações múltiplas).

A concentração de Mn disponível variou significativamente entre as profundidades do solo ($F= 31,90$; $p < 0,001$, via LMM), enquanto plantio não apresentou influência estatística sobre a disponibilidade de Mn ($F= 1,72$; $p = 0,16$, via LMM). Apesar da ausência de efeito estatístico de plantio, os valores médios variaram moderadamente entre locais, especialmente em ESJ, REN, FBB e VEND (Tabela 9; Figura 6).

Tabela 9 - Médias marginais estimadas (EMMeans) da concentração de Mn (mg dm^{-3}) por plantio de estudo, obtidas a partir do modelo linear misto. São apresentados o erro padrão (SE) e os intervalos de confiança de 95% (lower.CL e upper.CL). A coluna df corresponde *degrees of freedom* (graus de liberdade). Em modelos mistos, esses valores podem aparecer como números decimais devido ao método de aproximação utilizado. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas entre os plantios, com base no teste de comparações múltiplas de Tukey ($p < 0,05$).

plantio	emmean	SE	df	lower.CL	upper.CL	.group
FSJ	0.0234	0.0243	20.9	-0.04875	0.0956	a
FBB	0.0406	0.0243	20.9	-0.03156	0.1127	a
FNZ	0.0538	0.0243	20.9	-0.01834	0.1260	a
AFE	0.0753	0.0246	21.9	0.00258	0.1481	a
REN	0.0976	0.0243	20.9	0.02550	0.1698	a
VEND	0.0978	0.0243	20.9	0.02562	0.1699	a
ESJ	0.1051	0.0243	20.9	0.03294	0.1773	a

Em contraste, na profundidade do solo apresentou uma diminuição acentuada das concentrações de Mn com o aumento da profundidade, refletido nas estimativas negativas entre todas as camadas em relação à camada superficial (0–5 cm) (Tabela 10).

Tabela 10 - Estimativas dos efeitos fixos do modelo linear misto para a concentração de Fe (mg dm^{-3}), considerando os plantios de estudo e as camadas de profundidade do solo (0-30 cm). O intercepto representa a condição de referência (FNZ e camada superficial do solo, 0–5 cm). Os coeficientes negativos indicam redução da variável resposta em relação à referência. Níveis de significância: * $p < 0,05$ (), ** $p < 0,01$ (), *** $p < 0,001$ (). A coluna df corresponde *degrees of freedom* (graus de liberdade). Em modelos mistos, esses valores podem aparecer como números decimais devido ao método de aproximação utilizado.

Fixed effects:	Estimate	Std. Error	df	t-value	Pr(> t)	
(Intercept)	0.099624	0.024837	22.439.465	4.011	0.000569	***
areaFSJ	-0.030414	0.034328	20.472.760	-0.886	0.385909	
areaFBB	-0.013221	0.034328	20.472.760	-0.385	0.704115	
areaAFE	0.021506	0.034550	20.966.698	0.622	0.540355	
areaREN	0.043835	0.034328	20.472.760	1.277	0.215913	
areaESJ	0.051284	0.034328	20.472.760	1.494	0.150441	
areaVEND	0.043962	0.034328	20.472.760	1.281	0.214632	
profundidade5-10	-0.039091	0.008544	78.621.084	-4.575	1.75e-05	***
profundidade10-20	-0.066461	0.008656	78.828.916	-7.678	3.73e-11	***
profundidade20-30	-0.077689	0.008656	78.828.916	-8.975	1.11e-13	***

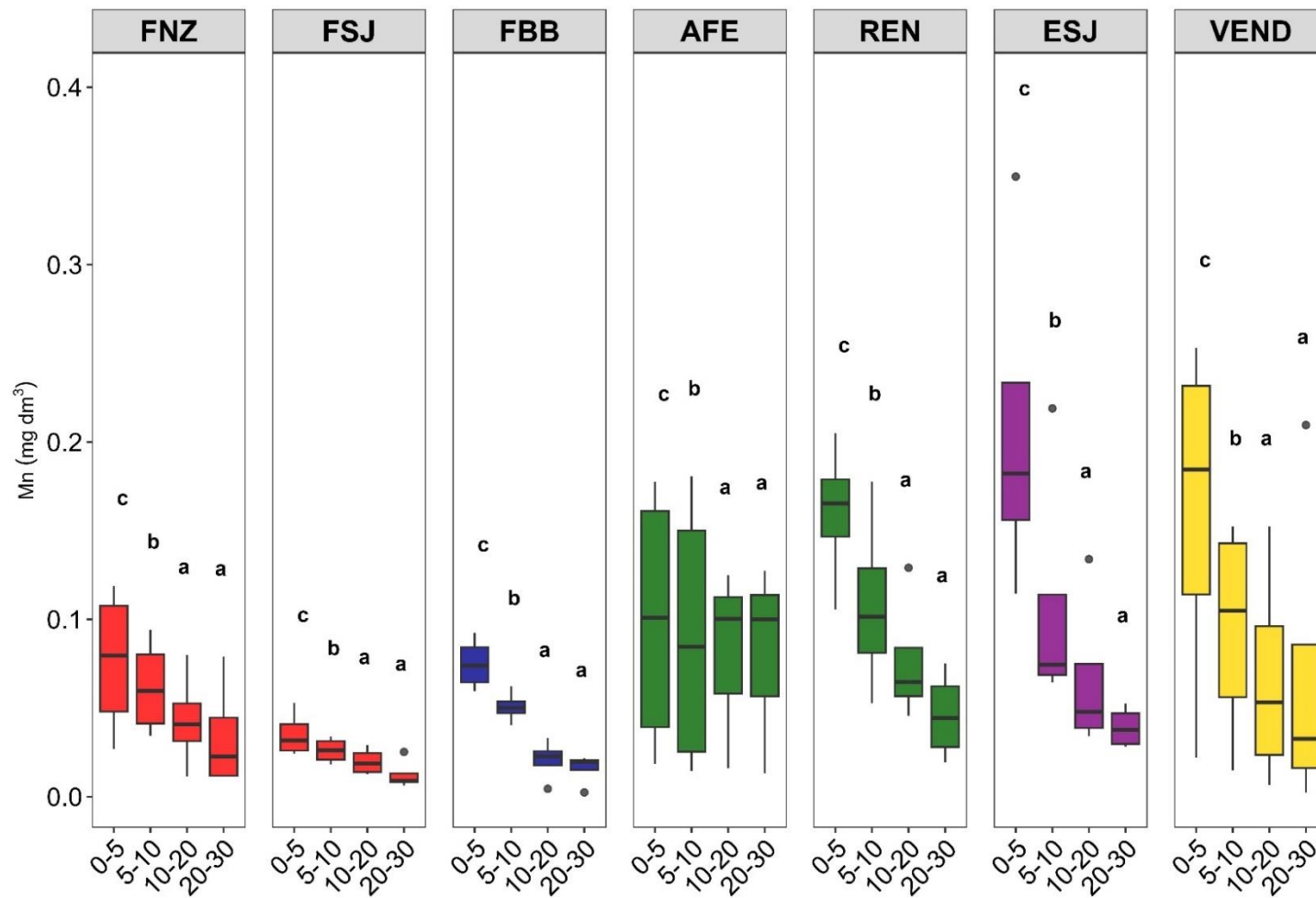


Figura 6 - Variação da concentração de manganês no solo (Mn, mg/kg) ao longo de diferentes profundidades do solo em plantios com diferentes idades de plantio 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo). As letras indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades dentro de cada idade de plantio ($p < 0,05$; teste de comparações múltiplas).

O estoque de K variou significativamente entre os plantios ($F= 3,05$; $p < 0,05$, via LMM), entre as profundidades do solo ($F= 25,05$; $p < 0,001$, via LMM) e na interação entre os plantios e as profundidades do solo ($F= 2,7$; $p < 0,01$, via LMM). Os valores médios de estoque de K, por profundidade, variaram entre 34,0 e 444,5 kg ha⁻¹ (Figura 7). Os plantios com 7 (FSJ) (52,8 kg ha⁻¹; 30,4%), 8 (444,5 kg ha⁻¹; 41,1%), 12 (REN; 222,9 kg ha⁻¹; 36,7%), 13 (317,2 kg ha⁻¹; 50,1%) e 17 (338,5 kg ha⁻¹; 41,5%) anos apresentaram maiores contribuições relativas ao estoque total nas camadas superficiais (0-5 cm). Nos plantios, exceto VEND, a camada de 5-10 cm contribuiu com menos de 21% do K estocado, tornando-se a profundidade com menor contribuição em relação às demais.

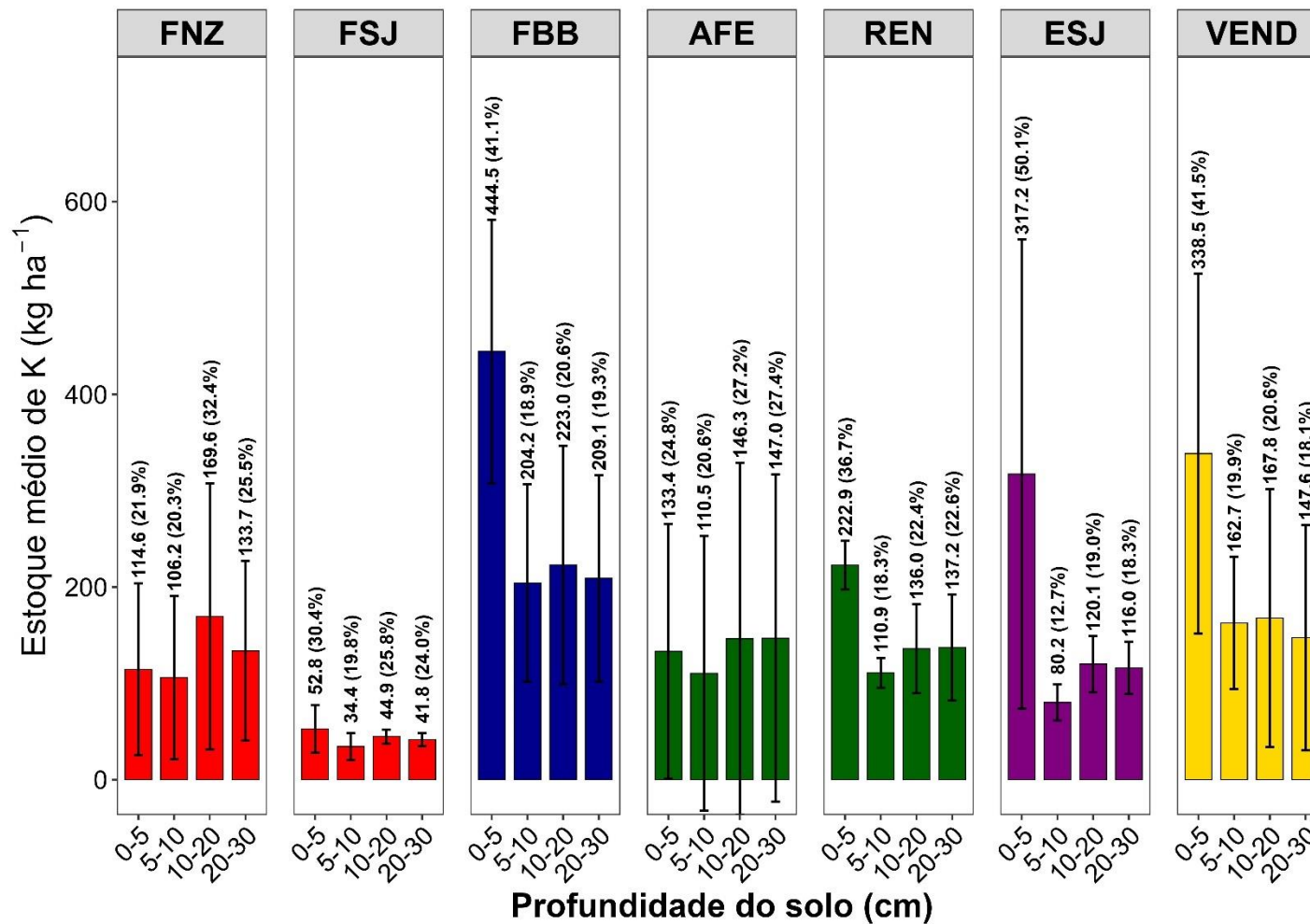


Figura 7- Estoque médio de potássio (K) por profundidade do solo em cada plantio, com a contribuição percentual de cada camada em relação ao estoque total integrado (0–30 cm) indicada entre parênteses. As barras de erro indicam o desvio-padrão. As cores representam as idades dos plantios: 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo).

O estoque de Ca variou significativamente entre os plantios ($F= 7,21$; $p < 0,001$, via LMM), entre as profundidades do solo ($F= 17,9$; $p < 0,001$, via LMM). Não foi observada interação significativa entre os plantios e as profundidades do solo ($F= 60,77$; $p= 0,42$, via LMM). No geral, a camada de 0-5 cm apresentou a maiores proporções relativas de Ca estocado, com contribuições variando entre 28 e 38,5% (Figura 8). As camadas de 5-10 cm apresentaram uma redução de 11,2 a 19,5% nos valores de Ca estocado em relação à camada superficial. A camada mais profunda (20–30 cm) apresentou, de modo geral, os menores valores absolutos de estoque de Ca variando entre 29,4 e 343,0 kg ha⁻¹, com contribuições percentuais frequentemente inferiores às observadas nas camadas superiores.

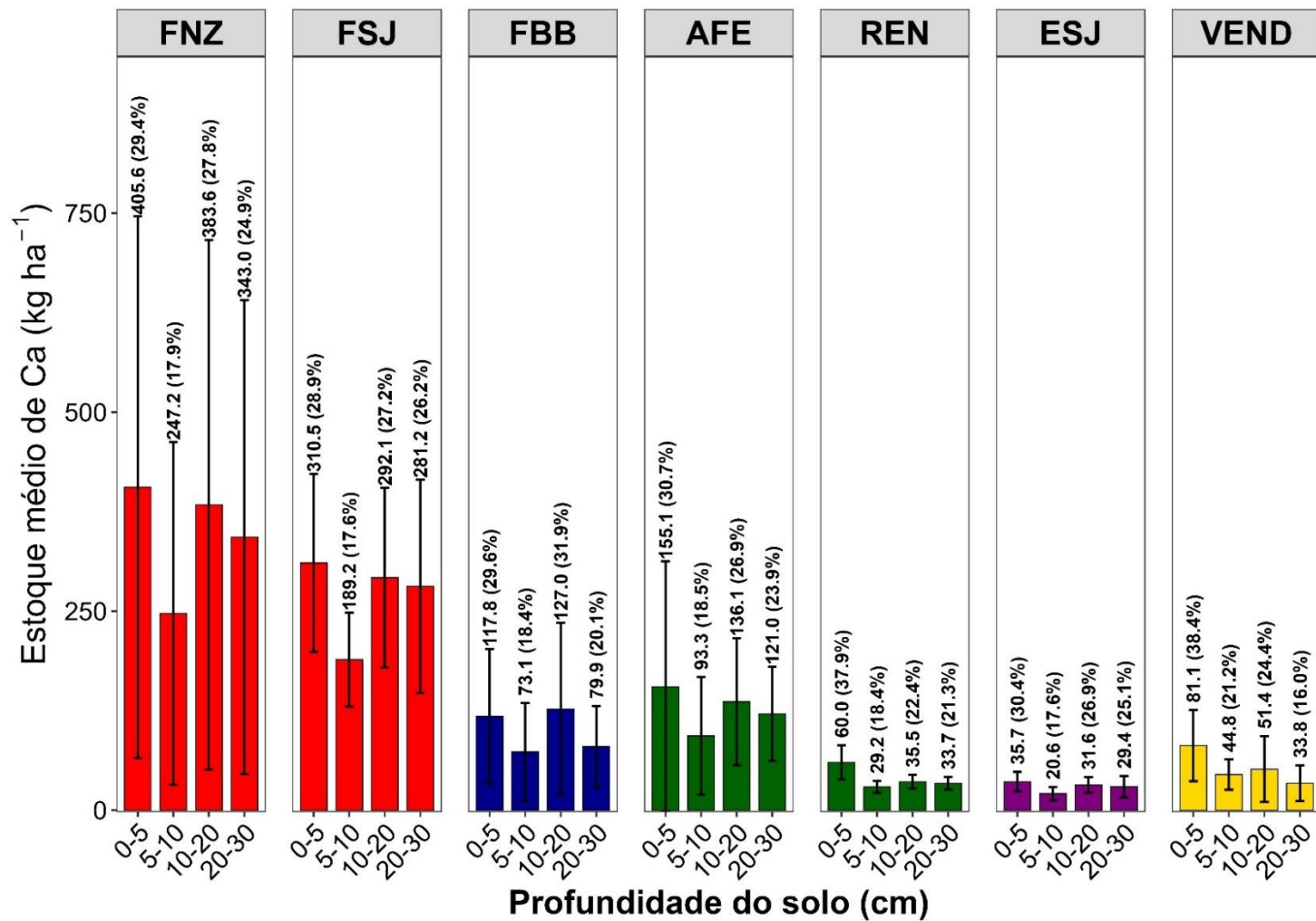


Figura 8- Estoque médio de cálcio (Ca) por profundidade do solo em cada plantio, com a contribuição percentual de cada camada em relação ao estoque total integrado (0–30 cm) indicada entre parênteses. As barras de erro indicam o desvio-padrão. As cores representam as idades dos plantios: 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo).

O estoque de Mg variou significativamente entre os plantios ($F = 21,86$; $p < 0,001$, via LMM), entre as profundidades do solo ($F = 4,66$; $p < 0,01$, via LMM) e na interação entre os plantios e as profundidades do solo ($F = 3,10$; $p < 0,001$, via LMM). Os estoques de Mg apresentaram um padrão semelhante entre as duas camadas superiores e as duas camadas inferiores do solo (Figura 9). Na profundidade de 0–5 cm, os estoques variaram de $38,6 \pm 4,8 \text{ kg ha}^{-1}$ a $179,2 \pm 108,0 \text{ kg ha}^{-1}$, sendo o plantio ESJ aquele com o menor estoque de Mg na camada superficial. Em 5–10 cm, observou-se uma leve redução em relação à camada superior, com valores entre $26,8 \pm 3,4$ e $144,5 \pm 91,5 \text{ kg ha}^{-1}$, caracterizando esta como a camada com os menores valores médios ao longo do perfil. A partir da camada de 10–20 cm, os estoques tendem a se manter ou apresentar um ligeiro aumento, variando de $49,3 \pm 8,4$ a $247,2 \pm 162,7 \text{ kg ha}^{-1}$. Nas camadas mais profundas (20–30 cm), os estoques permanecem em níveis semelhantes aos observados nas camadas superiores, com valores entre $41,2 \pm 2,6$ e $219,0 \pm 149,2 \text{ kg ha}^{-1}$.

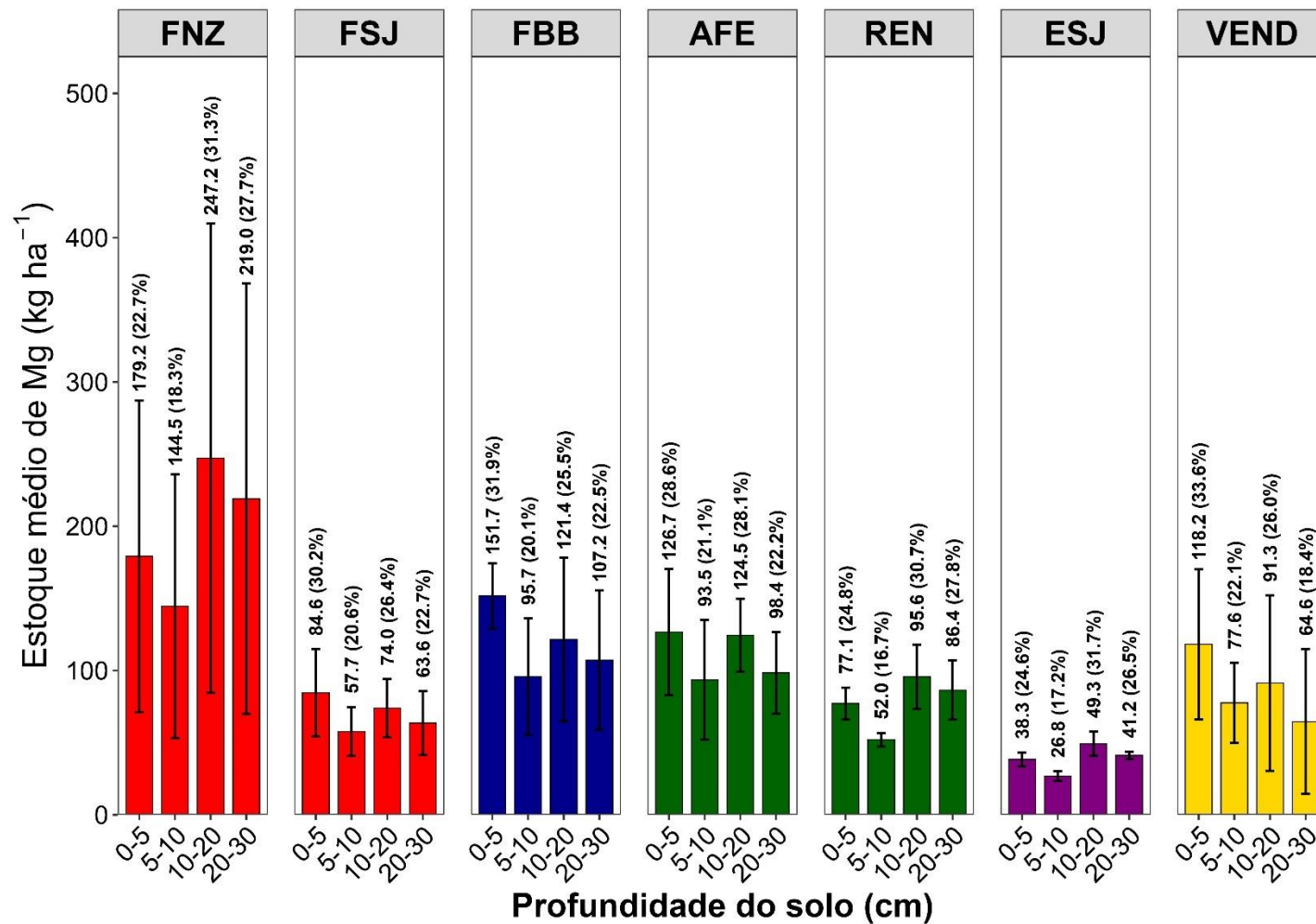


Figura 9- Estoque médio de magnésio (Mg) por profundidade do solo em cada plantio, com a contribuição percentual de cada camada em relação ao estoque total integrado (0–30 cm) indicada entre parênteses. As barras de erro indicam o desvio-padrão. As cores representam as idades dos plantios: 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo).

O estoque de P variou significativamente entre as profundidades do solo ($F = 8,86$; $p < 0,001$, via LMM). Não foi observada significância entre os plantios ($F = 20,64$; $p = 0,22$, via LMM) e na interação entre os plantios e as profundidades do solo ($F = 0,88$; $p = 0,60$, via LMM).

A configuração da distribuição vertical do estoque médio de P ao longo do perfil do solo (0–30 cm) apresentou um padrão semelhante entre os três plantios mais jovens (7 e 8 anos) e entre os plantios com 12 (REN), 13 e 17 anos (Figura 10). Na camada de 0–5 cm, os estoques médios de P foram, em geral, mais baixos, variando de $2,0 \pm 0,4 \text{ kg ha}^{-1}$ a $19,0 \pm 9,7 \text{ kg ha}^{-1}$, com valores reduzidos sobretudo em FNZ ($2,9 \pm 1,5 \text{ kg ha}^{-1}$) e AFE ($2,0 \pm 0,4 \text{ kg ha}^{-1}$). Em 5–10 cm, os estoques se mantiveram baixos, variando entre $1,7 \pm 0,8$ e $12,6 \pm 5,9 \text{ kg ha}^{-1}$. A partir da camada 10–20 cm, observou-se um aumento considerável dos estoques em vários plantios, com valores variando de $2,4 \pm 0,6$ até $23,7 \pm 7,7 \text{ kg ha}^{-1}$, indicando maior contribuição das camadas subsuperficiais para o estoque total de P. Esse padrão se intensifica na camada mais profunda (20–30 cm), onde os estoques alcançam os maiores valores do perfil, variando de $2,8 \pm 0,7 \text{ kg ha}^{-1}$ (FNZ) a $23,8 \pm 8,4 \text{ kg ha}^{-1}$ (ESJ) e $17,9 \pm 5,5 \text{ kg ha}^{-1}$ (VEND). De forma integrada, os resultados mostram que o fósforo não está estocado exclusivamente na superfície, apresentando, em vários plantios, acúmulo progressivo com a profundidade, o que destaca a importância das camadas subsuperficiais (10–30 cm) para o estoque total de P no solo.

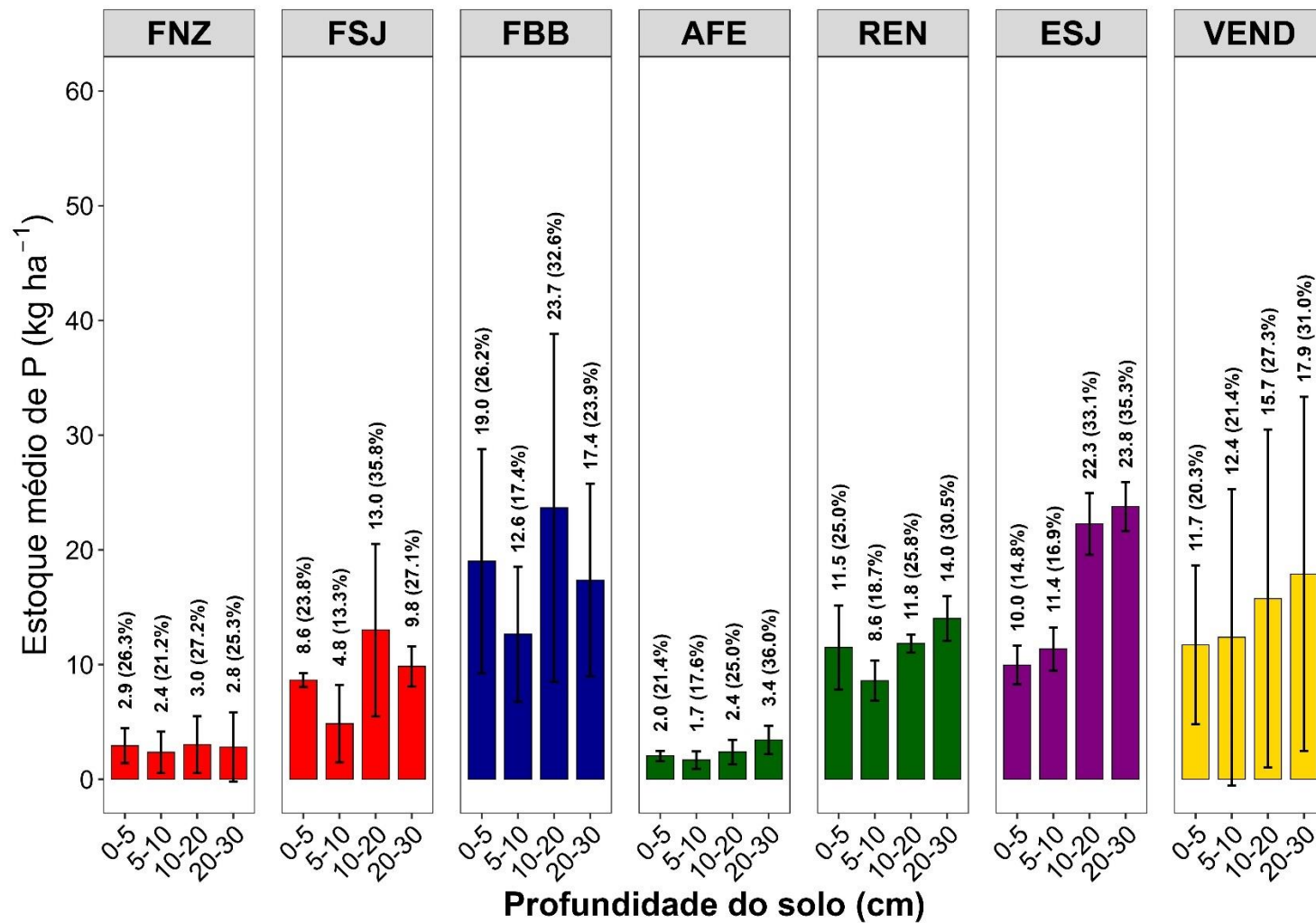


Figura 10 - Estoque médio de fósforo (P) por profundidade do solo em cada plantio, com a contribuição percentual de cada camada em relação ao estoque total integrado (0–30 cm) indicada entre parênteses. As barras de erro indicam o desvio-padrão. As cores representam as idades dos plantios: 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo).

Os micronutrientes Mn e Fe apresentaram padrão diferentes de significância. O estoque de Mn variou significativamente entre as profundidades do solo ($F= 9,29$; $p < 0,001$, via LMM). Não foi observada significância entre os plantios ($F= 1,55$; $p= 0,21$, via LMM) e na interação entre as áreas e as profundidades do solo ($F= 0,96$; $p=0,51$, via LMM). Já o estoque de Fe variou significativamente entre as profundidades do solo ($F= 4,13$; $p < 0,01$, via LMM), entre os plantios ($F= 4,95$; $p < 0,01$, via LMM) e na interação entre os plantios e as profundidades do solo ($F= 1,95$; $p < 0,05$, via LMM).

O estoque médio de Mn ao longo do perfil do solo (0–30 cm) apresentou variação entre as profundidades e entre os plantios avaliados, embora essas diferenças não tenham sido estatisticamente significativas. De forma geral, observou-se um padrão consistente caracterizado por maiores estoques na camada superficial (0–5 cm), seguida por uma redução na camada de 5–10 cm e, posteriormente, por recuperação parcial ou manutenção dos valores em maiores profundidades (10–20 e 20–30 cm) (Figura 11). Na camada superficial, os estoques de Mn variaram amplamente entre os plantios, com valores entre $5,9 \pm 1,9 \text{ kg ha}^{-1}$ e $29,5 \pm 13,6 \text{ kg ha}^{-1}$, evidenciando elevada heterogeneidade espacial. Em 5–10 cm, os estoques foram consistentemente menores, situando-se entre $4,4 \pm 1,6$ e $16,1 \pm 11,4 \text{ kg ha}^{-1}$, caracterizando esta camada como aquela com menor acúmulo de Mn ao longo do perfil. A partir da camada 10–20 cm, observou-se um aumento ou estabilização dos estoques em vários plantios, com valores variando de $6,2 \pm 2,7$ a $25,7 \pm 12,0 \text{ kg ha}^{-1}$. Na camada mais profunda (20–30 cm), os estoques permaneceram expressivos, variando entre $4,3 \pm 2,6$ e $26,5 \pm 19,1 \text{ kg ha}^{-1}$, alcançando, em alguns casos, os maiores valores observados no perfil do solo. Em conjunto, esses resultados indicam que, apesar da ausência de diferenças estatísticas significativas, o Mn apresenta uma distribuição vertical relativamente heterogênea, com contribuição importante também das camadas subsuperficiais.

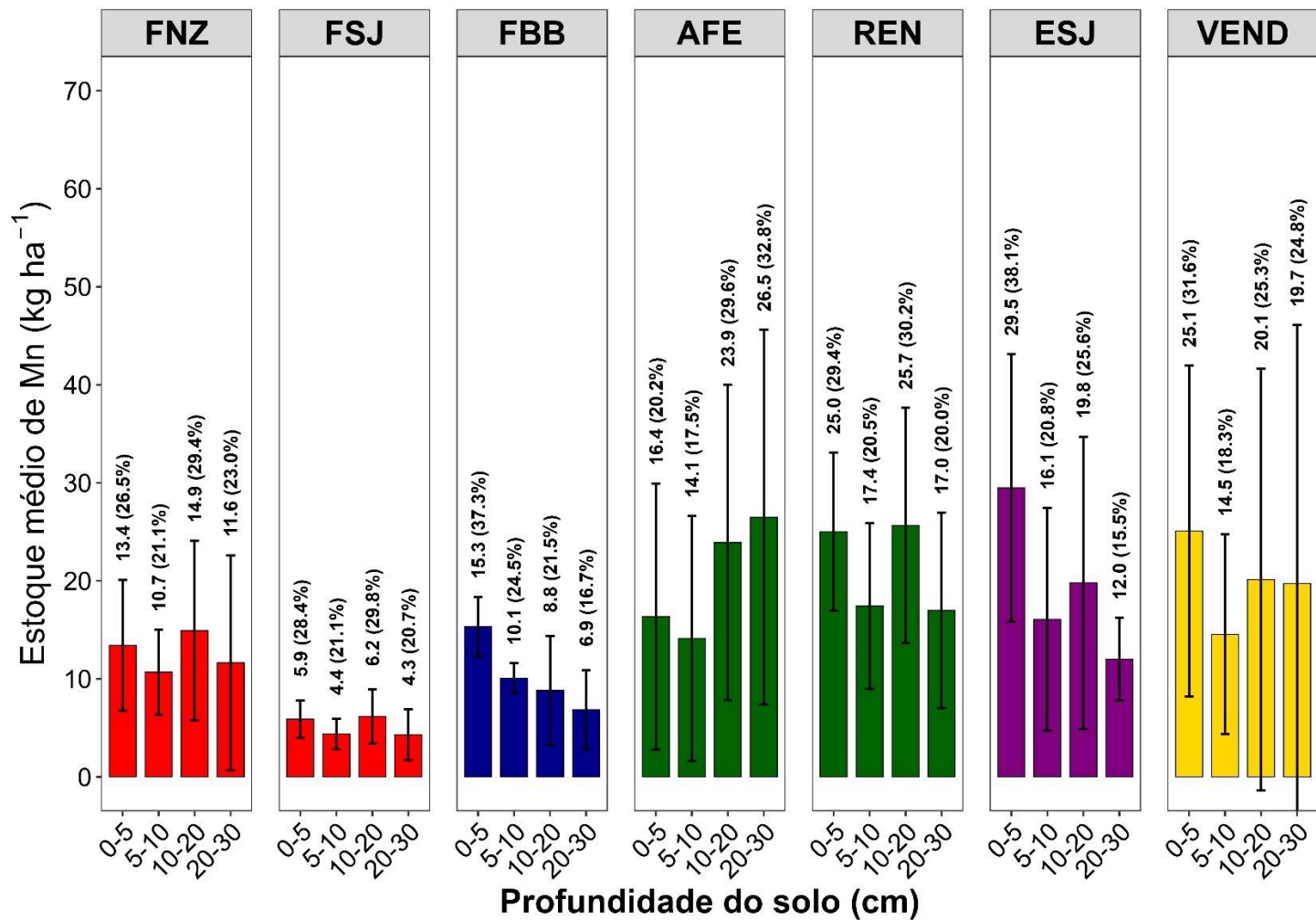


Figura 11 - Estoque médio de manganês (Mn) por profundidade do solo em cada plantio, com a contribuição percentual de cada camada em relação ao estoque total integrado (0–30 cm) indicada entre parênteses. As barras de erro indicam o desvio-padrão. As cores representam as idades dos plantios: 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo).

De modo geral, os valores de Fe permanecem relativamente baixos na maioria dos plantios, com exceção de ESJ, que concentra os maiores estoques em todas as camadas (Figura 12). Considerando o conjunto dos plantios, na camada superficial (0–5 cm) os estoques variam de aproximadamente $2,8 \pm 2,8$ kg ha⁻¹ (VEND) a $26,1 \pm 10,6$ kg ha⁻¹ (ESJ), indicando forte contraste espacial. Na camada 5–10 cm, observa-se uma leve redução dos estoques na maior parte dos plantios, com valores entre $2,8 \pm 1,7$ e $17,2 \pm 8,1$ kg ha⁻¹, novamente com ESJ apresentando os maiores valores. Em 10–20 cm, os estoques tendem a se manter ou aumentar discretamente em alguns plantios, variando de $3,6 \pm 0,6$ kg ha⁻¹ a $20,6 \pm 4,3$ kg ha⁻¹, enquanto em 20–30 cm os valores permanecem relevantes, entre $3,1 \pm 1,2$ e $14,5 \pm 2,0$ kg ha⁻¹.

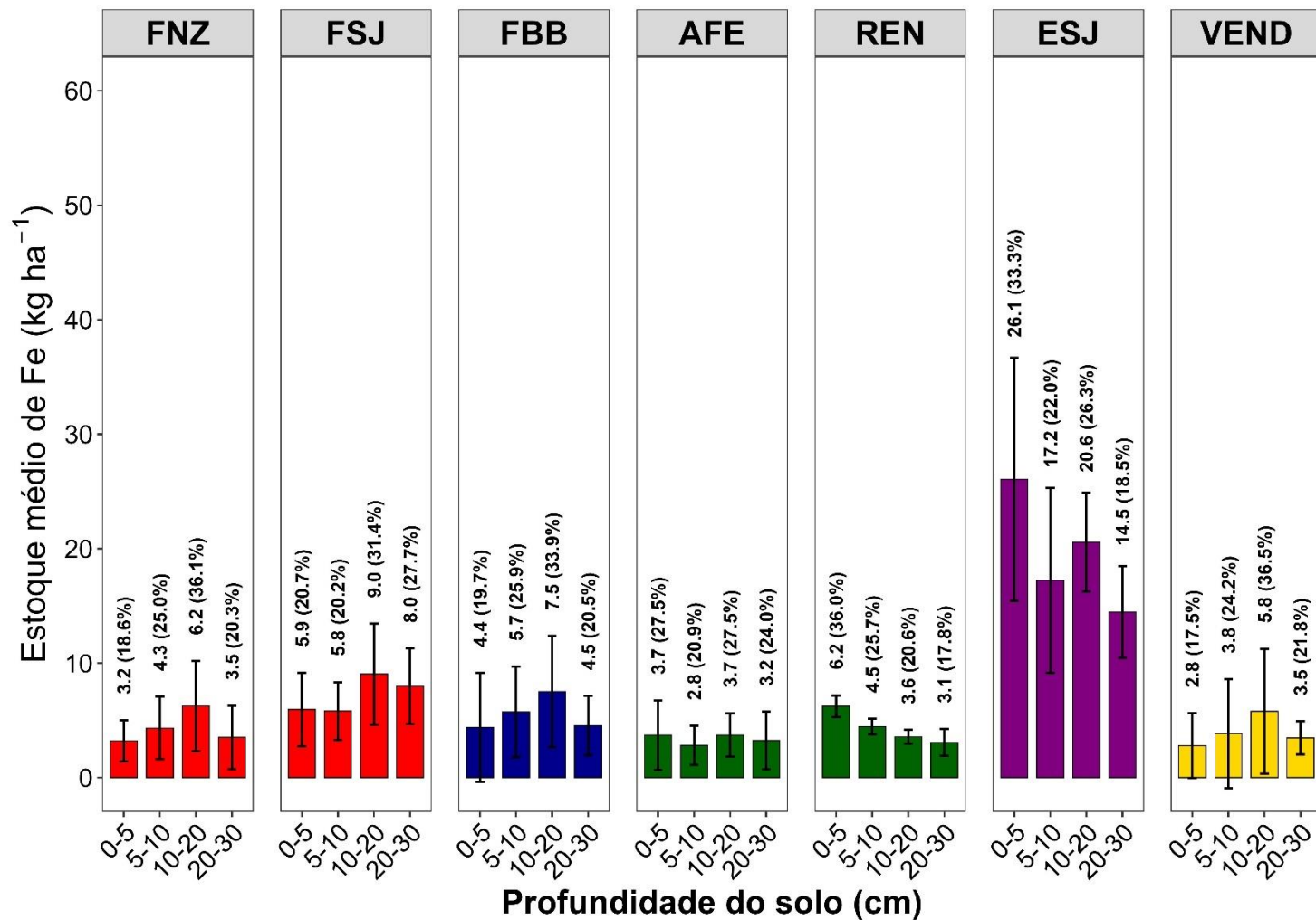


Figura 12 - Estoque médio de ferro (Fe) por profundidade do solo em cada plantio, com a contribuição percentual de cada camada em relação ao estoque total integrado (0–30 cm) indicada entre parênteses. As barras de erro indicam o desvio-padrão. As cores representam as idades dos plantios: 7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 (amarelo).

A análise de discriminação canônica mostrou que os plantios de estudo, representadas pelas diferentes cores no gráfico, constituíram o principal fator responsável pela diferenciação multivariada das concentrações de nutrientes do solo. A forte separação ao longo do primeiro eixo canônico (Can1), que concentrou 93,8% da variação multivariada, indica que as diferenças entre os plantios, associadas ao histórico de uso do solo e à idade do plantio, desempenham papel central na organização conjunta das concentrações de nutrientes do solo (Figura 13; Tabela 11). Em contraste, as camadas de profundidade, indicadas pelos diferentes símbolos, apresentaram ampla sobreposição no espaço canônico, sugerindo que a profundidade, de modo geral, não foi determinante para a organização multivariada das concentrações de nutrientes (Tabela 11).

O Can1 representa um gradiente multivariado fortemente influenciado pelas concentrações de Fe (0,75), K (0,73), Mn (0,63) e P (0,51) (Tabela 11). Por sua vez, o Can2 apresenta contribuição secundária e reflete principalmente a oposição entre o Fe, que apresentou carga negativa mais elevada (-0,53), e os cátions básicos K, Ca e Mg, que exibiram cargas positivas moderadas (Tabela 11). Observou-se que o plantio com 13 anos está mais associado às elevadas concentrações de Fe e Mn, cujos vetores apresentaram forte alinhamento com a direção do eixo Can1, enquanto os demais plantios apresentaram ampla sobreposição no espaço canônico (Figura 13).

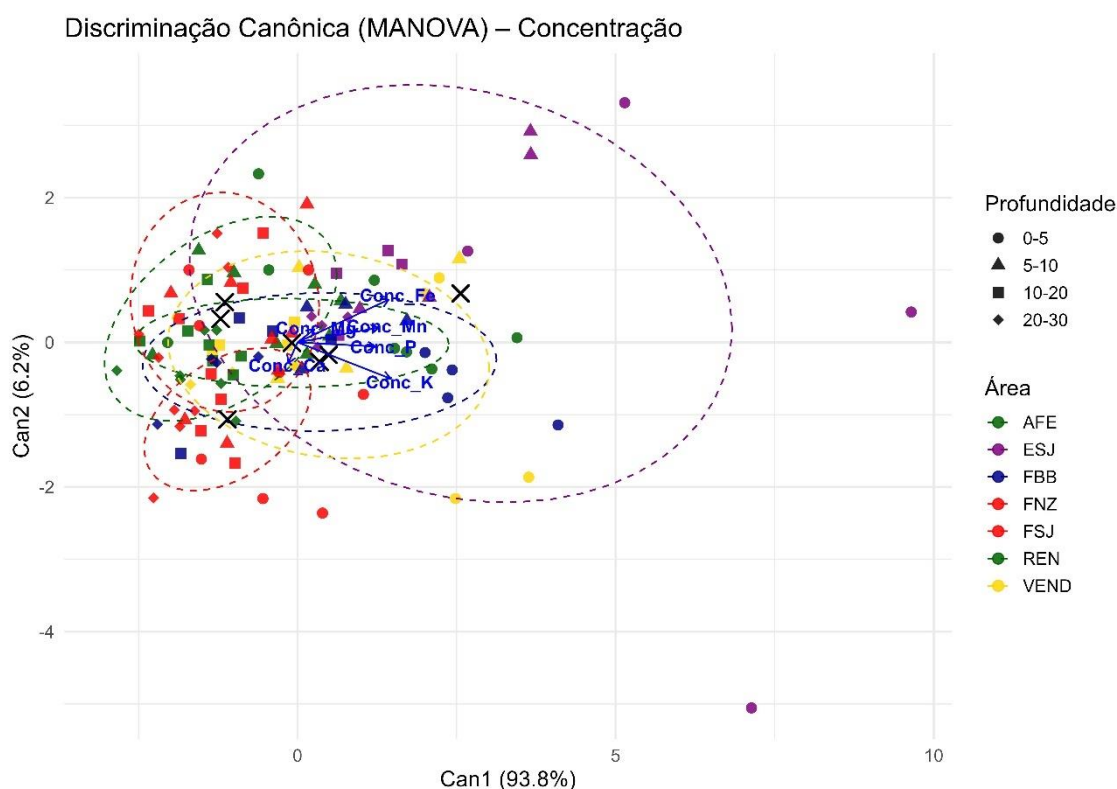


Figura 13- Análise de Discriminação Canônica (MANOVA) baseada nas concentrações de nutrientes do solo (Ca, Mg, K, Mn, Fe e P), considerando diferentes idades de plantio (7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 anos (amarelo)) e profundidades do solo (0–5, 5–10, 10–20 e 20–30 cm). Os dois primeiros eixos canônicos (Can1 e Can2) explicam 93,8% e 6,2% da variância entre os grupos, respectivamente. As elipses representam intervalos de confiança de 95% para cada idade. Vetores indicam a direção e magnitude da contribuição dos nutrientes para a separação entre os grupos. Os plantios de 13 anos apresentaram perfil nutricional mais distinto, especialmente relacionado às concentrações de ferro (Fe), enquanto os demais grupos mostraram maior sobreposição. A distribuição dos pontos por diferentes símbolos reflete também a influência da profundidade na variabilidade composicional do solo.

Tabela 11- Cargas canônicas das variáveis de concentração e estoque dos nutrientes nos dois primeiros eixos canônicos (Can1 e Can2), obtidas por meio da Análise de Discriminação Canônica. Os valores representam correlações entre as variáveis originais e os eixos canônicos, indicando a contribuição de cada nutriente para a separação multivariada entre os grupos avaliados.

	Concentração		Estoque	
	Can1	Can2	Can1	Can2
P	0,51	-0,16	0,11	-0,69
K	0,73	0,30	-0,56	-0,44
Ca	0,03	0,26	-0,08	-0,01
Mg	0,22	0,16	-0,01	-0,17
Fe	0,75	-0,53	-0,46	-0,57
Mn	0,63	-0,13	-0,19	-0,29

A análise de discriminação canônica baseada nos dados de estoques de nutrientes do solo apresentou uma configuração distinta daquela observada para

as concentrações (Figura 14). Os eixos Can1 e Can2 explicaram conjuntamente cerca de 93% da variação multivariada dos dados (Tabela 11). O Can1 foi predominantemente influenciado de forma negativa pelos estoques de K, Fe e Mn, indicando um gradiente associado à variação conjunta desses elementos no solo.

Assim como observado para as concentrações, os plantios com 7, 12 e 17 anos apresentaram ampla sobreposição no espaço canônico, evidenciando similaridade na organização multivariada dos estoques de nutrientes. A maioria dos pontos encontra-se posicionada em sentido oposto aos vetores dos nutrientes, indicando menor associação multivariada desses plantios com o acúmulo total de K, Ca, Fe, P, Mg e Mn. As elipses de confiança (68%) reforçam a ampla sobreposição entre os plantios, embora diferenças sutis na posição dos centroides indiquem variações na composição multivariada dos estoques entre os plantios. As camadas de profundidade também apresentaram considerável sobreposição, sugerindo que a profundidade não promoveu uma separação multivariada clara dos estoques de nutrientes.

Em contraste, o plantio com 13 anos destacou-se por apresentar alinhamento com os vetores dos principais nutrientes, ainda que localizado na porção negativa do eixo Can1, indicando maior associação multivariada com o acúmulo total desses elementos no solo. Esse padrão sugere que, em estágios intermediários da sucessão, o sistema pode apresentar condições mais favoráveis à retenção de nutrientes, possivelmente associadas ao aumento da biomassa, maior cobertura vegetal e maior aporte de matéria orgânica.

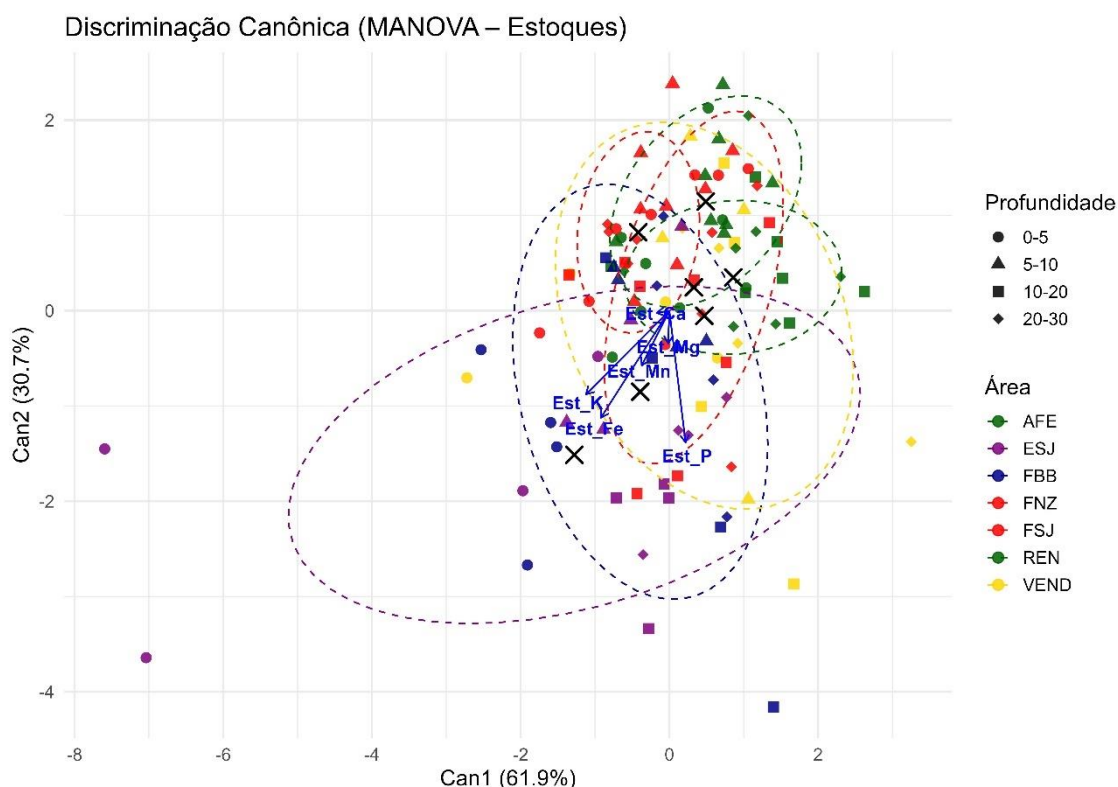


Figura 14 - Análise de Discriminação Canônica (MANOVA) baseada nos estoques de nutrientes do solo (Ca, Mg, K, Mn, Fe e P), considerando diferentes idades de plantio (7 (vermelho), 8 (azul), 12 (verde escuro), 13 (roxo) e 17 anos (amarelo)) e profundidades do solo (0–5, 5–10, 10–20 e 20–30 cm). Os dois primeiros eixos canônicos (Can1 e Can2) explicam 93,9% e 6,1% da variância entre os grupos, respectivamente. As elipses representam intervalos de confiança de 95% para cada idade. Vetores indicam a direção e magnitude da contribuição dos nutrientes para a separação entre os grupos. Os plantios de 12 anos apresentaram perfil nutricional mais distinto, especialmente relacionado às concentrações de ferro (Fe), enquanto os demais grupos mostraram maior sobreposição. A distribuição dos pontos por diferentes símbolos reflete também a influência da profundidade na variabilidade composicional do solo.

4.4. DISCUSSÃO

A caracterização química do solo nas áreas em processo de restauração indicou, de modo geral, baixas concentrações para a maioria dos nutrientes avaliados, com destaque para o Ca, Fe e Mg trocável. Quando comparados aos valores de referência para fragmentos florestais em sucessão secundária na mesma região, esses elementos apresentaram teores inferiores aos registrados por Pessanha (2023), cujas médias na profundidade de 0-30 cm foram de $1,91 \pm 1,72$ cmol/dm³ para Ca, $1,5 \pm 1,73$ cmol/dm³ para Fe e $7,03 \pm 5,38$ cmol/dm³ para Mg.

Em contrapartida, os teores de K e P nos plantios estudados superaram as médias relatadas para as florestas secundárias regionais, as quais apresentam

valores de $0,0004 \pm 0,0010$ cmol/dm³ para K e $4,47 \pm 2,93$ mg/dm³ para P (Pessanha, 2023). Contudo, ao confrontar os dados com outros plantios de restauração na região, observa-se que apenas o K manteve concentrações condizentes com os níveis registrados na literatura local (Moraes *et al.*, 2008). Essa discrepância sugere que, embora alguns nutrientes estejam em níveis superiores aos de fragmentos naturais, o balanço nutricional das áreas em restauração ainda reflete as limitações impostas pelo histórico de uso da terra (Guariguata & Ostertag, 2001; Van Der Sande *et al.*, 2023; Zou *et al.*, 2025).

As concentrações de Ca²⁺ e Mg²⁺ (forma trocável do elemento) estão diretamente relacionadas com a acidez dos solos, mas não determina sozinho os valores encontrados no solo (Prezotti & Guarçoni, 2013; Sanches, 2019). Geralmente, solos ácidos (pH < 5,5) tem baixas concentrações de Ca²⁺ e Mg²⁺, pois apresenta menor saturação por bases, maior competição por H⁺ e Al³⁺, maior lixiviação (principalmente em solos arenosos) (Sanches, 2019). Além disso, a concentração dos nutrientes no solo são influenciados pelo material de origem do solo (solos sobre rochas pobres em Ca e Mg) e textura do solo (Prezotti & Guarçoni, 2013; Sanches, 2019).

Nos plantios estudados, os solos, ácidos (com pH médio variando entre 5,0 e 5,3) e com baixa densidade aparente (variando entre 1,0 e 1,6 g cm⁻³) (dados disponíveis no capítulo 3). Os teores de Mg, ainda que ligeiramente superiores ao mínimo, também apresentaram valores preocupantes, principalmente em plantios com valores abaixo de 0,5 cmolc/dm³, visto que esse valor é o limite mínimo necessário para as plantas (Vitousek & Sanford, 1986; Raij *et al.*, 1997). Nesse contexto, a baixa disponibilidade desses nutrientes no solo observadas nos plantios sugerem limitações edáficas persistentes e um balanço nutricional ainda condicionado pelo histórico de uso, o que pode restringir a recuperação funcional do ecossistema. Essa limitação é típica de solos tropicais altamente intemperizados, com baixos teores naturais de micronutrientes disponíveis e elevada suscetibilidade à lixiviação (Silva *et al.*, 2016). A baixa ciclagem de nutrientes, intensificada por baixos estoques de biomassa e reduzida cobertura vegetal, pode explicar a permanência desses elementos em níveis críticos, mesmo após mais de uma década de plantio (Grau *et al.*, 2017).

O P, por sua vez, apresentou maior variabilidade entre os plantios. Esse padrão sugere influência de fatores externos, como aporte via fezes de gado, alagamentos intermitentes ou diferenças na cobertura vegetal e na decomposição da serapilheira (Gargallo-Garriga *et al.*, 2024). Em plantios com menor regeneração estrutural e baixa densidade de indivíduos, o acúmulo superficial de fósforo pode ser intensificado pela limitada absorção radicular e pela mineralização de matéria orgânica herbácea (Hinsinger *et al.*, 2007).

O Modelo Linear Misto indicou que a concentração e o estoque da maioria dos nutrientes não apresentaram aumento significativo ao longo da cronosequência dos plantios. Esse padrão pode estar associado a diversos fatores que influenciam a dinâmica dos nutrientes no solo durante o processo de restauração florestal. Estudos anteriores realizados nessas mesmas plantios demonstraram a ausência de diferenças significativas nos atributos estruturais da vegetação, como área basal, densidade de indivíduos e riqueza de espécies, o que pode refletir uma limitação no avanço funcional dos plantios mesmo com o aumento da idade (Reis, 2023).

As maiores concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} observadas nos plantios mais jovens (7 e 8 anos), em comparação aos estágios mais avançados (12 e 17 anos), podem ser atribuídas à evolução da sucessão florestal e às consequentes alterações no balanço nutricional do sistema (Cuevas & Medina, 1988; Sullivan *et al.*, 2019). Esse padrão ocorre porque, nos estágios iniciais de restauração, a menor densidade de biomassa arbórea e a incipiente imobilização de nutrientes nos tecidos vegetais resultam em teores disponíveis relativamente mais elevados desses cátions no solo (Guariguata & Ostertag, 2001). À medida que a idade do plantio aumenta, a demanda metabólica e a alocação de nutrientes na biomassa acima do solo (tanto viva quanto morta) intensificam-se, especialmente em tecidos lenhosos, promovendo uma transferência efetiva desses elementos do compartimento edáfico para o vegetal (Odum, 1969; Vitousek & Sanford, 1986). Assim, a diminuição das concentrações nos solos de plantios cronologicamente mais antigos não representa necessariamente um empobrecimento do ecossistema, mas reflete a maturidade da ciclagem biogeoquímica e o acúmulo progressivo de nutrientes estocados na vegetação em crescimento (Odum, 1969).

O Fe, por sua vez, mostrou um comportamento mais irregular. Curiosamente, os maiores estoques de Fe foram observados em um plantio com inundação sazonal, histórico de uso intensivo por gado, baixa regeneração natural (Reis, 2023) e elevada densidade aparente do solo, onde os dados foram apresentados no CAPÍTULO 3 deste documento. Esse padrão pode estar relacionado ao impacto negativo do pisoteio do gado que leva à compactação do solo e consequentemente a redução da porosidade e da aeração, favorecendo condições de menor oxigenação no perfil do solo (Nawaz *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2025). Tais condições tendem a aumentar a solubilidade e a mobilidade do Fe, especialmente em formas reduzidas (Fe^{2+}), que podem se acumular em maior quantidade nas camadas subsuperficiais (Nawaz *et al.*, 2013). Além disso, solos compactados dificultam o desenvolvimento radicular e a absorção eficiente de nutrientes pela vegetação, o que pode contribuir para a permanência do Fe no solo, não sendo incorporado pela biomassa (Chan & Barchia, 2007; Batey, 2009). A baixa cobertura vegetal também compromete a ciclagem biogeoquímica e o retorno de matéria orgânica ao solo, limitando o sequestro de micronutrientes como o ferro (Six *et al.*, 2002; Georgiou *et al.*, 2022; Angst *et al.*, 2023).

Além do tempo de plantio, os resultados revelaram que atributos edáficos como pH, textura do solo, densidade aparente e riqueza de espécies arbóreas, exerceram influência significativa sobre a concentração e estoque de determinados nutrientes, muitas vezes modulando ou mesmo superando o efeito da idade de restauração.

A textura do solo, sintetizada pelo componente principal PC1, demonstrou influência significativa sobre a concentração de K, mas apenas quando controlada no contexto de modelos multivariados. Isso sugere que a influência da granulometria sobre a retenção e disponibilidade de K é dependente da interação com outros fatores estruturais e químicos do solo, como o pH e a matéria orgânica. Em modelos uni variados, essa relação não se mostrou significativa, reforçando a importância de abordagens integradas para captar efeitos ecológicos complexos e condicionais.

A granulometria do solo influencia diretamente as concentrações e os estoques de nutrientes nos plantios em restauração (He *et al.*, 2021). Solos com maior proporção de areia tendem a apresentar menores teores de Ca, Mg, P, Fe

e Mn, refletindo CTC, maior porosidade e maior suscetibilidade à lixiviação desses ambientes (He *et al.*, 2021). Em contrapartida, solos com maior proporção de argila e silte apresentaram maiores estoques de nutrientes, favorecidos pelo maior plantio superficial das partículas finas e pela presença de cargas negativas que promovem a adsorção de cátions. Machado *et al.* (2011) observaram que a disponibilidade de P diminui ao longo do tempo, sendo mais evidenciado no solo de textura média, seguido pelo de textura argilosa, e por último, pelo solo de textura arenosa.

O pH do solo foi outro fator determinante, apresentando relação positiva com os teores de P e K, indicando maior disponibilidade desses nutrientes em solos menos ácidos. Isso está de acordo com a literatura, que mostra que a solubilidade do fósforo aumenta em pH próximo à neutralidade, devido à menor fixação em óxidos e hidróxidos de Fe e Al (da Silva *et al.*, 2022; Lei *et al.*, 2024). Por outro lado, o pH teve efeito negativo sobre os teores de Fe, o que pode ser explicado pela precipitação de óxidos de ferro em ambientes mais ácidos, favorecendo sua disponibilidade na superfície (Nguyen *et al.*, 2017; Celi *et al.*, 2020).

Em relação à estrutura da vegetação, a riqueza de espécies arbóreas influenciou negativamente a concentração de P e Fe, possivelmente em função de uma maior absorção e demanda por parte das espécies presentes em plantios mais diversas. Isso corrobora a ideia de que a diversidade funcional pode modificar a dinâmica de nutrientes no solo, seja pela eficiência na absorção, seja pela produção de compostos orgânicos que influenciam a solubilidade e complexação dos elementos (Augusto *et al.*, 2022; Liu *et al.*, 2023; Zhou *et al.*, 2023).

A distribuição dos nutrientes ao longo do perfil do solo revelou, de modo geral, um gradiente decrescente para a maioria dos elementos com o aumento da profundidade. Esse padrão de estratificação vertical foi particularmente pronunciado para os macronutrientes K, Ca e Mg, além do micronutriente Mn, corroborando o comportamento esperado para solos sob sistemas florestais (Jobbagy & Jackson, 2001; Veldkamp *et al.*, 2020; Chen *et al.*, 2022).

Esse padrão é coerente com a dinâmica esperada em sistemas tropicais em processo de restauração, onde a deposição e decomposição da serapilheira concentram nutrientes nas camadas superficiais, aumentando a atividade

microbiana e a complexação orgânica (Camargo *et al.*, 2008; Veen *et al.*, 2019; Fujii *et al.*, 2020). Entretanto, alguns nutrientes exibiram padrões divergentes. O P, por exemplo, apresentou uma distribuição relativamente homogênea no perfil do solo nos plantios mais antigas, sugerindo uma possível reorganização vertical ao longo do tempo, possivelmente promovida por raízes profundas ou por difusão lenta, mas constante, desde camadas superficiais. Já o Fe destacou-se por apresentar acúmulo preferencial em camadas intermediárias (10–20 cm) em algumas idades de plantio, o que pode estar fortemente influenciado pelas condições redox, pH ou atividade microbiana (Lucas *et al.*, 2012; Santiago *et al.*, 2016). Tais padrões demonstram que pode haver padrões verticais distintos entre os elementos, refletindo suas propriedades geoquímicas e sua interação com processos biológicos e físicos do solo.

As análises multivariadas (MANOVA e análise de discriminação canônica) forneceram uma perspectiva integrada da composição nutricional do solo, permitindo distinguir com maior clareza os padrões de variação entre idades de plantio e camadas do solo. Os resultados evidenciaram que, embora a profundidade do solo contribua para a variabilidade dos nutrientes, é a idade do plantio o principal fator estruturante da composição edáfica nos plantios avaliados. A discriminação entre os grupos foi especialmente evidente nos plantios de 12 e 13 anos, sendo este último mais fortemente associado aos vetores dos principais nutrientes (Fe, Mn, K e P), tanto em termos de concentração quanto de estoque. Isso sugere que, nesse estágio intermediário de sucessão, o sistema atinge uma condição de maior equilíbrio funcional, caracterizada por acúmulo de matéria orgânica, incremento da biomassa e intensificação da ciclagem de nutrientes.

Por outro lado, os plantios de 7, 8 e 17 anos mostraram maior sobreposição em suas assinaturas químicas, indicando perfis de solo mais similares, com menor associação direta aos nutrientes avaliados. Esse padrão pode refletir estágios de reorganização inicial (7 e 8 anos) ou até estabilização com baixa acúmulo adicional (17 anos), sugerindo que a dinâmica da fertilidade não segue uma trajetória linear, mas sim curvas de resposta complexas com períodos de acúmulo, redistribuição e equilíbrio (Zhou *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2023).

A separação entre os plantios também revelou uma distinção entre cátions trocáveis e metais redox, refletida nos eixos canônicos. Essa separação sugere que diferentes grupos de nutrientes respondem a mecanismos ecológicos distintos, como a retenção superficial por matéria orgânica, a solubilidade influenciada por pH e redox, ou ainda a absorção seletiva pelas espécies vegetais dominantes (Husson, 2013; Zhou *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2023).

Assim, os resultados multivariados confirmam que o status nutricional do solo em plantios em restauração florestal é moldado por um conjunto de fatores interativos e temporalmente dinâmicos, sendo o tempo de plantio um modulador relevante, mas condicionado à profundidade, estrutura do solo e vegetação presente. A aplicação de abordagens multivariadas, portanto, se mostra essencial para captar essas relações complexas e informar estratégias mais eficazes de monitoramento e manejo da restauração ecológica.

4.5. CONCLUSÃO

Este estudo demonstrou que a dinâmica dos nutrientes no solo em plantios de restauração florestal da Mata Atlântica é moldada por uma interação complexa entre o tempo de plantio, atributos físicos e químicos do solo, e características da vegetação. Embora o tempo de restauração tenha se mostrado um fator estruturante importante, especialmente nas análises multivariadas, os resultados indicam que ele atua de forma condicionada a outros fatores ambientais e estruturais.

Observou-se que a maioria dos nutrientes apresentou padrões verticais característicos de solos tropicais, com maiores concentrações na camada superficial do solo, possivelmente associado à deposição de serapilheira. Contudo, a ausência de tendência linear entre as concentrações e estoques de nutrientes e o tempo de plantio reforça a existência de trajetórias não lineares na recuperação da fertilidade edáfica. Plantios com 12 e 13 anos destacaram-se por concentrações e estoques mais elevados de nutrientes essenciais, sugerindo um estágio intermediário de equilíbrio funcional, com maior capacidade de ciclagem de nutrientes e acúmulo de matéria orgânica.

Adicionalmente, fatores como pH, densidade aparente do solo, composição granulométrica e riqueza de espécies arbóreas apresentaram efeitos significativos sobre a disponibilidade e acúmulo de nutrientes, muitas vezes superando ou modulando os efeitos da idade. Esses achados reforçam a importância de uma abordagem integrada para o monitoramento da restauração, que considere não apenas o tempo decorrido desde o plantio, mas também a qualidade do solo e as características estruturais da vegetação.

Portanto, conclui-se que o sucesso da restauração florestal depende de múltiplos fatores interativos, e que o uso de análises multivariadas é essencial para compreender a complexidade da recuperação do status nutricional do solo ao longo da sucessão ecológica.

4.6. REFERÊNCIAS

- Angst, G., Mueller, K. E., Castellano, M. J., Vogel, C., Wiesmeier, M., & Mueller, C. W. (2023). Unlocking complex soil systems as carbon sinks: multi-pool management as the key. *Nature communications*, 14(1), 2967. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-38700-5>
- Augusto, L., & Boča, A. (2022). Tree functional traits, forest biomass, and tree species diversity interact with site properties to drive forest soil carbon. *Nature Communications*, 13(1), 1097. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-28748-0>
- Barton, K. (2023). *MuMIn: Multi-model inference*. R package version 1.47.1. <https://CRAN.R-project.org/package=MuumIn>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Batey, T. (2009). Soil compaction and soil management—a review. *Soil use and management*, 25(4), 335–345.
- Bhaduri, D., Sihi, D., Bhowmik, A., Verma, B. C., Munda, S., & Dari, B. (2022). A review on effective soil health bio-indicators for ecosystem restoration and sustainability. *Frontiers in Microbiology*, 13, 938481.
- Brancalion, P. H., Niamir, A., Broadbent, E., Crouzeilles, R., Barros, F. S., Almeyda Zambrano, A. M., ... & Chazdon, R. L. (2019). Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science advances*, 5(7), eaav3223. DOI: [10.1126/sciadv.aav3223](https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3223).
- Brancalion, P. H., Meli, P., Tymus, J. R., Lenti, F. E., Benini, R. M., Silva, A. P. M., ... & Holl, K. D. (2019 A). What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. *Biological Conservation*, 240, 108274. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108274>.
- Brudvig, L. A. (2017). Toward prediction in the restoration of biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 54(4), 1013–1017. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12940>
- Camargo, L. A., Marques Júnior, J., Pereira, G. T., & Horvat, R. A. (2008). Variabilidade espacial de atributos mineralógicos de um latossolo sob diferentes

formas do relevo: II-correlação espacial entre mineralogia e agregados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32, 2279-2288. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000600007>

Celi, L., Prati, M., Magnacca, G., Santoro, V., & Martin, M. (2020). Role of crystalline iron oxides on stabilization of inositol phosphates in soil. *Geoderma*, 374, 114442. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114442>

Chan, K. Y., & Barchia, I. (2007). Soil compaction controls the abundance, biomass and distribution of earthworms in a single dairy farm in south-eastern Australia. *Soil and Tillage Research*, 94(1), 75-82.

Chen, X., Chen, H. Y., & Chang, S. X. (2022). Meta-analysis shows that plant mixtures increase soil phosphorus availability and plant productivity in diverse ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 6(8), 1112-1121. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01794-z>

Cuevas, E., & Medina, E. (1988). Nutrient dynamics within amazonian forests: II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. *Oecologia*, 76(2), 222-235.

DONAGEMA, G.K. et al. Manual de métodos de análise de solo. 2nd ed. Centro Nacional de Pesquisa do Solo- Embrapa Solos. Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2011. 230p.

EMBRAPA (1997). Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de métodos de análise de solos** 2.ed. Rio de Janeiro. 212p.

Fox, J., & Weisberg, S. (2019). *An R companion to applied regression* (3rd ed.). Sage.

Friendly, M. & Fox, J. (2023). *candisc: Visualizing Generalized Canonical Discriminant and Canonical Correlation Analysis*. R package version 0.9-1. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=candisc>

Fujii, K., Sukartiningih, Hayakawa, C., Inagaki, Y., & Kosaki, T. (2020). Effects of land use change on turnover and storage of soil organic matter in a tropical forest. *Plant and Soil*, 446(1), 425-439. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04367-5>

Galvão, S. R. D. S., Salcedo, I. H., & Oliveira, F. F. D. (2008). Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 43, 99-105.

Gatti, R. C., Reich, P. B., Gamarra, J. G., Crowther, T., Hui, C., Morera, A., ... & Park, M. (2022). The number of tree species on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119(6), e2115329119. [10.1073/pnas.2115329119](https://doi.org/10.1073/pnas.2115329119).

Gargallo-Garriga, A., Sardans, J., Llusà, J., Peguero, G., Ayala-Roque, M., Courtois, E. A., ... & Peñuelas, J. (2024). Different profiles of soil phosphorous compounds depending on tree species and availability of soil phosphorus in a tropical rainforest in French Guiana. *BMC Plant Biology*, 24(1), 278. <https://doi.org/10.1186/s12870-024-04907-x>.

Guariguata, M. R., & Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest ecology and management*, 148(1-3), 185-206. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00535-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00535-1)

Grau, O., Peñuelas, J., Ferry, B. *et al.* Nutrient-cycling mechanisms other than the direct absorption from soil may control forest structure and dynamics in poor Amazonian soils. *Sci Rep* 7, 45017 (2017). <https://doi.org/10.1038/srep45017>

Georgiou, K., Jackson, R. B., Vindušková, O., Abramoff, R. Z., Ahlström, A., Feng, W., ... & Torn, M. S. (2022). Global stocks and capacity of mineral-associated soil organic carbon. *Nature communications*, 13(1), 3797. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-31540-9>

He, X., Augusto, L., Goll, D. S., Ringeval, B., Wang, Y., Helfenstein, J., ... & Hou, E. (2021). Global patterns and drivers of soil total phosphorus concentration. *Earth System Science Data Discussions*, 2021, 1-21. <https://doi.org/10.5194/essd-13-5831-2021>.

Hinsinger, P. (2001). Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant and soil*, 237(2), 173-195. <https://doi.org/10.1023/A:1013351617532>

- Jiba, W., Manyevere, A., & Mashamaite, C. V. (2024). The Impact of Ecological Restoration on Soil Quality in Humid Region Forest Habitats: A Systematic Review. *Forests*, 15(11), 1941. <https://doi.org/10.3390/f15111941>
- Jobbagy, E. G., & Jackson, R. B. (2001). The distribution of soil nutrients with depth: global patterns and the imprint of plants. *Biogeochemistry*, 53(1), 51-77.
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B., & Christensen, R. H. B. (2017). *ImerTest package: Tests in linear mixed effects models*. *Journal of Statistical Software*, 82(13), 1–26. <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>
- Lei, J., Yin, J., Chen, S., Fenton, O., Liu, R., Chen, Q., ... & Zhang, S. (2024). Understanding phosphorus mobilization mechanisms in acidic soil amended with calcium-silicon-magnesium-potassium fertilizer. *Science of The Total Environment*, 916, 170294. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170294>
- Lima, R. M. F., & Luz, J. A. M. D. (2001). Análise granulométrica por técnicas que se baseiam na sedimentação gravitacional: Lei de Stokes. *Rem: Revista Escola de Minas*, 54, 155-159.
- Liu, N., & Ma, Z. (2024). Ecological restoration of coastal wetlands in China: Current status and suggestions. *Biological Conservation*, 291, 110513. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110513>
- Liu, S., Plaza, C., Ochoa-Hueso, R., Trivedi, C., Wang, J., Trivedi, P., ... & Delgado-Baquerizo, M. (2023). Litter and soil biodiversity jointly drive ecosystem functions. *Global Change Biology*, 29(22), 6276-6285. <https://doi.org/10.1111/gcb.16913>
- Ma, R., Hu, F., Xu, C., Liu, J., & Zhao, S. (2022). Response of soil aggregate stability and splash erosion to different breakdown mechanisms along natural vegetation restoration. *Catena*, 208, 105775. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105775>.
- Machado, V. J., Souza, C. H. E. D., Andrade, B. B. D., Lana, R. M. Q., & Korndorfer, G. H. (2011). Curvas de disponibilidade de fósforo em solos com diferentes texturas após aplicação de doses crescentes de fosfato monoamônico. *Biosci. j.(Online)*, 70-76.

Moraes, L. F. D. D., Campello, E. F. D. C., Pereira, M. G., & Loss, A. (2008). Características do solo na restauração de plantios degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. *Ciência Florestal*, 18(2), 193-206. <https://doi.org/10.5902/19805098457>

Nawaz, M.F., Bourrié, G. & Trolard, F. Soil compaction impact and modelling. A review. *Agron. Sustain. Dev.* **33**, 291–309 (2013). <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0071-8>

Nguyen, M. N., Picardal, F., Dultz, S., Dam, T. T., Nguyen, A. V., & Nguyen, K. M. (2017). Silicic acid as a dispersibility enhancer in a Fe-oxide-rich kaolinitic soil clay. *Geoderma*, 286, 8-14.

Oberreich, M., Steinhoff-Knopp, B., Burkhard, B., & Kleemann, J. (2024). The research gap between soil biodiversity and soil-related cultural ecosystem services. *Soil Systems*, 8(3), 97.

Odum, E. P. (1969). The Strategy of Ecosystem Development: An understanding of ecological succession provides a basis for resolving man's conflict with nature. *science*, 164(3877), 262-270. DOI: [10.1126/science.164.3877.262](https://doi.org/10.1126/science.164.3877.262)

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., et al. (2022). *vegan: Community ecology package*. R package version 2.6-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

de Oliveira, A. C., Forti, V. A., & Viani, R. A. (2022). Fertility responses of a native grass: technology supporting native plant production for restoration in Brazil. *Restoration Ecology*, 30(3), e13534.

Pan, L., Luo, Y., Xu, J., & Wan, Q. (2025). Dynamics of soil organic carbon fractions, microbial communities, and carbon cycle functional genes during vegetation restoration in zinc smelting slag sites. *Journal of Environmental Management*, 389, 126206. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.126206>

Prezotti, L. C., & Guarçoni, A. M. (2013). Guia de interpretações de análise de solo e foliar.

Reis, B.N. (2024). Estrutura e diversidade florística em plantios de restauração na floresta atlântica de baixada na APA do Rio São João/mico leão dourado, RJ.

Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Available in: https://ppgern.uenf.br/wp-content/uploads/2024/02/Tese-de-Doutorado-Bianca-Nunes-dos-Reis_Junho_2024.pdf

R Core Team (2024). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Sanchez, P. A. (2019). *Properties and Management of Soils in the Tropics*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/978131680978>

Silva, R. C. D. (2016). *Intemperismo de minerais de um remineralizador* (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).

da Silva, A. P. V., Silva, A. O., de Lima, F. R. D., Benedet, L., de Jesus Franco, A., de Souza, J. K., ... & Carneiro, M. A. C. (2022). Potentially toxic elements in iron mine tailings: Effects of reducing soil pH on available concentrations of toxic elements. *Environmental Research*, 215, 114321. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114321>

Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S., de Moraes Sa, J. C., & Albrecht, A. (2002). Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils-Effects of no-tillage. *Agronomie*, 22(7-8), 755-775. [10.1051/agro:2002043](https://doi.org/10.1051/agro:2002043)

Song, W., Feng, Y., & Wang, Z. (2022). Ecological restoration programs dominate vegetation greening in China. *Science of the Total Environment*, 848, 157729. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157729>.

Sullivan, B. W., Nifong, R. L., Nasto, M. K., Alvarez-Clare, S., Dencker, C. M., Soper, F. M., ... & Cleveland, C. C. (2019). Biogeochemical recuperation of lowland tropical forest during succession. *Ecology*, 100(4), e02641.

Van der Putten, W. H., Bardgett, R. D., Bever, J. D., Bezemer, T. M., Casper, B. B., Fukami, T., ... & Wardle, D. A. (2013). Plant–soil feedbacks: the past, the present and future challenges. *Journal of ecology*, 101(2), 265-276. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12054>.

- Van Der Sande, M. T., Powers, J. S., Kuyper, T. W., Norden, N., Salgado-Negret, B., Silva de Almeida, J., ... & Poorter, L. (2023). Soil resistance and recovery during neotropical forest succession. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 378(1867), 20210074. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0074>
- Viani, R. A., & Reid, J. L. (2025). A global analysis of strengths and weaknesses in our scientific knowledge of tropical forest restoration. *Restoration Ecology*, e70067. <https://doi.org/10.1111/rec.70067>
- Veen, G. F., Fry, E. L., Ten Hooven, F. C., Kardol, P., Morriën, E., & De Long, J. R. (2019). The role of plant litter in driving plant-soil feedbacks. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 168. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00168>
- Veldkamp, E., Schmidt, M., Powers, J. S., & Corre, M. D. (2020). Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(11), 590-605. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0091-5>
- Vitousek, P. M., & Sanford, R. L. (1986). Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual review of Ecology and Systematics*, 137-167.
- Xu, D., Peng, J., Jiang, H., Dong, J., Liu, M., Chen, Y., ... & Meersmans, J. (2024). Incorporating barriers restoration and stepping stones establishment to enhance the connectivity of watershed ecological security patterns. *Applied Geography*, 170, 103347. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2024.103347>
- Zani, C. F., Gowing, J., Abbott, G. D., Taylor, J. A., Lopez-Capel, E., & Cooper, J. (2021). Grazed temporary grass-clover leys in crop rotations can have a positive impact on soil quality under both conventional and organic agricultural systems. *European Journal of Soil Science*, 72(4), 1513-1529. <https://doi.org/10.1111/ejss.13002>
- Zhang, Y., Xu, X., Li, Z., Liu, M., Xu, C., Zhang, R., & Luo, W. (2019). Effects of vegetation restoration on soil quality in degraded karst landscapes of southwest China. *Science of the Total Environment*, 650, 2657-2665. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.372>
- Zhou, G., Lucas-Borja, M. E., Liu, S., Hu, H. W., He, J. Z., Wang, X., ... & Delgado-Baquerizo, M. (2023). Plant and soil biodiversity is essential for

supporting highly multifunctional forests during Mediterranean rewilding. *Functional Ecology*, 37(2), 420-431. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14230>

Zou, X., Krebs, L., Richter, F., Mo, Y., Singh, A. K., Chen, C., ... & Buchmann, N. (2025). Tropical forest restoration promotes soil phosphorus bioavailability in SW China: Processes and predictors. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 381, 109459. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109459>

Zuur, A.F., Ieno, E.N. and Elphick, C.S., 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), pp.3–14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. Disponível em: <https://ggplot2.tidyverse.org>

Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D., François, R., Grolemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T. L., Miller, E., Bache, S. M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D. P., Spinu, V., ... Yutani, H. (2019). *Welcome to the tidyverse*. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>

Yang, Y., Tilman, D., Furey, G. *et al.* Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity. *Nat Commun* **10**, 718 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41467-019-08636-w>

Yu, B., Liu, G. & Liu, Q. Effects of land use changes for ecological restoration on soil moisture on the Chinese Loess Plateau: a meta-analytical approach. *J. For. Res.* **31**, 443–452 (2020). <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0760-0>

CAPÍTULO 5: PRODUÇÃO E APORTE DE NUTRIENTES VIA SERAPILHEIRA EM PLANTIOS RESTAURADORES COM DIFERENTES IDADES

Mariana Alves Faitanin*, Bianca Nunes dos Reis*, Caroline Pessanha, Marcelo Trindade do Nascimento, Carlos Eduardo de Rezende e Dora Maria Villela.

1- Laboratório de Ciências Ambientais, Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

As citações e referências bibliográficas deste capítulo seguem as normas da ABNT.

Produção e aporte de nutrientes via serapilheira em plantios restauradores com diferentes idades

5.1. INTRODUÇÃO

A serapilheira desempenha um papel central no funcionamento dos ecossistemas florestais, constituindo a principal via de retorno de matéria orgânica e nutrientes ao solo e influenciando diretamente processos essenciais, como a ciclagem de nutrientes, a formação de matéria orgânica e a manutenção da fertilidade do solo (Sayer *et al.*, 2020). Resultante da senescência e abscisão de distintos componentes vegetais, a serapilheira acumula-se na superfície do solo, onde é submetida à decomposição mediada por microrganismos e invertebrados detritívoros. Esse processo progressivo de decomposição promove a mineralização e a liberação de nutrientes, contribuindo para a manutenção da fertilidade, para a estabilidade biogeoquímica e para a resiliência funcional dos ecossistemas florestais (Swift, Heal & Anderson, 1979; Sayer, 2006; Brady & Weil, 2016).

Em contextos de restauração ecológica, especialmente em florestas tropicais como a Mata Atlântica, a serapilheira tem sido amplamente utilizada como um indicador funcional do avanço sucessional e da recuperação da estrutura e do funcionamento ecossistêmico (Rodrigues & Gandolfi, 1998; Martins, 2012; Dias *et al.*, 2003). À medida que o tempo de restauração avança, espera-se um aumento tanto na quantidade (produção) quanto na qualidade química do material depositado, refletindo mudanças na composição florística, no acúmulo de biomassa, na diversidade estrutural e na complexidade dos processos ecológicos (Azevedo *et al.*, 2018). Essa dinâmica está diretamente relacionada ao acúmulo de biomassa aérea, ao aumento da diversidade estrutural e funcional da vegetação e à reestruturação dos processos ecológicos que caracterizam sistemas mais maduros (Azevedo *et al.*, 2018). Alterações na proporção das frações funcionais, como folhas, galhos e material reprodutivo, também expressam transformações nos padrões fenológicos, na estrutura do dossel e na maturidade do ecossistema em regeneração (Araujo *et al.*, 2006; Lisboa, 2010; Alonso *et al.*, 2015; Paudel *et al.*, 2015; Azevedo *et al.*, 2018; Matos, 2021).

A produção de serapilheira (massa de material depositado por unidade de área e tempo), sua composição química (teores de C, N e macronutrientes) e seus estoques (quantidade total de cada nutriente por plantio) são controlados por uma combinação de fatores bióticos e abióticos, como idade do plantio, composição e estrutura da vegetação, riqueza e área basal, além de condições climáticas como precipitação e temperatura (Figueiredo Filho *et al.*, 2003; Palace *et al.*, 2012; Bellingham *et al.*, 2013; Lv *et al.*, 2013). Em estágios mais avançados da sucessão, há uma tendência de maior deposição foliar, maior proporção de espécies lenhosas e, conseqüentemente, um aporte mais eficiente de nutrientes ao solo. Paralelamente, a composição química da serapilheira também tende a se modificar ao longo do tempo, com incrementos nos teores de carbono (C), nitrogênio (N) e de outros nutrientes essenciais, como cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e fósforo (P), refletindo uma maior complexidade ecológica e uma vegetação mais funcional (Barbosa., 2000; Moraes *et al.*, 2008).

Apesar da relevância ecológica e do crescente interesse científico, ainda são relativamente escassos os estudos que integram, de forma simultânea, a quantificação da produção de serapilheira, a caracterização química e a estimativa dos estoques de nutrientes em plantios em processo de restauração (Guariguata & Ostertag, 2001; Andrade *et al.*, 2015). Essa lacuna é ainda mais evidente quando se considera a análise separada das frações funcionais ao longo de gradientes temporais de restauração, o que limita a compreensão dos mecanismos ecológicos associados à recuperação da funcionalidade edáfica (Sayer, 2005). A falta dessa integração limita a capacidade de avaliar se os plantios em restauração estão de fato reativando processos-chave, como a ciclagem de nutrientes, e qual a velocidade com que isso ocorre (Mendes *et al.*, 2019).

Assim, compreender como a serapilheira responde ao tempo de restauração é um passo fundamental para avaliar a eficiência dos plantios na recuperação de funções ecológicas essenciais, bem como para orientar estratégias de manejo, monitoramento e tomada de decisão em plantios restaurados da Mata Atlântica.

O objetivo deste trabalho foi avaliar como a idade da restauração florestal influencia o aporte de serapilheira total e por frações, a composição química do

material depositado e os estoques de carbono (C), nitrogênio (N) e nutrientes essenciais (Ca, K, Mg e P), em plantios florestais com diferentes idades.

Partiu-se da hipótese de que plantios florestais mais antigos apresentariam maior produção de serapilheira, maior qualidade nutricional e maiores estoques por plantio, refletindo maior acúmulo de biomassa, maior complexidade funcional e intensificação dos processos ecológicos ao longo do gradiente sucessional.

5.2. MATERIAIS E MÉTODOS

5.2.1. Plantio de estudo e delineamento amostral

Todo o conteúdo referente a plantio de estudo e delineamento amostral da vegetação estão descritos detalhadamente no capítulo II desta tese.

5.2.2. Parâmetros da vegetação

A caracterização da vegetação das áreas foi obtida a partir de dados previamente publicados por Reis (2023), que descreveram a composição florística, aspectos fitossociológicos e o histórico de uso do solo nas mesmas plantios de estudo.

5.2.3. Variáveis ambientais

Os dados das variáveis ambientais foram obtidos por meio do site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Foram baixados dados diários de 2022 referentes ao município de Silva Jardim (RJ), incluindo precipitação mensal (mm), pressão atmosférica (mB), radiação global (kJ/m²), temperatura mínima e máxima (°C) do ar e do orvalho, umidade relativa do ar (%), rajada máxima de vento (m/s) e velocidade máxima do vento (m/s). Posteriormente, esses dados foram agregados em médias mensais para serem utilizados nas análises, permitindo avaliar a influência de fatores climáticos sobre a produção de serapilheira.

5.2.4. Delineamento amostral

A amostragem da produção de serapilheira foi realizada em três parcelas, previamente estabelecidas em cada plantio. Em cada parcela, foram instalados aleatoriamente três coletores de serapilheira, totalizando nove unidades amostrais por plantio. Os coletores tinham dimensões de 70 × 70 cm (0,49 m²) e foram feitos de uma estrutura de madeira com malha de náilon de 1 mm, suspensos a 1 m do solo, conforme metodologia adaptada de Villela et al. (2006).

Os coletores foram instalados na segunda quinzena de janeiro de 2022 e as coletas do material depositado nos coletores foram realizadas duas vezes ao mês durante o período chuvoso e mensalmente nos demais períodos, iniciando em fevereiro do mesmo ano indo até o final de janeiro de 2023. Todo o material coletado foi acondicionado em sacos de papel e levado à estufa com circulação de ar forçada, sendo seco a 60 °C por 24 horas até massa constante.

Após a secagem, as amostras foram triadas manualmente e separadas em quatro frações: (1) folhas; (2) galhos com diâmetro inferior a 2 cm; (3) material reprodutivo (flores e frutos); e (4) fração "resto", composta por fragmentos não identificáveis ou miscelânea de partes vegetais em decomposição, conforme categorias propostas por Proctor (1983) e adaptadas por Villela et al. (2006). Todo material triado foi posteriormente pesado em balança semi-analítica para a obtenção do peso seco em gramas (g) e estimativa da produção de serapilheira.

5.2.5. Análises químicas do material vegetal

A análise química das frações da serapilheira, com exceção da fração "resto", foi realizada com amostras compostas por parcela (n=1/parcela) e agrupadas em intervalos trimestrais (Fev/Mar/Abr; Mai/Jun/Jul; Ago/Set/Out; Nov/Dez/Jan (2023)). Essa estratégia resultou em 36 amostras compostas em cada plantio de estudo. Todo material triado foi triturado em moinho de facas tipo Willey, e armazenadas em micro tubo do "tipo eppendorf" de 5mL para as análises de carbono e nitrogênio, e armazenados em sacos plásticos para as demais análises químicas.

As concentrações de carbono (C) e nitrogênio (N) foram determinados por combustão seca, utilizando um analisador elementar Flash 2000 acoplado a um espectrômetro de massas de razão isotópica estável (IRMS, ThermoFinnigan

Delta V Advantage; Thermo Fisher Scientific, Bremen, Alemanha), operando em modo de fluxo contínuo, com precisão analítica de $\pm 0,1\%$.

Para a quantificação dos nutrientes, subamostras de 0,20 g foram submetidas à digestão úmida em solução composta por ácido sulfúrico concentrado (350 mL), peróxido de hidrogênio a 100 volumes (420 mL), selênio (0,42 g) como catalisador e sulfato de lítio (14 g), conforme metodologia de Allen (1989). Cada lote de digestão incluiu amostras-padrão de folhas de maçã (Standard Reference Material: Apple Leaves, U.S. Department of Commerce, National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD 20899) e réplicas analíticas, com o objetivo de assegurar a rastreabilidade e o controle de qualidade dos dados obtidos. As amostras foram digeridas a 320 °C por um período 16 a 18 horas, posteriormente filtradas, acondicionadas em frascos plásticos e armazenadas sob refrigeração.

As concentrações de potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), foram determinadas por Espectrômetro de Emissão Atômica por Plasma acoplado individualmente (ICP-OES, modelo Varian). Já a concentração total de fósforo (P) foi determinado por espectrofotômetro UV-VIS. A acurácia dos resultados foi avaliada por meio do cálculo dos coeficientes de variação entre réplicas e do percentual de recuperação (superior a 65%) com base no material de referência certificado.

Todas as etapas analíticas, incluindo os procedimentos químicos foram realizadas na Central Analítica do Laboratório de Ciências Ambientais (LCA) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF).

5.2.6. Análise de dados

Os resultados das análises químicas e da massa seca foram obtidos em unidades distintas e, por isso, precisaram ser convertidos e padronizados em função da área amostrada e/ou do intervalo de tempo entre as coletas. Essa relativização permitiu expressar os dados em unidades comparáveis, como por exemplo: gramas por metro quadrado por dia ($\text{g/m}^2/\text{dia}$), g/m^2 para os dados de concentração e quilograma por hectare (kg/ha) para os dados de estoque, assegurando a consistência nas análises posteriores. A taxa de deposição de serapilheira diária ($\text{g.m}^2.\text{d}$) total e por fração foram estimadas com base nos

valores padronizados pela área do coletor (0,5 m²) e pelo intervalo de tempo entre as coletas (em dia), utilizando a fórmula:

Taxa de deposição diária = massa seca (g)/(área do coletor × número de dias).

Para identificar padrões sazonais e avaliar a variabilidade da deposição ao longo do período de amostragem, foram elaborados gráficos de barras mensais utilizando o pacote ggplot2 no software R (R Core Team, 2024). Para a produção total e para cada fração da serapilheira, foram calculadas a média e o desvio padrão da produção por mês, considerando os valores médios entre parcelas. Além da variação temporal, também foram construídos gráficos para comparar a produção entre as diferentes idades do plantio, possibilitando a visualização de possíveis tendências ao longo do gradiente sucessional.

Antes da modelagem estatística, os pressupostos de normalidade dos resíduos e homogeneidade das variâncias (homocedasticidade) foram avaliados por meio da inspeção visual de gráficos diagnósticos, como histogramas e gráficos Q-Q (quantil-quantil). Quando observada assimetria na distribuição dos resíduos ou padrões indicativos de heterocedasticidade, aplicou-se a transformação de Box-Cox, com o objetivo de identificar a transformação mais adequada para atender às premissas dos modelos lineares.

As variáveis preditoras apresentavam ordens de magnitude muito distintas e, por esse motivo, foram padronizadas para a escala Z (z-score) utilizando a função *scale* do R. Essa padronização foi realizada para tornar as magnitudes das variáveis comparáveis, reduzindo a influência de diferenças de escala na modelagem estatística. A transformação para a escala Z consiste em subtrair a média ($\bar{x}$) de cada variável de seus respectivos valores (x_i) e dividir esse resultado pelo desvio padrão (sd) da mesma variável, conforme a fórmula: $z - score = x_i - \bar{x} / sd$.

A presença de multicolinearidade entre as variáveis preditoras foi avaliada por meio do Fator de Inflação da Variância (VIF), adotando-se o critério de $VIF < 5$ como indicativo de ausência de colinearidade severa e, portanto, adequação para inclusão nos modelos (Zuur *et al.*, 2010). As análises foram conduzidas com o auxílio dos pacotes *car* (Fox & Weisberg, 2019), *lme4* (Bates *et al.*, 2015), *MuMIn* (Barton, 2023) e *vegan* (Oksanen *et al.*, 2022).

Modelos lineares mistos (LMM) foram utilizados para avaliar as variações na produção total, fração, concentração e estoque dos nutrientes em função das

variáveis das variáveis preditoras (riqueza e abundância de espécies arbóreas, área basal, idade do plantio, atributos edáficos do solo e mês) considerando estrutura hierárquica com coletores aninhados dentro de parcelas como efeito aleatório ((1 | parcela/coletor)).

As análises foram conduzidas com o auxílio dos pacotes *lme4* (Bates et al., 2015) e *lmerTest* (Kuznetsova et al., 2017). A seleção dos modelos foi baseada no critério de Akaike (AICc), com auxílio da função *dredge* do pacote MuMIn (Barton, 2023). Modelos com os menores valores de AICc foram considerados os mais adequados (Tabela 9 e 10).

A comparação entre os modelos lineares indicou que a produção de serapilheira foi mais bem explicada pelo modelo que incluiu os efeitos principais de idade do plantio e campanha de coleta, além da interação entre essas duas variáveis. Esse modelo apresentou o menor valor de AICc e maior R^2 marginal e condicional (Figura 26 - Anexo). A princípio, os modelos incluíram termos de efeito aleatório para parcela e para coletor, com este último aninhado dentro da parcela ((1 | parcela/coletor)), de modo a representar a dependência entre observações repetidas na mesma unidade amostral e evitar a pseudoreplicação.

No entanto, a estimativa de variância associada ao intercepto aleatório de parcela foi próxima de zero ($1,6 \times 10^{-11}$) e desvio padrão de $4,001 \times 10^{-6}$. Em contrapartida, a estimativa de variância do intercepto coletor:parcela foi de $4,346 \times 10^{-2}$ e desvio padrão de $2,085 \times 10^{-1}$, ou seja, valor do intercepto coletor:parcela foi menor que a variância associada ao intercepto parcela/coletor, indicando que a maior parte da variação aleatória ocorre no coletor e não nas parcelas.

A exclusão do termo “parcela” como variável aleatória resultou na redução sutil dos valores de AIC, passando de 996,06 para 994,06, sem que haja prejuízo na interpretação dos efeitos fixos. Essa abordagem respeita a estrutura de agrupamento dos dados e evita pseudoreplicação, visto que as observações dentro do mesmo coletor não são tratadas como independentes. A decisão está em consonância com diretrizes metodológicas que recomendam a remoção de termos aleatórios cuja variância estimada seja desprezível ou cuja inclusão comprometa a estabilidade do modelo (Zuur et al., 2009; Harrison et al., 2018).

5.3. RESULTADOS

5.3.1. Produção mensal da serapilheira

A produção total anual de serapilheira variou significativamente entre os plantios ($F= 11,04$; $p<0,001$, LMM), entre as frações ($F=221,7$; $p<0,001$, LMM) e entre a relação plantio x fração ($F= 3,4$; $p<0,001$, LMM). No geral, a produção variou entre $5,9 \pm 2,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ (7 anos) e $15,5 \pm 0,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ (13 anos) (Tabela 1).

Tabela 1 - Produção anual de serapilheira (Mg ha^{-1}) nas diferentes frações (folha, galho, material reprodutivo e resto) em uma cronosequência de sete plantios em restauração florestal. O valor total é referente a soma dos dados brutos das frações. Letras diferentes na mesma coluna indicam diferenças estatisticamente significativas entre as idades do plantio ($p < 0,05$), conforme comparações pós-hoc ajustadas de Tukey.

Idade	Plantio	Folha (Mg ha^{-1})	Galho (Mg ha^{-1})	Material reprodutivo (Mg ha^{-1})	Resto (Mg ha^{-1})	Total (Mg ha^{-1})
7	FNZ	$6,7 \pm 1,0^{bc}$	$1,1 \pm 0,7^a$	$0,4 \pm 0,3^a$	$0,5 \pm 0,2^a$	$8,7 \pm 0,9^{abc}$
7	FSJ	$4,0 \pm 1,1^a$	$0,6 \pm 0,5^a$	$0,9 \pm 0,9^a$	$0,4 \pm 0,2^a$	$5,9 \pm 2,1^a$
8	FBB	$4,9 \pm 1,5^{ab}$	$1,4 \pm 0,1^a$	$0,7 \pm 0,4^a$	$0,4 \pm 0,2^a$	$7,4 \pm 2,2^{ab}$
12	AFE	$6,9 \pm 0,5^{bc}$	$1,7 \pm 0,6^a$	$1,6 \pm 0,2^a$	$0,7 \pm 0,3^a$	$11,0 \pm 1,3^{bcd}$
12	REN	$7,5 \pm 0,6^c$	$2,0 \pm 1,3^a$	$1,4 \pm 1,0^a$	$0,7 \pm 0,3^a$	$11,7 \pm 1,7^{cd}$
13	ESJ	$10,6 \pm 1,8^d$	$2,4 \pm 1,0^a$	$1,4 \pm 0,2^a$	$1,1 \pm 0,5^a$	$15,5 \pm 0,6^d$
17	VEND	$8,4 \pm 2,6^{cd}$	$2,4 \pm 1,7^a$	$0,9 \pm 0,9^a$	$1,3 \pm 0,6^a$	$13,0 \pm 5,5^{cd}$

A fração foliar apresentou os maiores valores médios de produção anual, sendo mais de 60% do total de serapilheira produzida em cada plantio, além de apresentar um aumento significativo ($F= 10,0$; $p<0,001$, LMM), com o avançar do tempo de restauração (Tabela 1), onde os plantios mais jovens, com 7 e 8 anos, apresentaram uma menor produção foliar, variando entre $4,0 \pm 1,1$ e $4,9 \pm 1,5 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente, diferindo estatisticamente dos plantios de 12 (REN), 13 e 17 anos. No entanto, um dos plantios com 7 anos (FNZ) apresentou uma queda foliar semelhante aos plantios de 12 anos.

A deposição de galhos apresentou valores médios que variaram de $0,6 \pm 0,5$ a $2,4 \pm 1,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Tabela 1). Os valores mais elevados foram observadas nos plantios mais antigas. A queda da fração reprodutiva oscilou entre os plantios, mas sem apresentar diferenças significativas ($F= 2,2$; $p=0,1$, LMM). De forma geral, a fração resto apresentou baixos valores médios de produção em os plantios, variando de $0,4 \pm 0,2$ a $1,3 \pm 0,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Tabela 1).

De modo geral, a produção de serapilheira variou significativamente ($F=5,3$; $p<0,05$, LMM) entre os meses do ano, com picos de deposição no final da estação chuvosa (fevereiro e março de 2022) e em agosto de 2022 (Figura 1).

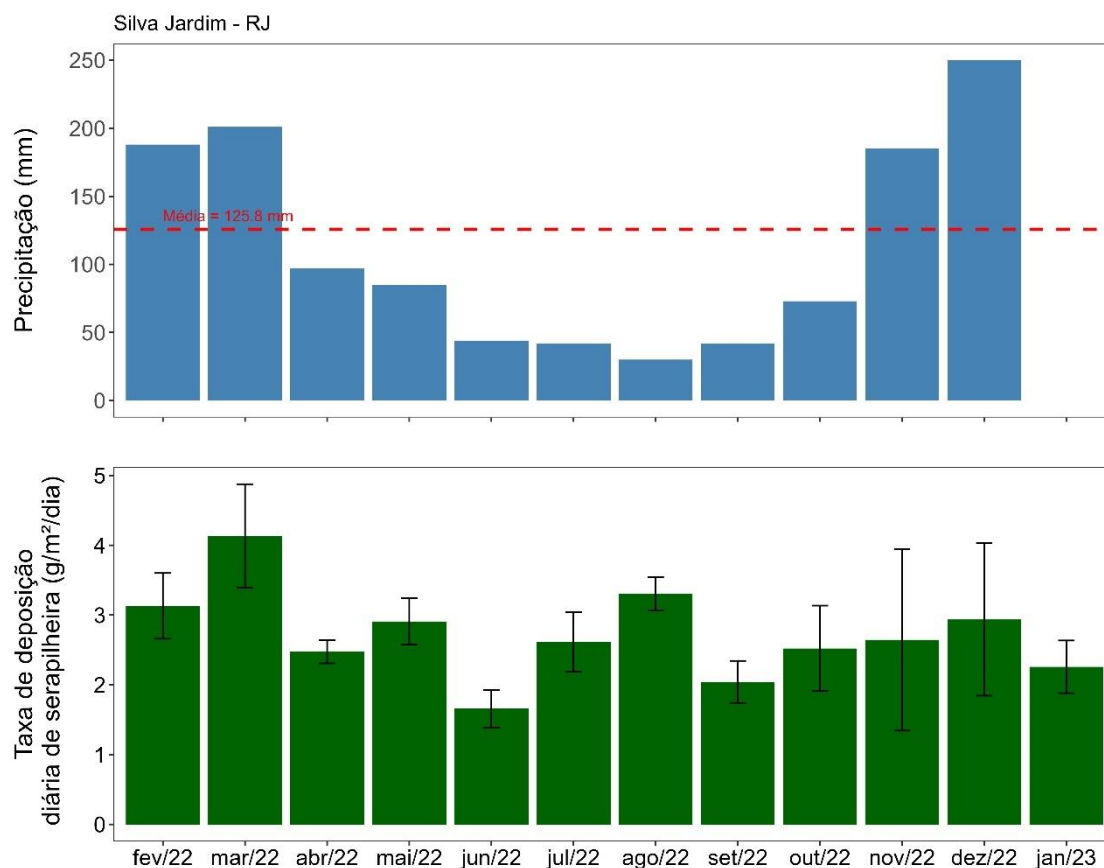


Figura 1 - Variação temporal de precipitação e produção de serapilheira total média dos plantios. (A) Precipitação mensal (mm) ao longo de fev/22 a jan/23. A linha tracejada representa a precipitação média do período (125,8 mm). (B) Taxa diária de deposição de serapilheira ($\text{g/m}^2/\text{dia}$ ou $\text{g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) no mesmo intervalo, com valores médios mensais e barras de erro indicando o erro-padrão.

Ao longo das 16 amostragens periódicas, a produção média de serapilheira da fração foliar (Figura 2) apresentou diferença significativa entre os plantios ($F=21,6$; $p<0,001$, LMM), entre as amostragens de coleta ($F=20,1$; $p<0,001$, LMM) e entre a interação plantio x amostragem ($F=4,9$; $p<0,001$, LMM). A queda da fração foliar variou em média entre $0,7 \pm 0,1$ e $7,7 \pm 0,6 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$, com maiores médias nos meses de fevereiro ($3,9 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$), março ($5,4 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) e abril ($3,7 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) de 2022. No geral, os plantios jovens (FNZ com 7 anos, entre $1,4$ e $5,6 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$; FBB com 8 anos, entre $0,9$ e $3,8 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) apresentaram uma menor queda foliar anual quando comparado com os plantios com 13 (entre $1,7$ e $7,1 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) e 17 (entre $1,5$ e $5,9 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) anos.

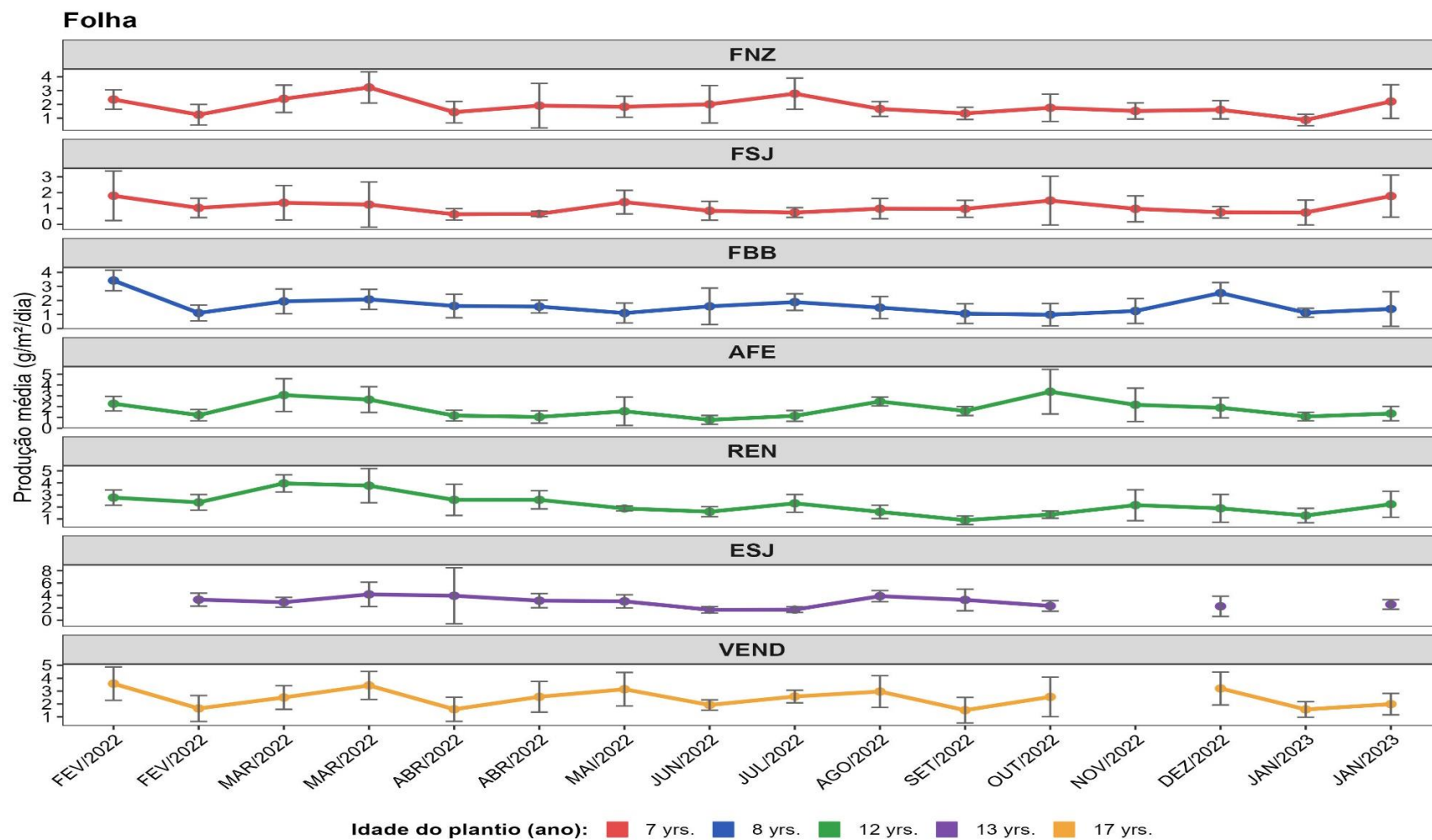


Figura 2 - Variação mensal da produção média de serapilheira foliar ($\text{g/m}^2/\text{dia}$ ou $\text{g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) ao longo das 16 amostragens (fevereiro de 2022 a janeiro de 2023) em plantios em restauração florestal com diferentes idades (7, 8, 12, 13 e 17 anos).

A produção média de serapilheira da fração galho (Figura 3) apresentou baixa diferença significativa entre os plantios ($F= 1,9$; $p<0,01$, LMM). Porém ao comparar a queda de galho entre as amostragens ($F= 3,6$; $p<0,001$, LMM) e entre a interação plantio x amostragem ($F= 1,9$; $p<0,001$, LMM) as diferenças foram significativas. A queda da fração galho variou em média entre $0,1 \pm 0,03$ e $2,7 \pm 0,9 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$.

A queda do material reprodutivo (Figura 4) apresentou diferença significativa entre os plantios ($F= 2,4$; $p<0,05$, LMM), entre as amostragens ($F= 2,3$; $p<0,01$, LMM) e entre a interação plantio x amostragem ($F= 1,9$; $p<0,001$, LMM). No entanto, não observamos relação direta ($p<0,05$) da queda de material reprodutivo com a idade dos plantios. No geral, os plantios com 7, 12 e 17 anos demonstraram um claro padrão sazonal, com picos de produção nos meses de fevereiro ($2,4 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) e março ($2,9 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$), e de julho ($0,8 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) a janeiro ($0,8 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) de 2023, enquanto os plantios de 8 ($0,05$ a $1,5 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) e 13 ($0,2$ a $1,1 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) anos a queda de flores e frutos foram mais estáveis durante o ano.

A fração resto apresentou diferença significativa entre os plantios ($F= 6,5$; $p<0,001$, LMM), entre as campanhas de coleta ($F= 9,0$; $p<0,001$, LMM) e entre a interação plantio x campanha de coleta ($F= 1,4$; $p<0,05$, LMM). Os valores foram os menores encontrados entre as frações, variando de $0,37$ e $0,7 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$ (Figura 5). Diferente das demais frações, a fração resto apresentou oscilações mais perceptíveis, principalmente nos plantios com 7, 8 e 12 anos onde apresentaram um aumento acentuado em novembro de 2022 a janeiro de 2023.

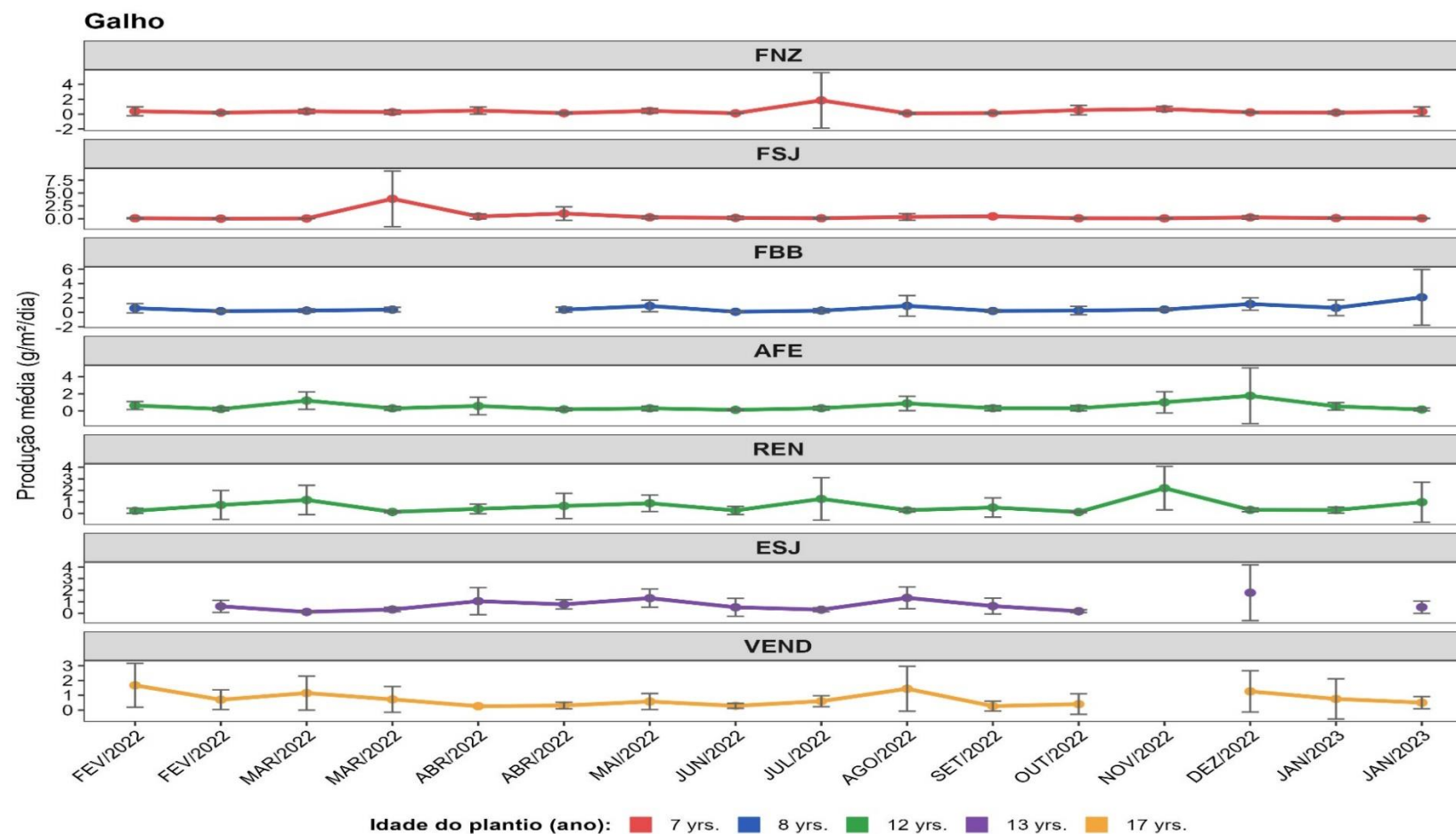


Figura 3 - Variação mensal da produção média de serapilheira referente a fração galho ($\text{g/m}^2/\text{dia}$ ou $\text{g m}^2 \text{ dia}^{-1}$) ao longo das 16 campanhas (fevereiro de 2022 a janeiro de 2023) em plantios em restauração florestal com diferentes idades (7, 8, 12, 13 e 17 anos).

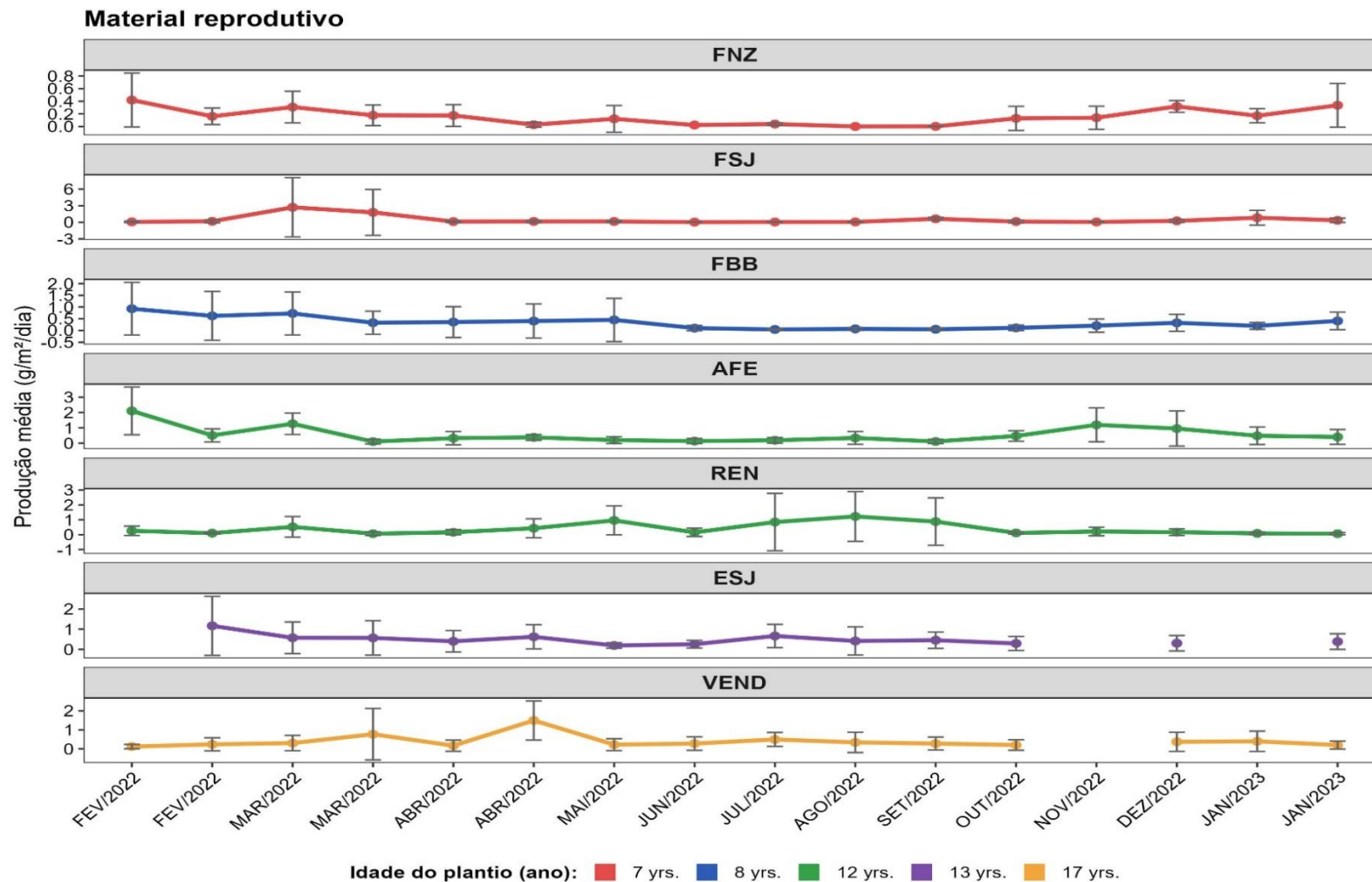


Figura 4 - Variação mensal da produção média de serapilheira referente a fração reprodutiva ($\text{g/m}^2/\text{dia}$ ou $\text{g m}^2 \text{dia}^{-1}$) ao longo das 16 campanhas (fevereiro de 2022 a janeiro de 2023) em plantios em restauração florestal com diferentes idades (7, 8, 12, 13 e 17 anos).

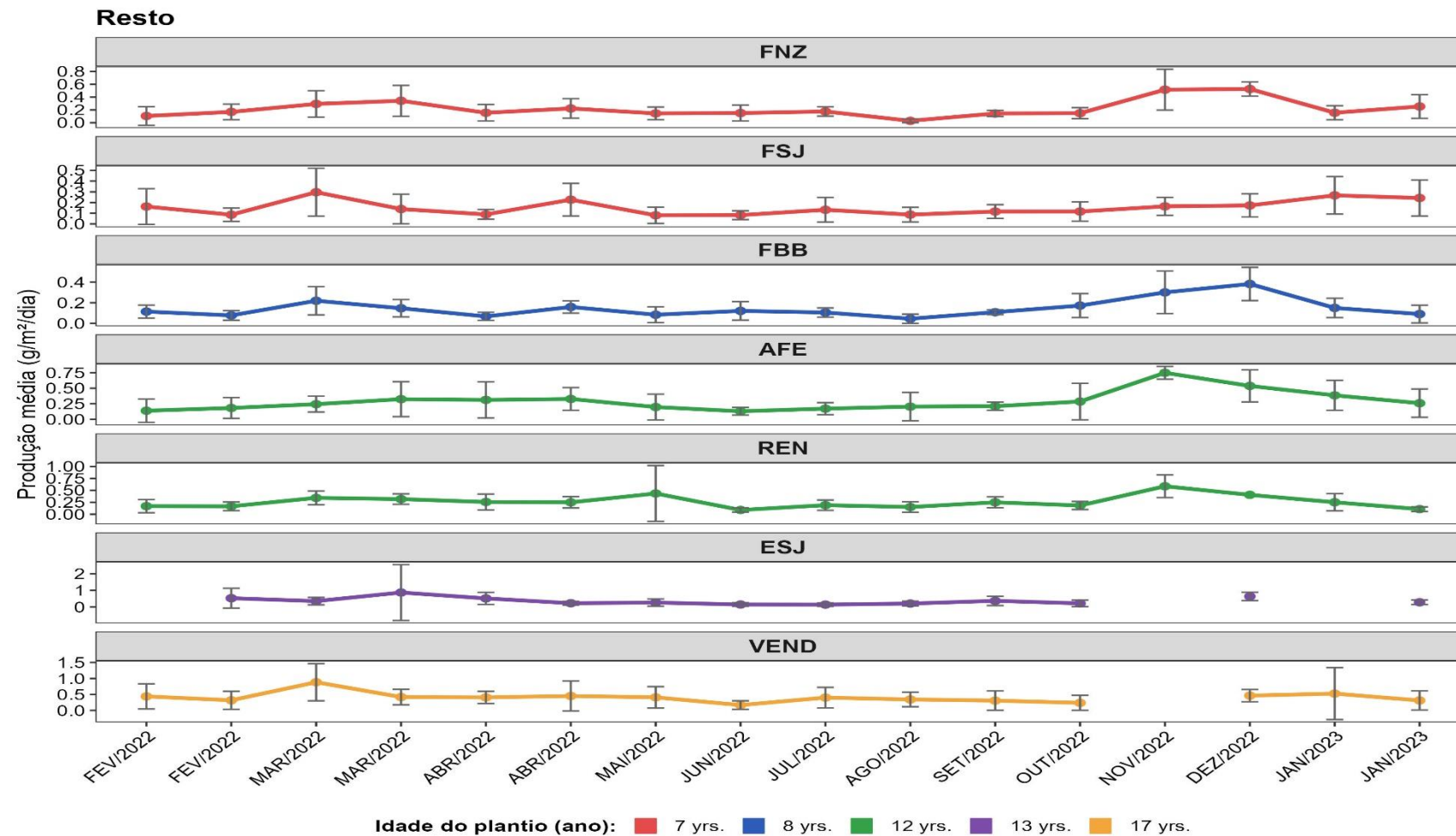


Figura 5 - Variação mensal da produção média de serapilheira referente a fração resto ($\text{g/m}^2/\text{dia}$ ou $\text{g m}^2 \text{dia}^{-1}$) ao longo das 16 campanhas (fevereiro de 2022 a janeiro de 2023) em plantios em restauração florestal com diferentes idades (7, 8, 12, 13 e 17 anos).

5.3.2. Influência das variáveis ambientais e estrutura da comunidade na produção de serapilheira

Antes da aplicação modelagem dos modelos mistos, foi avaliada a colinearidade entre as variáveis ambientais por meio do fator de inflação da variância (VIF) e do teste de correlação (Figura 27- anexo). As variáveis temperatura mínima, temperatura do bulbo seco e velocidade do vento apresentaram alta correlação ($> 0,9$) e alta colinearidade entre si e por isso foram excluídos do modelo. Para o modelo final, optou-se por manter apenas uma variável representativa de cada componente climático: temperatura máximo como indicador térmico, rajada máxima do vento como um indicador da força do vento, e precipitação média mensal.

A produção de serapilheira respondeu de forma distinta às variáveis climáticas ao longo do gradiente da sucessão florestal. De maneira geral, observou-se um aumento na produção total da serapilheira com o aumento da precipitação nos plantios 8 e 13 anos, enquanto nas demais plantios apresentou uma relação oposta (Figura 6). No modo geral, a fração foliar apresentou um padrão semelhante ao da produção total, mas em menores magnitudes. A queda das frações galho e material reprodutivo responderam positivamente à precipitação nos plantios 8, 13 e 17 anos. Essa fração teve menor contribuição para o total, mas refletiu uma resposta direta às chuvas, indicando estímulo reprodutivo com a umidade. Esse padrão pode estar associado ao desenvolvimento da estrutura arbórea ao longo da sucessão, resultando em maior queda de galhos em períodos úmidos, possivelmente devido à senescência ou à maior carga foliar.

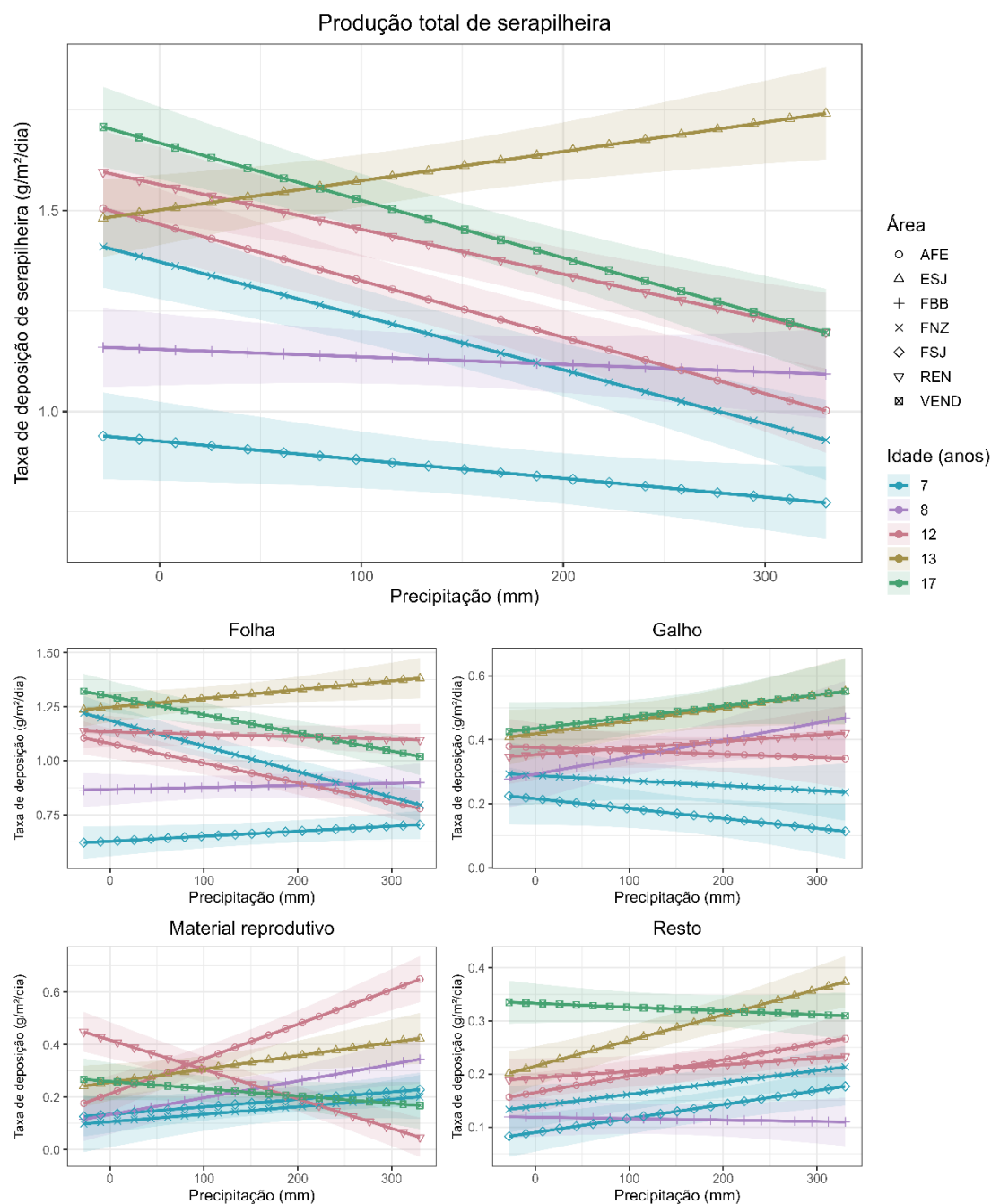


Figura 6 - Relação entre a precipitação média mensal (mm) e da taxa de deposição de serapilheira (g/m²/dia) nos plantios em restauração florestal com plantios com diferentes idades.

Em relação à temperatura máxima, a produção total de serapilheira apresentou uma relação positiva em todos os plantios (Figura 7). O aumento da taxa de deposição da serapilheira esteve associado a maiores temperaturas, especialmente nos plantios mais antigos. Ao analisar separadamente as frações da serapilheira, observou-se que as frações folha e resto seguiram tendência semelhante à da produção total, com aumento gradual à medida que a temperatura máxima se elevava. A fração galho, por sua vez, apresentou maior

variação entre as idades, com destaque para o plantio de 13 anos, no qual a deposição de galhos apresentou tendência negativa com o aumento da temperatura. Já a fração material reprodutiva também mostrou incremento claro com a temperatura máxima, sobretudo nos plantios mais jovens (7 e 8 anos), sugerindo que o calor pode estimular a senescência ou a queda de estruturas reprodutivas.

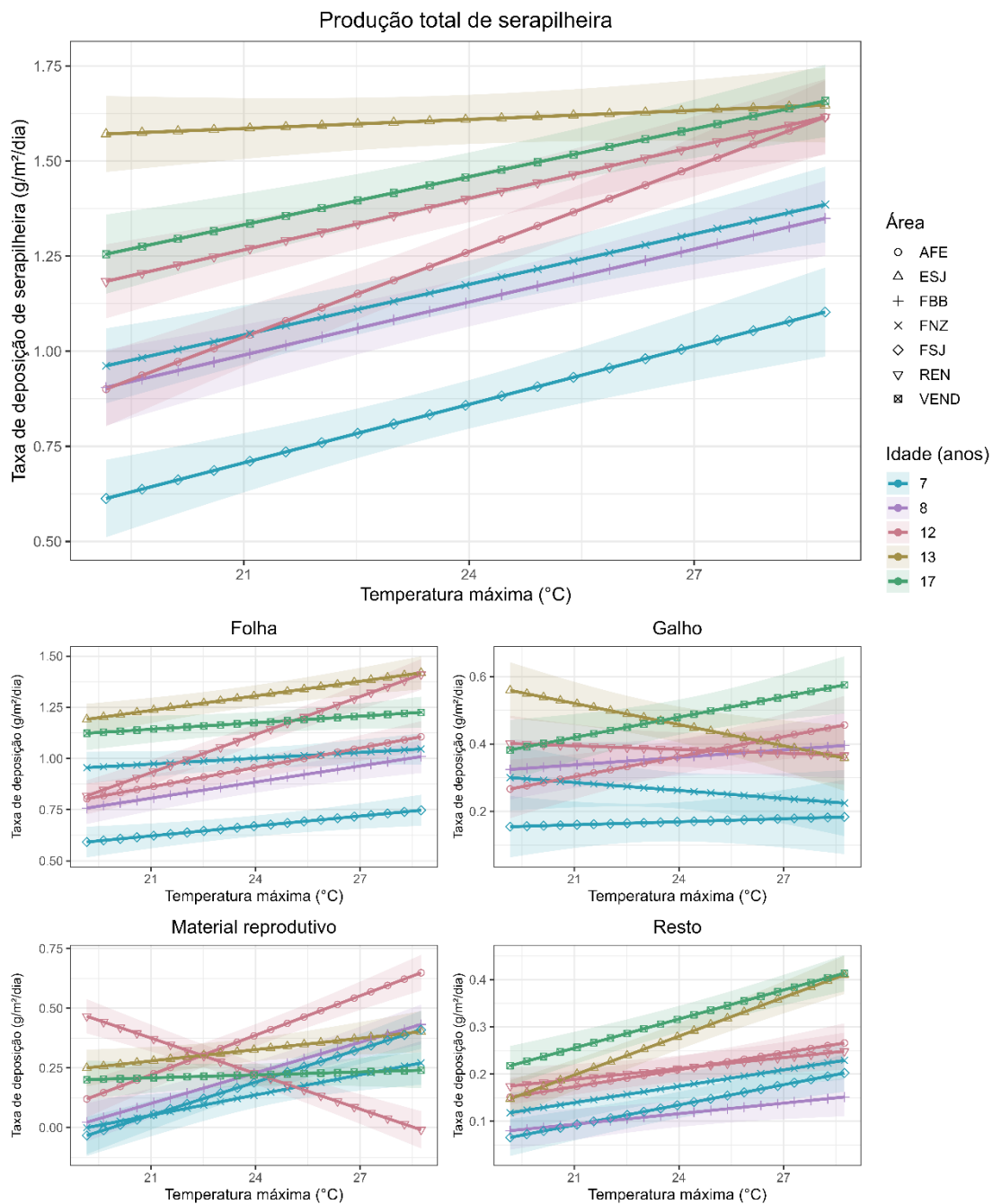


Figura 7 - Relação entre a temperatura máxima (°C) e da taxa de deposição de serapilheira (g/m²/dia) nos plantios em restauração florestal com plantios com diferentes idades.

A rajada máxima de vento apresentou efeitos variáveis entre as idades do plantio, com tendência negativa nos plantios mais jovens e neutra ou levemente positiva nos mais antigos. A produção total de serapilheira aumentou significativamente com a intensificação da velocidade do vento, sobretudo nos plantios com mais de 12 anos (Figura 8), enquanto os plantios mais jovens mostraram tendência oposta, indicando menor sensibilidade a variações no regime de vento.

A análise por fração revelou padrões distintos. Em todas as idades, as frações folha, galho e resto apresentaram aumento na produção com o incremento das rajadas de vento. O efeito foi particularmente expressivo nas frações galho e resto, que exibiram uma relação positiva consistente em quase todas as idades avaliadas. Por outro lado, a fração material reprodutiva apresentou respostas divergentes: enquanto os plantios de 7, 12 e 17 anos mostraram aumento na deposição com o vento, os plantios de 8 e 13 anos apresentaram redução. Essa heterogeneidade pode estar associada a diferentes estágios fenológicos ou à variação na arquitetura da copa entre os plantios.

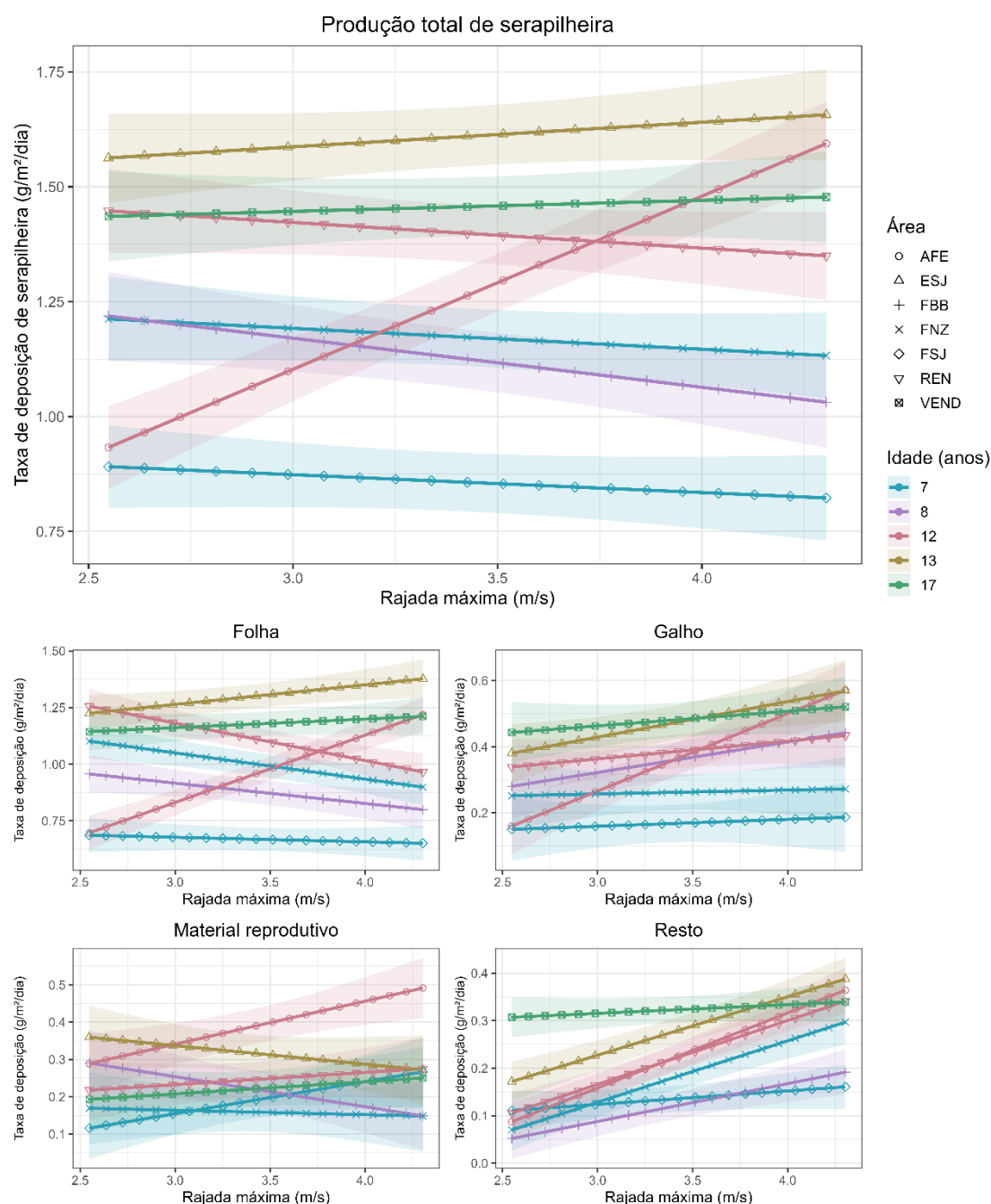


Figura 8 - Relação entre a velocidade do vento (rajada máxima de vento) (Km/h) e da taxa de deposição de serapilheira ($\text{g/m}^2/\text{dia}$) nos plantios em restauração florestal com plantios com diferentes idades).

A RDA revelou padrões consistentes entre as frações da serapilheira em relação às variáveis ambientais e edáficas. Os dois eixos canônicos principais juntos explicaram 31,5% da variabilidade total dos dados (Figura 9). O eixo RDA1 capturou principalmente aspectos físicos do solo e estrutural da comunidade vegetal, associados à idade do plantio ($r = 0,39$), área basal ($r = 0,18$) e densidade

aparente do solo ($r = -0,31$), refletindo o aumento progressivo da produção de serapilheira com o avanço da restauração. Já o eixo RDA2 apresentou correlações mais fracas com a velocidade do vento (rajada de vento; $r = -0,099$) e riqueza de espécies ($r = -0,12$).

A Figura 10 representa a associação entre as variáveis ambientais e as frações de serapilheira, com base nos resultados da RDA. A idade do plantio apresentou associação positiva, forte e significativa com todas as frações (representado pelos maiores círculos vermelhos), corroborando os dados de produção total (Figura 1), que indicam o aumento progressivo de deposição de serapilheira vegetal ao longo da sucessão. Por outro lado, a densidade aparente do solo apresentou correlação negativa e significativa (representado pelos maiores círculos azuis) com a produção de serapilheira para todas as frações.

As variáveis área basal e riqueza de espécies apresentaram correlação forte (magnitude vetorial de 0,5), positiva e significativa com a produção de serapilheira em todas as frações (Figura 9 e Figura 10). Por outro lado, a biomassa acima do solo apresentou uma relação totalmente oposta, com correlação negativa e de baixa magnitude vetorial.

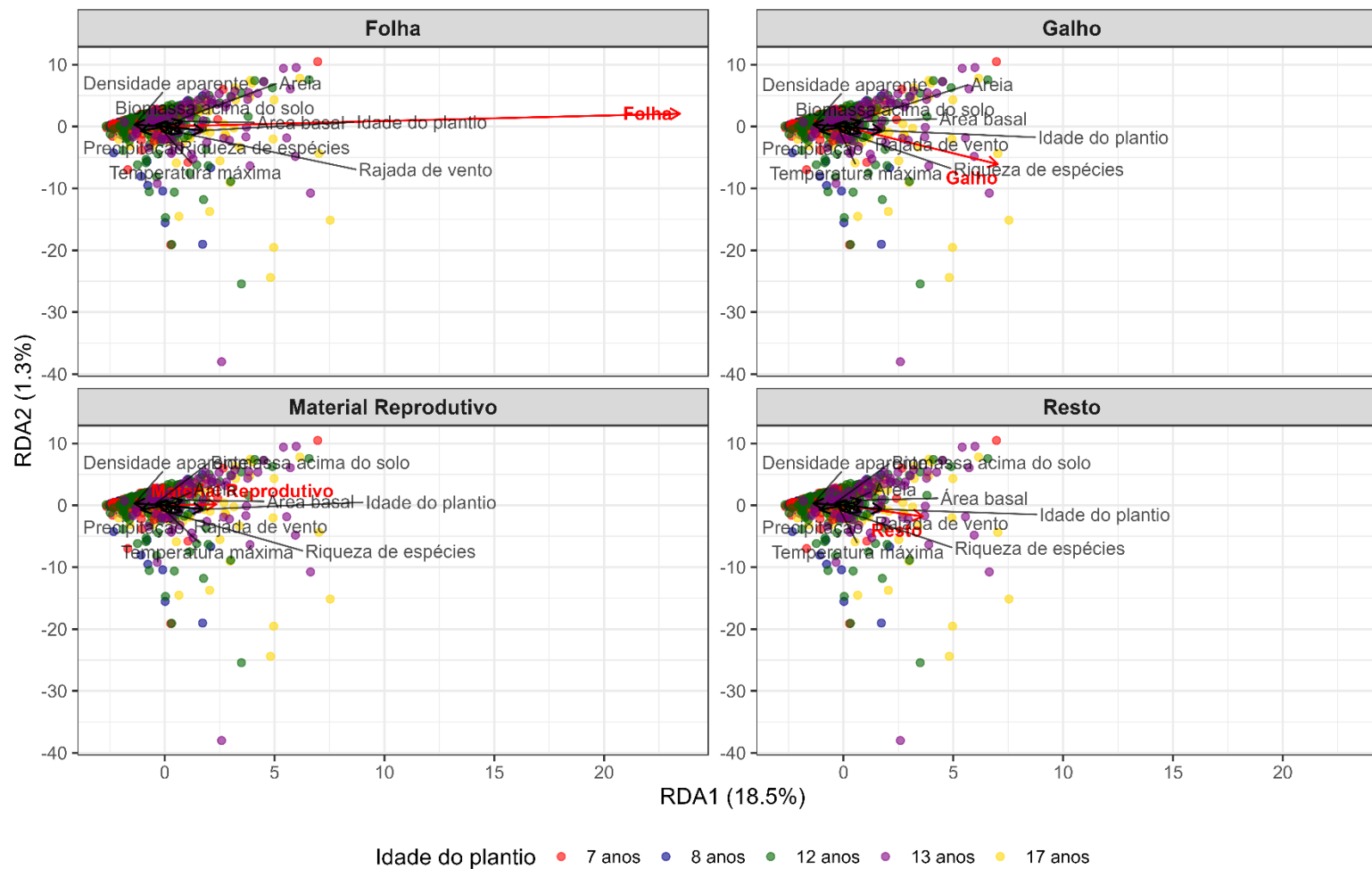


Figura 9 - Análise de redundância (RDA) relacionando variáveis ambientais e estruturais (setas cinzas) com a produção de serapilheira por fração: Folha, Galho, Material Reprodutivo e Resto. As cores dos pontos indicam a idade do plantio.

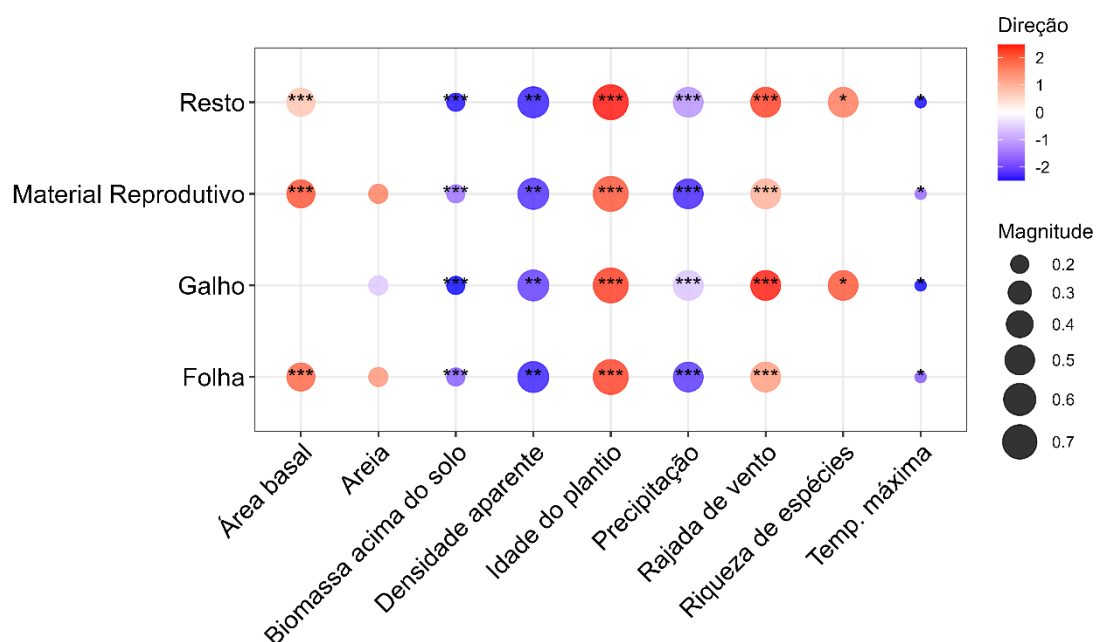


Figura 10 - Matriz de correlação padronizada entre variáveis explicativas (eixo X) e a produção de serapilheira por fração (eixo Y) referente aos dois eixos da RDA. A direção (vermelho = positiva; azul = negativa) e a intensidade da correlação são representadas pela cor e tamanho do ponto, respectivamente. Asteriscos indicam o nível de significância (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

5.3.3. Variação espacial da concentração de nutrientes

Os resultados referentes às concentrações de nutrientes (C, N, P, Ca, K e Mg) na serapilheira produzida serão apresentados neste tópico da seção. As análises foram organizadas por frações da serapilheira (folha, galho e material reprodutivo), período de coleta (quatro trimestres) por plantio coletada, permitindo avaliar padrões de acúmulo de nutrientes ao longo de um ano de coleta. A comparação entre os plantios busca identificar possíveis tendências relacionadas ao tempo de desenvolvimento da vegetação e à ciclagem de nutrientes dos elementos na serapilheira produzida.

As concentrações de N, P, Ca, K e Mg, apresentaram diferença significativa entre os plantios (exceto para C), entre as frações e entre a interação plantio x fração (exceto para N e Ca) (Tabela 2). No entanto, não observamos uma relação significativa entre as concentrações dos nutrientes e a idade do plantio. No geral, os plantios com 13 e 17 anos apresentaram valores menores e/ou semelhantes aos plantios com 7 e 8 anos (Tabela 3).

Tabela 2 - A tabela apresenta os resultados de uma Análise de Variância (ANOVA) realizada sobre os efeitos fixos de um Modelo Linear Misto (LMM) para avaliar a variação da concentração de seis nutrientes da serapilheira.

Nutriente	Efeito fixo	F value	P value
Carbono	Plantio	2,1	0,1
	Fração	9,5	<0,001
	Plantio x fração	3,6	<0,001
Nitrogênio	Plantio	4,1	0,05
	Fração	193,8	<0,001
	Plantio x fração	1,4	0,2
Fósforo	Plantio	3,5	<0,05
	Fração	128,0	<0,001
	Plantio x fração	5,2	<0,001
Cálcio	Plantio	2,7	<0,05
	Fração	9,2	<0,001
	Plantio x fração	0,7	0,8
Potássio	Plantio	3,2	<0,05
	Fração	34,5	<0,001
	Plantio x fração	3,6	<0,001
Magnésio	Plantio	7,0	<0,01
	Fração	40,3	<0,001
	Plantio x fração	2,3	<0,5

Os valores da concentração de C da fração foliar variaram significativamente entre $408,4 \pm 56,1$ a $447,7 \pm 7,6$ g kg⁻¹, para galho $433,8 \pm 7,2$ a $442,6 \pm 26,0$ g kg⁻¹ e de $426,2 \pm 32,6$ a $457,9 \pm 9,5$ g kg⁻¹ para material reprodutivo (Tabela 2). Já a concentração de N, foi observado padrões distintos entre as frações da serapilheira. A fração galho (variação de $11,8 \pm 1,5$ e $15,8 \pm 4,0$ g kg⁻¹) apresentou as menores concentrações de N, seguido da fração foliar (variação de $18,4 \pm 2,4$ e $23,2 \pm 2,6$ g kg⁻¹) e material reprodutivo (variação de $21,6 \pm 1,7$ e $27,5 \pm 5,5$ g kg⁻¹). Embora não tenha sido observada relação significativa entre a idade do plantio e/ou a tempo de coleta, os plantios com 7 anos de idade destacaram-se por apresentar maiores concentrações de nitrogênio em todas as frações.

A concentração de P na serapilheira apresentou variações significativas entre os plantios e entre as frações (Tabela 2). As concentrações variaram entre $0,7 \pm 0,1$ a $1,0 \pm 0,2$ g kg⁻¹ na fração folha, $0,4 \pm 0,1$ a $0,8 \pm 0,3$ g kg⁻¹ na fração galho e $1,0 \pm 0,5$ a $2,3 \pm 1,3$ g kg⁻¹ na fração reprodutiva. As concentrações observadas nas frações foliar e reprodutiva foram semelhantes nos plantios de 7 e 17 anos. Por outro lado, na fração galho, os plantios com 7 anos apresentaram concentrações mais elevadas em comparação aos plantios mais maduros (Tabela 3).

A concentração de Ca na serapilheira total foi de 4,0 g kg⁻¹, com os maiores valores registrados na fração folha (média de $14,3 \pm 7,4$ g kg⁻¹), seguida pelas frações galho ($13,2 \pm 7,7$ g kg⁻¹) e material reprodutivo ($9,4 \pm 7,4$ g kg⁻¹) (Tabela 3). De modo geral, observou-se que os plantios mais jovens (7 e 8 anos) apresentaram concentrações de Ca mais elevadas em comparação com os plantios de 17 anos.

A concentração de K na serapilheira apresentou variações significativas entre os plantios e entre as frações (Tabela 2). As concentrações variaram entre $2,4 \pm 1,1$ a $7,7 \pm 4,1$ g kg⁻¹ na fração folha, $2,1 \pm 1,1$ a $5,5 \pm 2,6$ g kg⁻¹ na fração galho e $5,1 \pm 2,2$ a $16,2 \pm 13,0$ g kg⁻¹ na fração reprodutiva. As concentrações observadas nos plantios mais maduros foram maiores do que nos plantios de 7 anos (Tabela 3).

Os resultados das concentrações de Mg revelaram uma variação notável entre frações. A maior concentração média foi observada na fração foliar, com $2,6 \pm 0,9$ g kg⁻¹ (Tabela 3). Em contraste, a fração galho apresentou o teor médio mais baixo, registrando média de $1,8 \pm 0,6$ g kg⁻¹, enquanto a fração reprodutiva demonstrou uma concentração intermediária de $2,1 \pm 0,8$ g kg⁻¹. Além disso, a fração foliar exibiu a maior variabilidade nas medições individuais (maior desvio padrão), indicando uma maior heterogeneidade na distribuição do Mg em comparação com os demais grupos.

Tabela 3 - Concentração (g/kg) média ($\pm$ desvio padrão) de carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P), cálcio (Ca), potássio (K) e magnésio (Mg) nas frações de serapilheira (folha, galho e material reprodutivo) em diferentes idades de plantio em plantios de restauração florestal.

Plantio	Idade do plantio	Fração	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	Ca (g/kg)	K (g/kg)	Mg (g/kg)
FSJ	7	Folha	443,3 $\pm$ 9,1	23,2 $\pm$ 2,6	1,0 $\pm$ 0,2	17,5 $\pm$ 9,0	5,3 $\pm$ 1,4	2,5 $\pm$ 0,7
FNZ	7		430,0 $\pm$ 17,0	21,3 $\pm$ 2,8	0,8 $\pm$ 0,2	12,2 $\pm$ 6,6	4,0 $\pm$ 3,1	2,9 $\pm$ 0,6
FBB	8		408,4 $\pm$ 56,1	18,4 $\pm$ 2,4	0,7 $\pm$ 0,1	16,1 $\pm$ 7,8	4,4 $\pm$ 2,6	2,7 $\pm$ 0,5
AFE	12		433,7 $\pm$ 13,2	23,2 $\pm$ 2,5	0,7 $\pm$ 0,1	14,1 $\pm$ 8,6	2,8 $\pm$ 1,0	2,5 $\pm$ 0,5
REN	12		447,7 $\pm$ 7,6	20,1 $\pm$ 1,4	0,7 $\pm$ 0,1	13,4 $\pm$ 6,8	2,4 $\pm$ 1,1	1,9 $\pm$ 0,3
ESJ	13		439,4 $\pm$ 9,0	20,4 $\pm$ 1,7	0,7 $\pm$ 0,1	13,8 $\pm$ 5,8	3,8 $\pm$ 1,6	2,0 $\pm$ 0,5
VEND	17		446,0 $\pm$ 11,9	20,8 $\pm$ 4,4	1,0 $\pm$ 0,2	13,2 $\pm$ 7,3	7,7 $\pm$ 4,1	3,9 $\pm$ 1,2
	Média		435,5 $\pm$ 26,1	21,0 $\pm$ 3,0	0,8 $\pm$ 0,2	14,3 $\pm$ 7,4	4,4 $\pm$ 2,9	2,6 $\pm$ 0,9
FSJ	7	Galho	442,6 $\pm$ 26,0	15,8 $\pm$ 4,0	0,8 $\pm$ 0,3	17,1 $\pm$ 9,3	2,7 $\pm$ 1,7	1,9 $\pm$ 0,6
FNZ	7		440,6 $\pm$ 8,6	11,8 $\pm$ 1,5	0,7 $\pm$ 0,3	9,5 $\pm$ 5,7	5,5 $\pm$ 2,6	1,5 $\pm$ 0,4
FBB	8		436,0 $\pm$ 6,8	12,9 $\pm$ 3,8	0,6 $\pm$ 0,3	12,0 $\pm$ 6,0	2,1 $\pm$ 1,1	1,7 $\pm$ 0,5
AFE	12		435,9 $\pm$ 5,8	12,2 $\pm$ 1,8	0,4 $\pm$ 0,1	15,9 $\pm$ 10,7	2,2 $\pm$ 1,4	1,7 $\pm$ 0,6
REN	12		440,4 $\pm$ 5,3	11,3 $\pm$ 2,0	0,4 $\pm$ 0,1	12,4 $\pm$ 5,6	2,3 $\pm$ 0,8	1,7 $\pm$ 0,5
ESJ	13		433,8 $\pm$ 7,2	12,4 $\pm$ 1,6	0,4 $\pm$ 0,1	14,3 $\pm$ 7,4	2,9 $\pm$ 1,1	1,6 $\pm$ 0,5
VEND	17		437,9 $\pm$ 6,6	12,9 $\pm$ 2,7	0,5 $\pm$ 0,2	10,9 $\pm$ 7,0	3,8 $\pm$ 2,2	2,2 $\pm$ 0,8
	Média		438,1 $\pm$ 11,3	12,7 $\pm$ 2,9	0,5 $\pm$ 0,3	13,2 $\pm$ 7,7	3,0 $\pm$ 1,9	1,8 $\pm$ 0,6
FSJ	7	Material reprodutivo	455,5 $\pm$ 12,8	27,5 $\pm$ 5,5	1,4 $\pm$ 0,4	15,8 $\pm$ 9,9	7,5 $\pm$ 3,7	2,3 $\pm$ 0,9
FNZ	7		426,2 $\pm$ 32,6	24,6 $\pm$ 4,7	1,4 $\pm$ 0,4	10,0 $\pm$ 6,6	6,9 $\pm$ 4,1	2,5 $\pm$ 0,5
FBB	8		452,2 $\pm$ 22,5	23,6 $\pm$ 4,9	2,3 $\pm$ 1,3	7,0 $\pm$ 6,1	16,2 $\pm$ 13,0	2,0 $\pm$ 0,6
AFE	12		457,9 $\pm$ 9,5	23,1 $\pm$ 10,1	1,0 $\pm$ 0,5	8,5 $\pm$ 6,9	5,1 $\pm$ 2,2	1,9 $\pm$ 0,7

Plantio	Idade do plantio	Fração	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	Ca (g/kg)	K (g/kg)	Mg (g/kg)
REN	12		450,8 ± 13,0	25,3 ± 2,9	1,4 ± 0,4	9,1 ± 5,8	5,9 ± 3,2	1,8 ± 0,4
ESJ	13		438,4 ± 6,4	21,6 ± 1,7	1,2 ± 0,3	7,0 ± 5,5	7,9 ± 2,4	1,5 ± 0,6
VEND	17		447,5 ± 15,5	23,0 ± 4,7	1,4 ± 0,3	8,8 ± 8,7	10,2 ± 7,9	2,9 ± 1,0
	Média		447,3 ± 19,6	24,0 ± 5,6	1,4 ± 0,7	9,4 ± 7,4	8,6 ± 7,3	2,1 ± 0,8

5.3.4. *Variação temporal das concentrações de nutrientes*

Ao avaliar a concentração sazonal dos nutrientes na serapilheira, observou-se que a concentração de C da fração foliar diferiu significativamente entre os plantios ($F= 4,3$, $p<0,01$, LMM), mas não variou entre os meses de coleta ($F= 2,0$, $p= 0,14$, LMM) e nem apresentou interação significativa entre plantio e mês ($F= 0,8$, $P=0,7$, LMM). Na fração galho, a concentração de C não diferiu em nenhuma das variáveis testadas ($P> 0,05$, LMM). No entanto, a concentração de C na fração reprodutiva diferiu apenas na interação entre as plantios e meses do ano ($F= 2,8$, $p<0,01$, LMM).

Nos plantios mais jovens, com 7 e 8 anos, a concentração de C manteve-se relativamente constante ao longo dos meses, com exceção do segundo trimestre (Figura 11). Nesses plantios, foi possível identificar alterações mais marcantes: na FSJ, a fração galho apresentou um aumento de $433,0 \pm 19,6 \text{ g kg}^{-1}$ em Fev.- Abr. para $456,7 \pm 48,9 \text{ g kg}^{-1}$ em Mai.-Jul.; na FNZ, a fração reprodutiva mostrou redução de $441,9 \pm 27 \text{ g kg}^{-1}$ para $401,2 \pm 37,1 \text{ g kg}^{-1}$ no mesmo período; e, na FBB, a fração foliar passou de $425,3 \pm 27,3$ para $362,1 \pm 98,1 \text{ g kg}^{-1}$ entre o primeiro e o segundo trimestre.

Por outro lado, os plantios com 12, 13 e 17 anos apresentaram maior amplitude de variação na concentração de C ao longo do ano (Figura 11). Os plantios de 12 e 17 anos exibiram padrões semelhantes entre as frações, especialmente no segundo trimestre, quando a concentração de C na fração reprodutiva apresentou comportamento inverso ao observado na fração foliar.

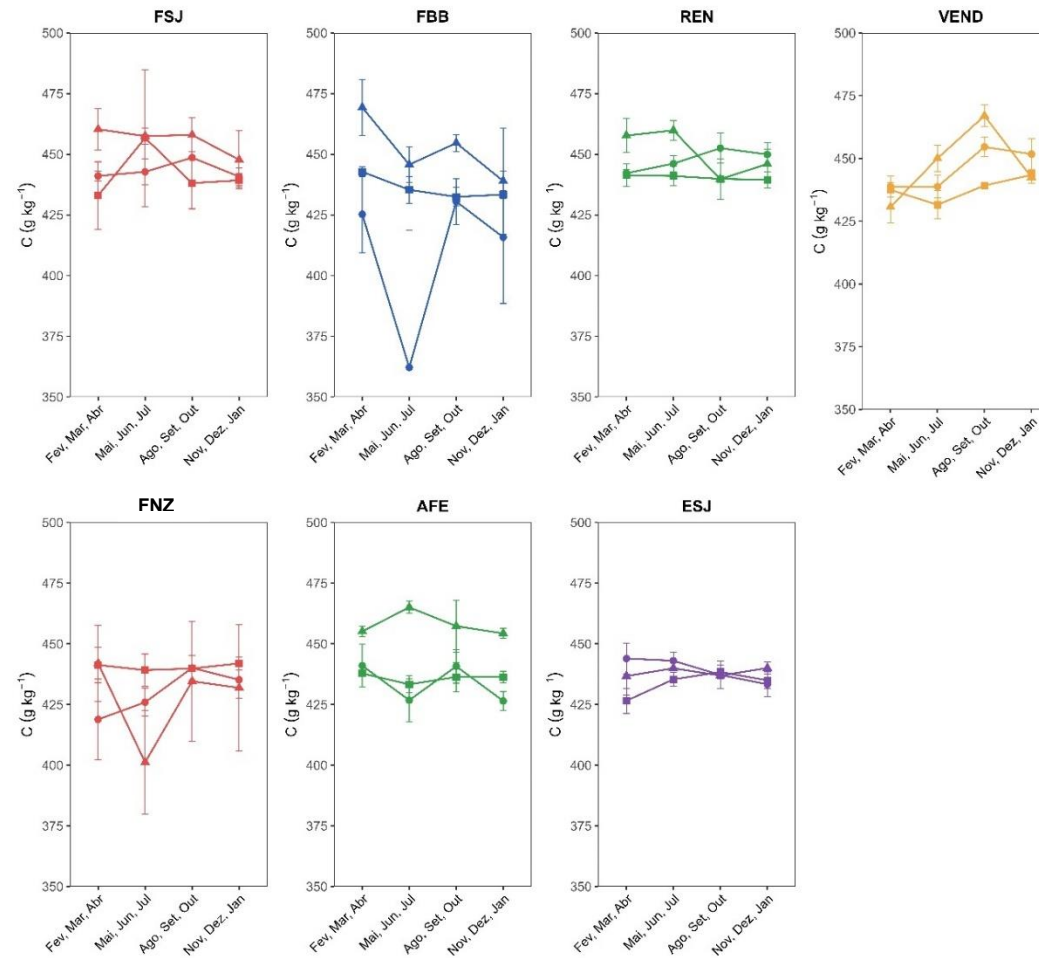


Figura 11- Dinâmica Sazonal da Concentração de Carbono (C) nas Frações de serapilheira (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.

A análise de variância do modelo linear da fração foliar não apresentou efeito significativo da concentração de N sob os plantios ($F= 2,8$, $p= 0,05$, LMM), os meses de coleta ($F= 2,6$, $p= 0,06$, LMM) e interação entre plantio e mês ($F= 1,7$, $P=0,09$, LMM). Os dados indicaram uma tendência moderada entre os efeitos fixos que não foram estatisticamente fortes ao nível de 5%. Na fração galho, a concentração de N não revelou efeitos significativos de plantio ($F= 1,9$, $p = 0,16$, LMM), meses de coleta ($F= 0,08$, $p= 1,0$, LMM) ou da interação plantio $\times$ meses ($F= 1,3$, $p = 0,2$, LMM). Já a concentração de N na fração reprodutiva diferiu significativamente entre os meses coletados ($F= 8,9$, $p<0,001$, LMM) e entre a interação plantios e meses do ano ($F= 2,6$, $p<0,01$, LMM).

A concentração de N apresentou variação temporal marcada entre as plantios e frações da serapilheira (Figura 12). De modo geral, a fração foliar mostrou a menor sazonalidade entre as frações, com ligeiro aumento dos meses de maio a julho (média de $20,4 \pm 2,9 \text{ g kg}^{-1}$) para agosto a outubro ($23,5 \pm 3,3 \text{ g kg}^{-1}$) em plantios como FSJ (7 anos), FBB (8 anos) e AFE (12 anos). Os plantios FNJ (7 anos), ESJ (13 anos) e REN (12 anos) apresentaram oscilações mais moderadas e acompanhadas de leve recuperação nos meses de novembro a janeiro do ano seguinte. A fração galho apresentou um compartimento mais estável ao longo do ano, com discreto aumento nos plantios FSJ (7 anos), AFE (12 anos) e VEND (17 anos) entre os meses de fevereiro a abril para maio e julho. Já a fração reprodutiva exibiu um comportamento semelhante entre os plantios, com picos eventuais nos meses de agosto a outubro. Exceto em REN e ESJ que apresentou uma ligeira redução nesse mesmo período.

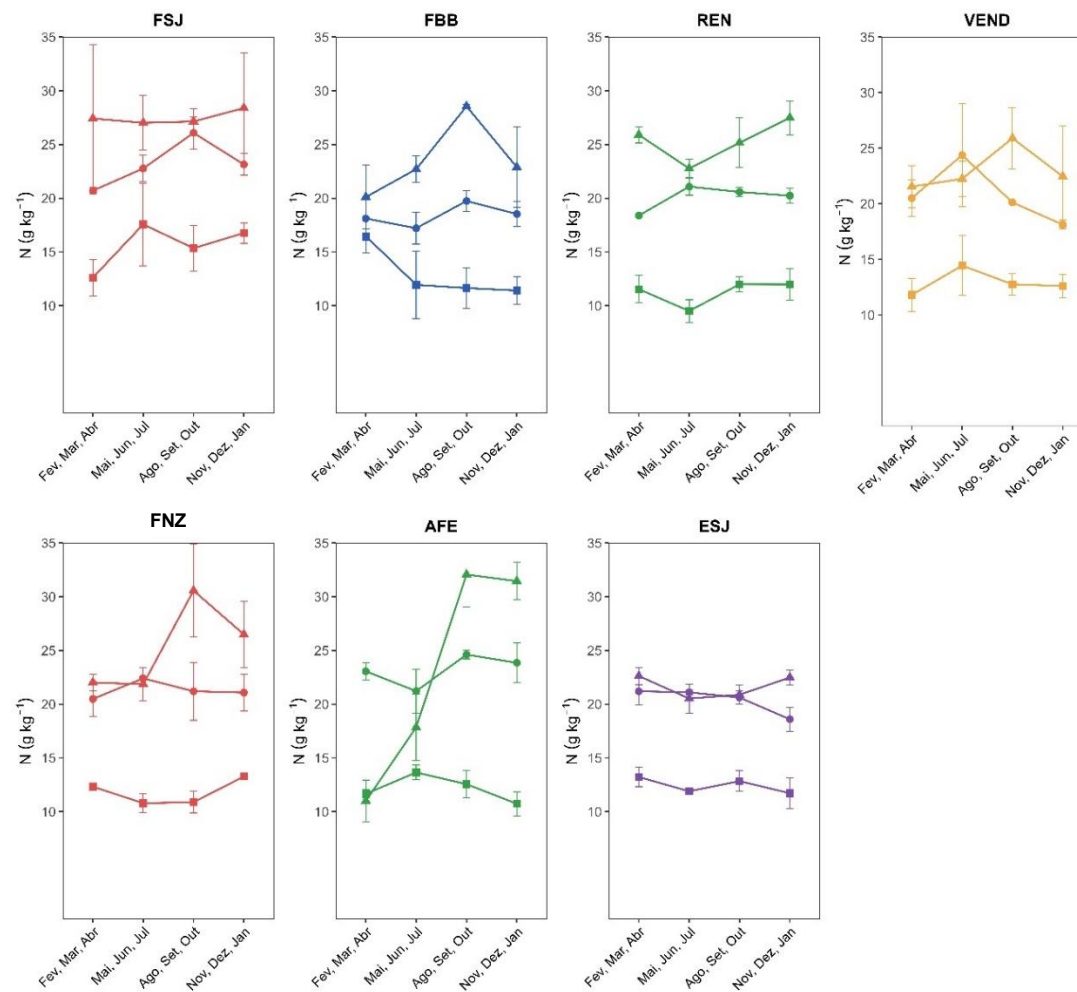


Figura 12 - Dinâmica Sazonal da Concentração de Nitrogênio (N) nas Frações de Biomassa (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.

A disponibilidade de P oscilou nos anos coletados, mas sem demonstrar um padrão temporal definido (Figura 13). A concentração de P da fração foliar diferiu significativamente entre os plantios ($F= 3,1$, $p<0,05$, LMM) e entre a interação plantio e mês ($F= 2,3$, $p<0,05$, LMM), mas não variou entre os meses de coleta ($F= 0,5$, $p= 0,6$, LMM). Na fração galho a concentração de P variou significativamente apenas entre os plantios ($F= 4,6$, $p<0,01$, LMM). Na fração galho, a concentração de P revelou efeitos significativos apenas entre os plantios ($F= 4,6$, $p< 0,01$, LMM). Na fração reprodutiva, análise de variância do modelo linear não apresentou efeito significativo da concentração de P sob os plantios ($F= 2,5$, $p= 0,08$, LMM), os meses de coleta ($F= 1,8$, $p= 0,16$, LMM) e interação entre plantio e mês ($F= 1,7$, $P=0,08$, LMM). Os dados indicaram uma tendência moderada entre os efeitos fixos que não foram estatisticamente fortes ao nível de 5%.

A concentração de P na serapilheira apresentou variação temporal moderada entre plantios e frações, com padrões relativamente consistentes ao longo do ano. A fração reprodutiva apresentou a maior amplitude temporal, com picos principalmente nos meses iniciais (média de $3,9 \pm 6,3 \text{ g kg}^{-1}$) e finais do ano (média de $1,6 \pm 0,4 \text{ g kg}^{-1}$), como observado em FBB e FSJ. Os plantios mais jovens, com 7 e 8 anos, tenderam a mostrar oscilações mais evidentes, enquanto plantios mais antigas, como ESJ e VEND, apresentaram um comportamento mais estável ao longo dos períodos de coleta.

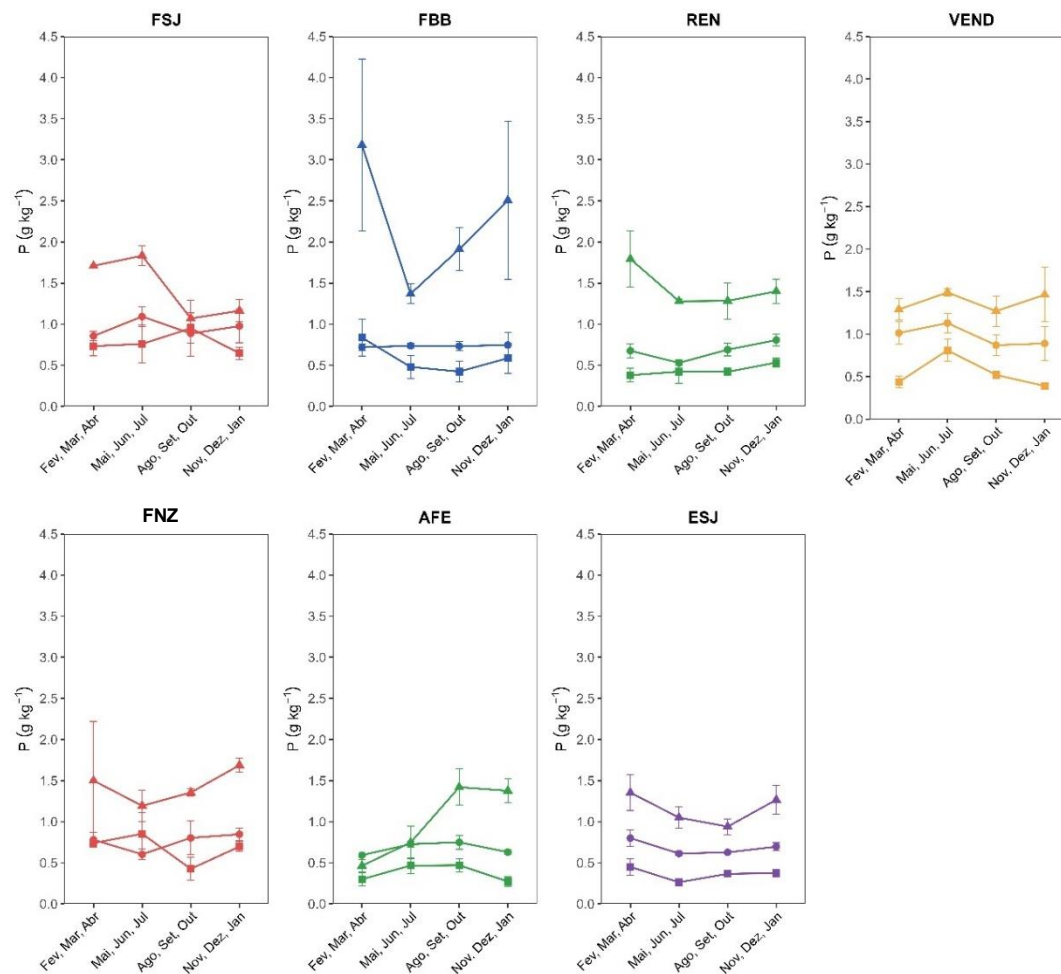


Figura 13 - Dinâmica Sazonal da Concentração de Fósforo (P) nas Frações da serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ - Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.

A concentração de Ca da fração foliar diferiu significativamente entre os meses ($F= 228,5$, $p<0,001$, LMM) e entre a interação plantio e mês ($F= 6,2$, $p<0,001$, LMM), mas apresentou fraca relação entre os plantios ($F= 2,5$, $p= 0,07$, LMM). Assim como na fração foliar, concentração de Ca na fração galho, variou significativamente entre os meses ($F= 52,7$, $p<0,001$, LMM), entre a interação plantio e mês ($F= 2,8$, $p<0,01$, LMM) e fraca relação entre os plantios ($F= 2,6$, $p= 0,06$, LMM). Já na fração reprodutiva, o modelo efeito significativo apenas entre os meses de coleta ($F= 138,5$, $p<0,001$, LMM) e entre a interação plantio e os meses coletados ($F= 4,0$, $p<0,001$, LMM).

As concentrações de Ca nas diferentes frações da serapilheira apresentaram padrões semelhante em relação à idade do plantio e à sazonalidade (Figura 14). Em todas as frações, observou-se um padrão sazonal bem definido, com valores elevados nos meses de maio a julho (média $25,0 \pm 1,8$ g kg⁻¹ fração foliar; $22,3 \pm 5,4$ g kg⁻¹ fração galho; $20,2 \pm 3,3$ g kg⁻¹ fração reprodutiva) e uma redução acentuada (média $11,0 \pm 4,7$ g kg⁻¹ fração foliar; $10,3 \pm 4,8$ g kg⁻¹ fração galho; $6,7 \pm 4,5$ g kg⁻¹ fração reprodutiva) ao longo dos dois últimos trimestres.

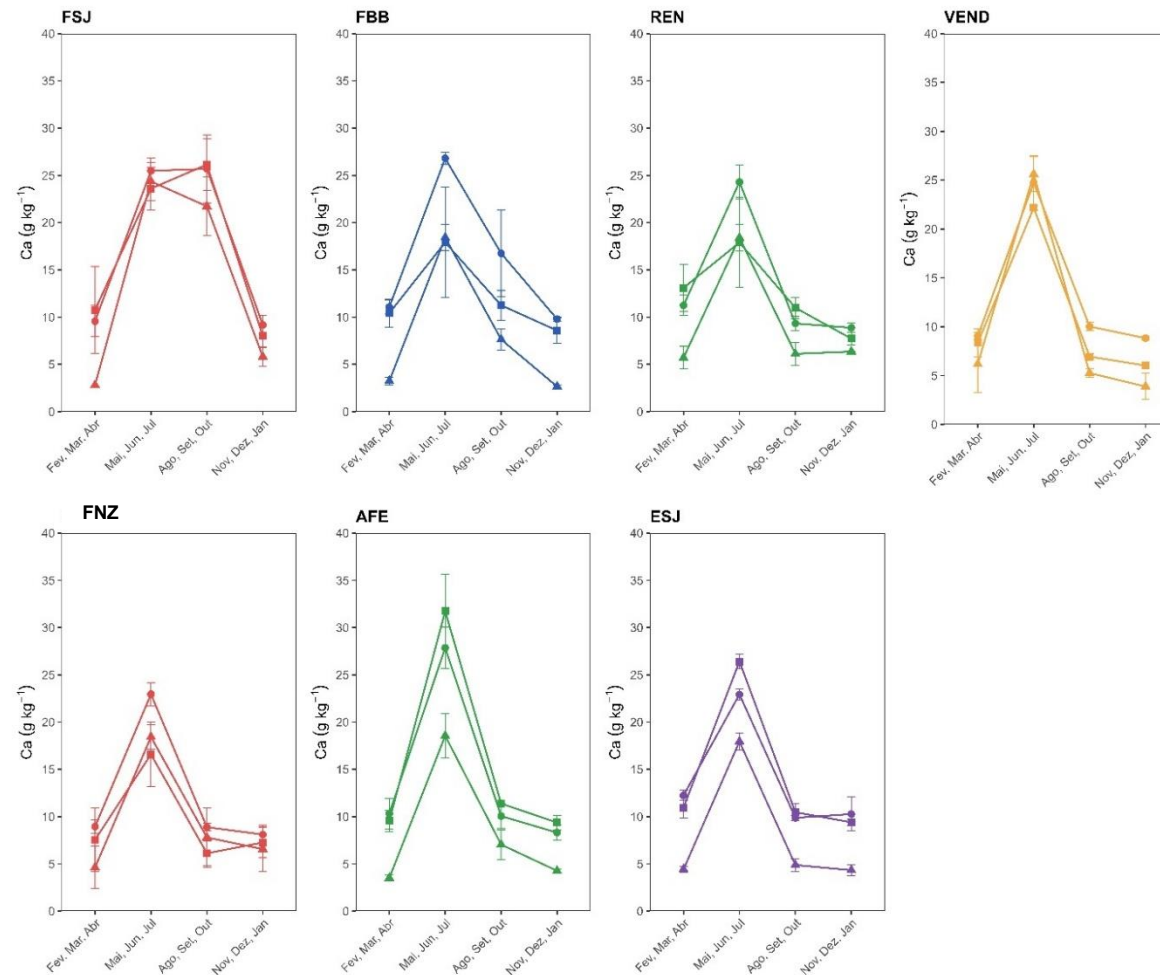


Figura 14 - Dinâmica Sazonal da Concentração de Cálcio (Ca) nas Frações de serapielha produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ - Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.

A concentração de K da fração foliar diferiu significativamente entre os meses ($F= 6,6$, $p<0,01$, LMM) e entre a interação plantio e mês ($F= 2,4$, $p<0,05$, LMM), mas apresentou fraca relação entre os plantios ($F= 2,8$, $p= 0,07$, LMM). Na fração galho a concentração de K variou significativamente apenas entre os plantios ($F= 4,6$, $p<0,01$, LMM). Na fração galho, a concentração de K revelou efeitos significativos entre os plantios ($F= 3,5$, $p< 0,05$, LMM), entre os meses ($F= 4,0$, $p<0,05$, LMM) e entre a interação plantio e meses ($F= 3,1$, $p<0,01$, LMM). Já na fração reprodutiva, análise do modelo apresentou efeito moderado em relação a concentração de K sob os plantios ($F= 2,7$, $p= 0,06$, LMM), efeito significativo entre os meses de coleta ($F= 11,3$, $p<0,001$, LMM) e falta de relação entre os plantios e os meses coletados ($F= 1,5$, $P=0,15$, LMM).

As concentrações de K nas frações folha, galho e material reprodutivo seguiram apresentaram um padrão semelhante ao longo dos meses (Figura 15). Os valores de K variaram médias entre $0,9 \pm 0,6$ e $7,3 \pm 1,8$ g kg⁻¹ para folhas, $1,1 \pm 0,2$ e $7,9 \pm 3,1$ g kg⁻¹ para galhos e $3,3 \pm 0,9$ e $26,5 \pm 18,6$ g kg⁻¹ para material reprodutivo. Apesar dos elevados desvios padrão observados, especialmente na fração reprodutiva, as concentrações de K apresentaram uma tendência, não significativa, de diminuição durante o período de seca e aumento no período chuvoso (Figura 15).

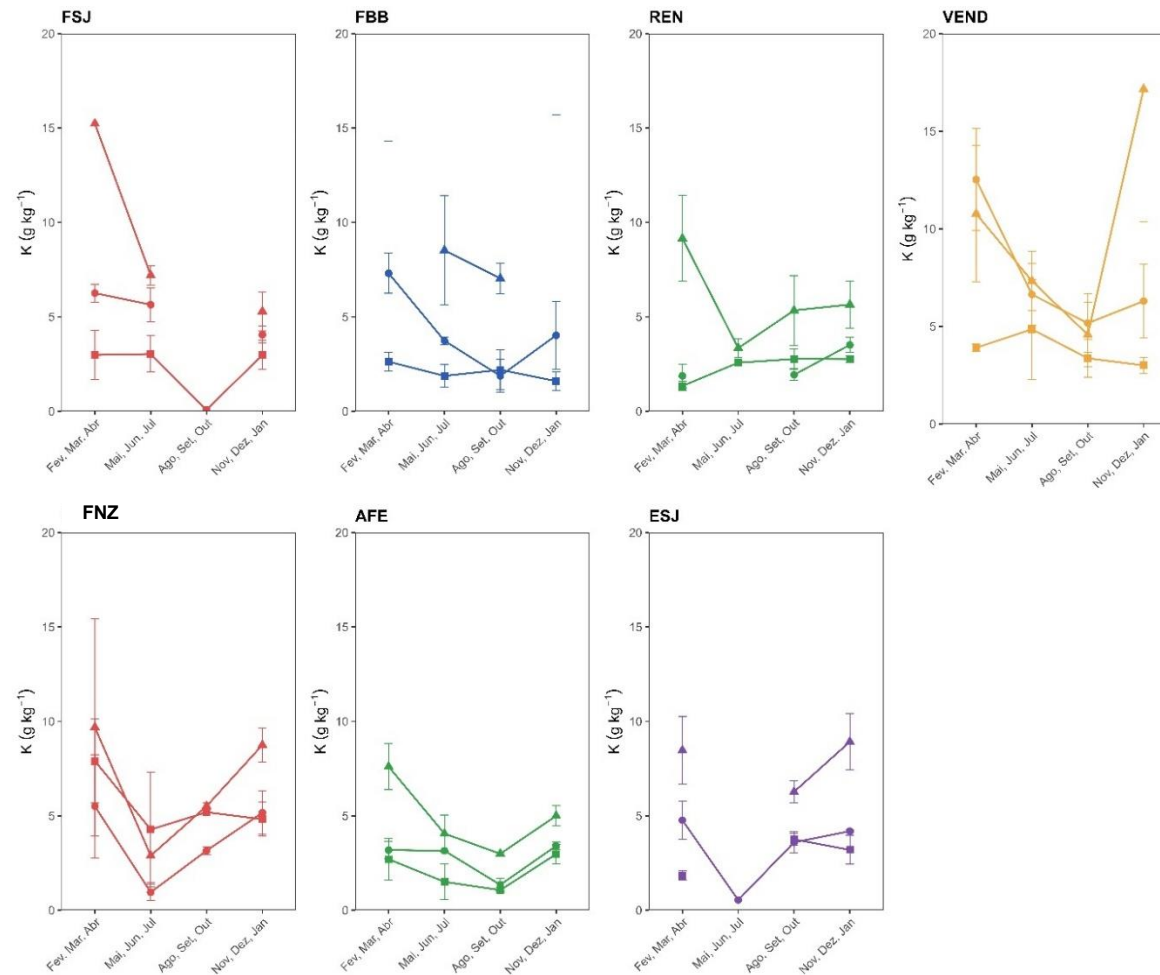


Figura 15 - Dinâmica Sazonal da Concentração de Potássio (K) nas Frações de serapielha produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ - Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.

A concentração de Mg da fração foliar diferiu significativamente entre os plantios ($F= 11,6$, $p<0,001$, LMM), entre os meses de coleta ($F= 14,8$, $p<0,001$, LMM) e entre a interação plantio e mês ($F= 3,8$, $P<0,001$, LMM). Na fração galho, a concentração de Mg não diferiu em nenhuma das variáveis testadas ($P> 0,05$, LMM). No entanto, a concentração de Mg na fração reprodutiva diferiu apenas na interação entre as plantios e meses do ano ($F= 2,8$, $p<0,01$, LMM).

De forma geral, o Mg não apresentou uma relação linear com a idade do plantio (Figura 16). No entanto, em todas as frações, o plantio mais antigo (17 anos) apresentou os valores médios mais altos (folha = $5,3 \pm 1,8 \text{ g kg}^{-1}$; galho = $3,1 \pm 1,1 \text{ g kg}^{-1}$; material reprodutivo = $3,5 \pm 0,1 \text{ g kg}^{-1}$), enquanto os menores valores de Mg foram observados no plantio com 13 anos (folha = $1,7 \pm 0,3 \text{ g kg}^{-1}$; galho = $1,2 \pm 0,3 \text{ g kg}^{-1}$; material reprodutivo = $1,1 \pm 10,2 \text{ g kg}^{-1}$). A fração galho apresentou as menores concentrações de Mg entre todas as frações, com variações entre $1,6 \pm 0,5$ e $2,2 \pm 0,8 \text{ g kg}^{-1}$ e baixa diferença entre os plantios. Apesar do elevado desvio padrão, a fração reprodutiva apresentou uma tendência de aumento da concentração de Mg durante o período seco e diminuição no período chuvoso.

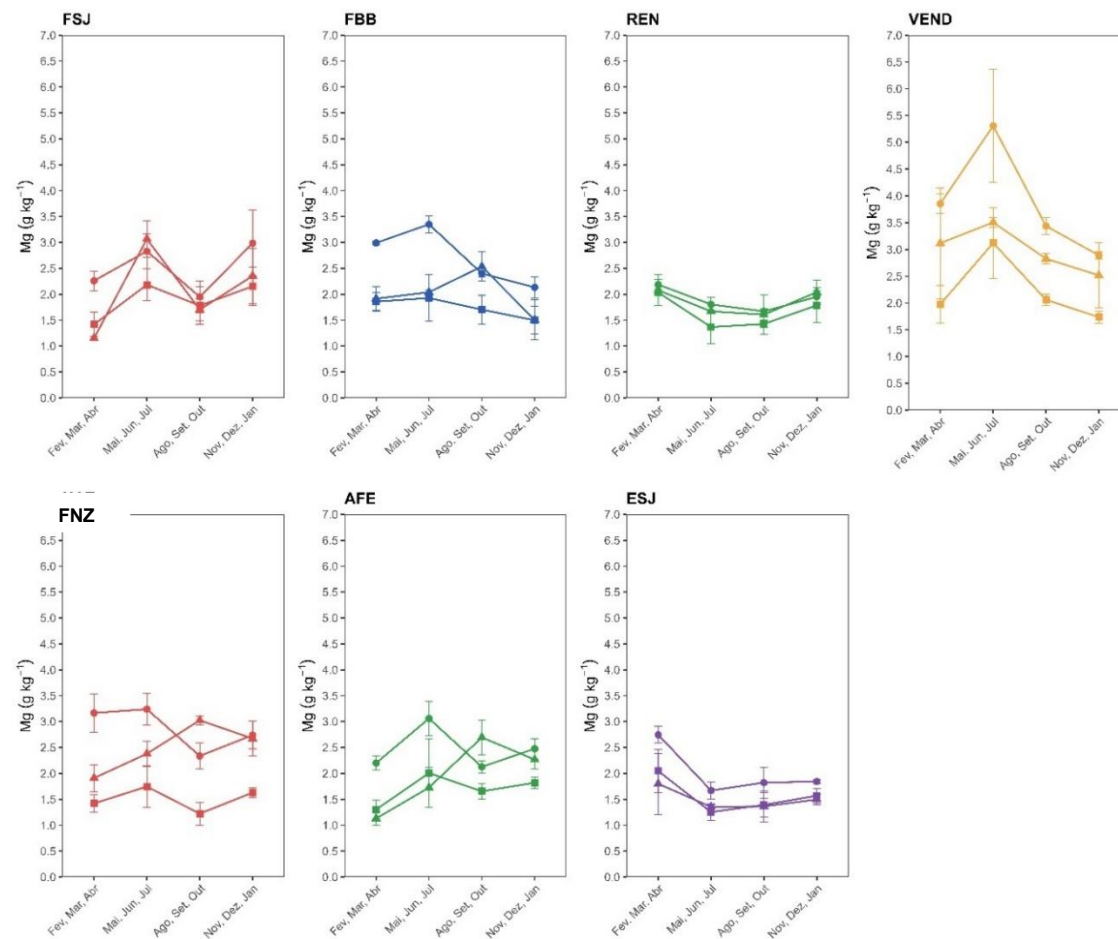


Figura 16 - Dinâmica Sazonal da Concentração de Magnésio (Mg) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.

A análise de redundância revelou padrões distintos da concentração dos nutrientes entre as frações da serapilheira analisadas em relação as variáveis ambientais (Figura 17). Na fração foliar, os dois primeiros eixos explicaram juntos 31,6%, a fração galho 22,1% e o material reprodutivo 26% da variação dos dados. Na fração foliar, as variáveis ambientais precipitação total (R^2 ajustado = 0,95) e temperatura máxima (R^2 ajustado = 0,87) foram fortemente associadas ao segundo eixo da RDA, enquanto as variáveis estruturais da comunidade, área basal (R^2 ajustado = 0,5) e riqueza de espécies (R^2 ajustado = 0,82), foram fortemente associadas a RDA1 por uma correlação negativa. Para a fração galho, as variáveis precipitação (R^2 ajustado = 0,81) e temperatura máxima (R^2 ajustado = 0,72) apresentaram forte associação a RDA1, enquanto biomassa acima do solo, área basal, riqueza de espécies foram fortemente associadas ao segundo eixo da análise. No entanto, apenas a temperatura máxima foi um parâmetro climático não significativo ($p < 0,05$), indicando que é colinear com a outra variável ambiental (precipitação), mas ela não foi removida do modelo pois foi significativa para os demais modelos. Já para a fração referente a queda das flores e frutos, as variáveis climáticas foram fortemente associadas a RDA1 e as variáveis densidade aparente do solo, área basal e riqueza de espécies a RDA2 (Tabela 4).

Na Figura 17, é possível observar que em todas as frações as variáveis respostas (concentração de nutrientes) estão separadas das variáveis preditores (variáveis climáticas, estrutura da vegetação e característica do solo) e que dependendo da fração elas estão associadas a um eixo diferente da RDA e as idades dos plantios. Na fração foliar, os vetores das concentrações de carbono, potássio e fósforo estão positivos e altamente associados as variáveis climáticas, indicando que no período mais quente e úmidos a concentração desses nutrientes nas folhas é maior quando comparado com os outros períodos do ano. Já as concentrações de nitrogênio e cálcio encontram-se posicionadas na direção oposta as variáveis climáticas e alinhadas aos vetores da estrutura da comunidade, sugerindo que a maior concentração desses nutrientes na folha ocorre nos períodos mais frio e seco e em plantios com maior riqueza e biomassa acima do solo.

As frações galho e material reprodutivo apresentaram configurações semelhantes ao da fração foliar indicando que os mesmos gradientes ambientais influenciam a composição nutricional para as três frações (Figura 17). No entanto, os vetores dos nutrientes carbono, cálcio e nitrogênio na fração galhos foram menores quanto comparado com a fração foliar e os vetores dos nutrientes fósforo e potássio foram maiores. Além disso, fósforo e potássio na fração galho estão positivamente associadas os plantios com solos mais arenosos e a solos mais densos na fração reprodutiva. Nesse caso, a concentração dos nutrientes não está associada diretamente a característica física do solo, mas sim a separação dos plantios. Embora as frações compartilhem padrões semelhantes de associação com o ambiente, a força dessas associações é distinta, refletindo diferenças nos processos de deposição e acúmulo de nutrientes entre tecidos foliares e lenhosos.

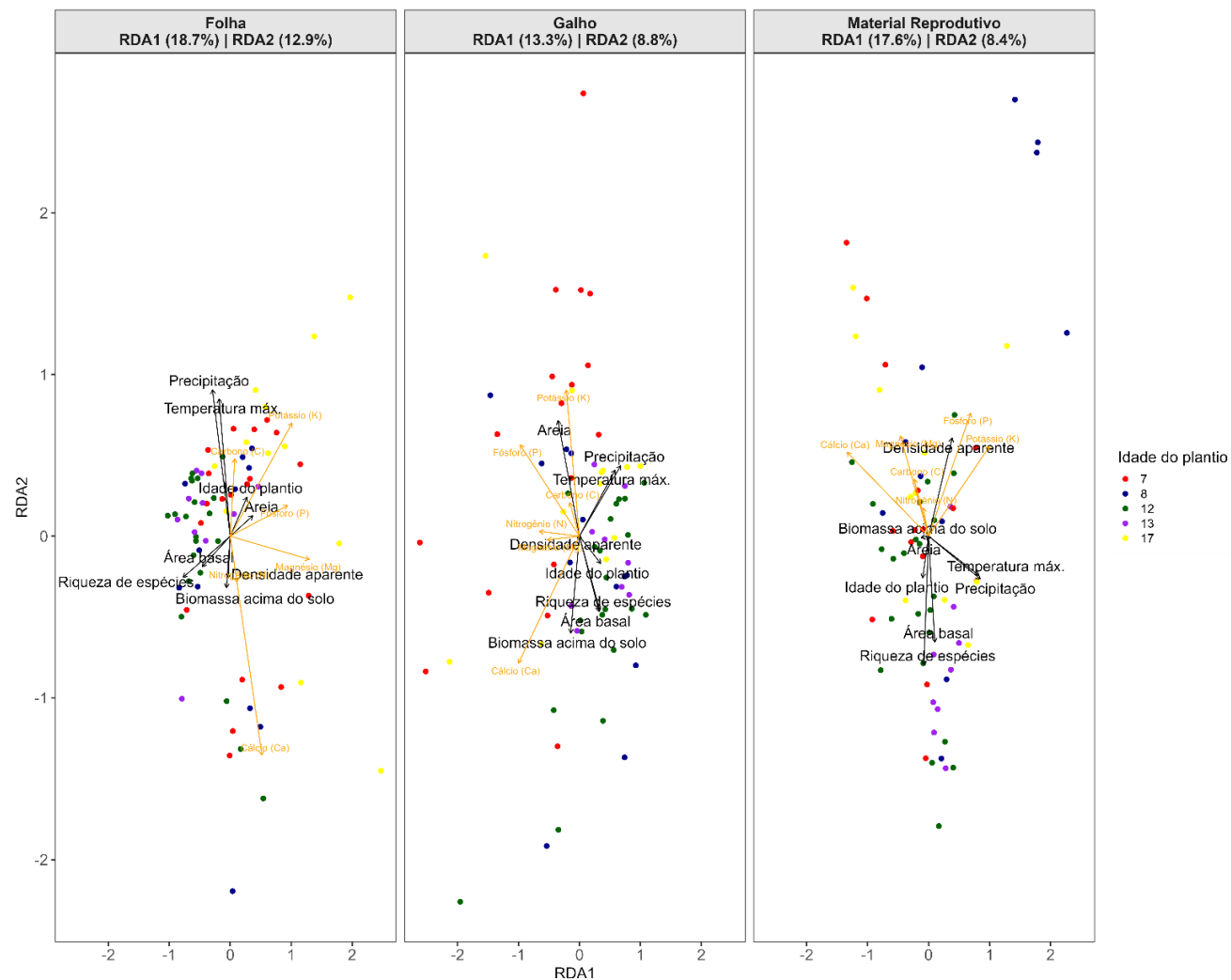


Figura 17 - Análise de Redundância (RDA) das concentrações dos nutrientes (C, N, P, K, Ca, Mg) (em laranja) na serapilheira e das variáveis bióticas e abióticas (em preto), separada por frações: folha, galho e material reprodutivo.

Tabela 4 - Correlação entre variáveis ambientais e a ordenação das concentrações de nutrientes (C, N, P, K, Ca, Mg) da serapilheira por fração, com base na Análise de Redundância (RDA)

Fração	Variável	Força	cor_RDA1	cor_RDA2	p_value	
Folha	Idade do plantio	0,366072	0,275364	0,241212	0,008	*
Folha	Precipitação	0,951261	-0,29059	0,905789	0,001	*
Folha	Temperatura máx.	0,868915	-0,18193	0,849656	0,008	*
Folha	Densidade aparente	0,259992	-0,03173	-0,25805	0,001	*
Folha	Biomassa acima do solo	0,325306	-0,06185	-0,31937	0,047	*
Folha	Área basal	0,496312	-0,45925	-0,18819	0,001	*
Folha	Riqueza de espécies	0,814174	-0,77341	-0,2544	0,001	*
Folha	Areia	0,391022	0,370128	0,126109	0,007	*
Galho	Idade do plantio	0,387834	0,349248	-0,16864	0,009	
Galho	Precipitação	0,807909	0,679854	0,436481	0,001	*
Galho	Temperatura máx.	0,717175	0,588711	0,409584	0,805	
Galho	Densidade aparente	0,010386	0,000327	0,010381	0,396	
Galho	Biomassa acima do solo	0,615805	-0,1423	-0,59914	0,023	*
Galho	Plantio basal	0,567917	0,32342	-0,46683	0,037	*
Galho	Riqueza de espécies	0,569414	0,334519	-0,46079	0,01	*
Galho	Areia	0,796284	-0,35083	0,714833	0,013	*
Material reprodutivo	Idade do plantio	0,275755	-0,09815	-0,2577	0,097	
Material reprodutivo	Precipitação	0,88971	0,849479	-0,26452	0,001	*
Material reprodutivo	Temperatura máx.	0,862576	0,827832	-0,24235	0,009	*
Material reprodutivo	Densidade aparente	0,71984	0,387122	0,606882	0,001	*
Material reprodutivo	Biomassa acima do solo	0,123926	-0,12358	-0,00925	0,048	
Material reprodutivo	Plantio basal	0,663602	0,102906	-0,65557	0,008	*
Material reprodutivo	Riqueza de espécies	0,799499	-0,07709	-0,79577	0,021	*
Material reprodutivo	Areia	0,031925	-0,02038	-0,02457	0,007	*

5.3.5. Aporte dos nutrientes na serapilheira

O estoque médio de C variou significativamente entre os plantios ($F= 5,3$, $p<0,01$, LMM), entre as frações ($F= 224,6$, $p<0,001$, LMM) e na interação plantio x fração ($F= 4,0$, $p<0,001$, LMM). Os valores médios de C estocado na serapilheira total nos diferentes plantios variaram de $215,6 \pm 229,1 \text{ kg ha}^{-1}$ a $525,5 \pm 550,4 \text{ kg ha}^{-1}$ (Figura 18). Os plantios mais velhos, com 13 e 17 anos, apresentaram os maiores estoques médios, seguidos pelos dois plantios de 12 anos (REN e AFE) e, por fim, pelos plantios mais jovens (Tabela 5; $F = 17,2$, $p<0,001$, LMM).

Para o estoque médio de N na serapilheira total, também houve variação significativa entre os plantios ($F= 4,7$, $p<0,01$, LMM), entre as frações ($F= 270,3$, $p<0,001$, LMM) e na interação plantio x fração ($F= 4,1$, $p<0,001$, LMM). Os valores médios nos plantios variaram de $10,4 \pm 11,3 \text{ kg ha}^{-1}$ a $22,9 \pm 26,6 \text{ kg ha}^{-1}$. O estoque de N total seguiram o seguinte padrão: 13 anos > 17 anos ~ 12 anos (AFE) > 12 anos (REN) > FNZ (7 anos) > FSJ (7 anos) ~ FBB (8 anos) ($F = 4,7$, $p<0,01$, LMM).

Diferentemente de C e N, o estoque médio de P não apresentou diferença significativa entre os plantios ($F= 2,2$, $p= 0,1$, LMM), variando apenas entre as frações ($F= 155,3$, $p<0,001$, LMM) e na interação plantio x fração ($F= 3,4$, $p<0,001$, LMM). Os valores de P estocado variaram em média de $0,5 \pm 0,5 \text{ kg ha}^{-1}$ a $0,9 \pm 1,0 \text{ kg ha}^{-1}$. Embora sem significância estatística forte para o efeito principal de plantio, o padrão observado configurou-se como: 17 anos (VEND) > 13 anos (ESJ) > 12 anos (AFE) ~ 12 anos (REN) > 7 anos (FNZ) ~ 7 anos (FSJ) ~ 8 anos (FBB).

O estoque de K diferiu significativamente entre as frações ($F= 47,4$, $p<0,001$, LMM) e na interação fração x plantio ($F=4,7$, $p<0,001$, LMM), sendo observado apenas um efeito estatístico marginal em relação aos plantios ($F=2,3$, $P= 0,09$, LMM). Os valores médios variaram de $2,5 \pm 2,8 \text{ kg ha}^{-1}$ a $7,7 \pm 10,6 \text{ kg ha}^{-1}$. Os estoques de K foram maiores nos plantios com 17 anos (VEND), seguindo a ordem: 17 anos > 13 anos (ESJ) > 8 anos (FBB) ~ 7 anos (FSJ) > 7 anos (FNZ) > 12 anos (AFE) > 12 anos (REN).

O estoque de Ca também apresentou diferença significativa entre as frações ($F= 132,9$, $p<0,001$, LMM) e um efeito marginal em relação aos plantios

($F=2,5$, $P=0,07$, LMM). Os valores médios variaram de $7,9 \pm 11,2 \text{ kg ha}^{-1}$ a $15,4 \pm 16,3 \text{ kg ha}^{-1}$. Numericamente, os estoques de Ca foram maiores nos plantios com 13 anos (ESJ) e 12 anos (REN), obedecendo ao padrão: 13 anos (ESJ) ~ 12 anos (REN) > 17 anos (VEND) > 12 anos (AFE) > 7 anos (FNZ) > 8 anos (FBB) > 7 anos (FSJ).

Por fim, o estoque médio de Mg variou significativamente entre os plantios ($F=5,0$, $p<0,001$, LMM), entre as frações ($F=215,7$, $p<0,01$, LMM) e na interação plantio x fração ($F=4,7$, $p<0,001$, LMM). Os valores médios de Mg estocado nos plantios variaram de $1,1 \pm 1,3 \text{ kg ha}^{-1}$ a $3,2 \pm 3,7 \text{ kg ha}^{-1}$, seguindo o padrão: 17 anos > 13 anos > 7 anos (FNZ) > 12 anos (AFE) > 12 anos (REN) > FBB (8 anos) > FSJ (7 anos) ($F=5,0$, $p<0,001$, LMM).

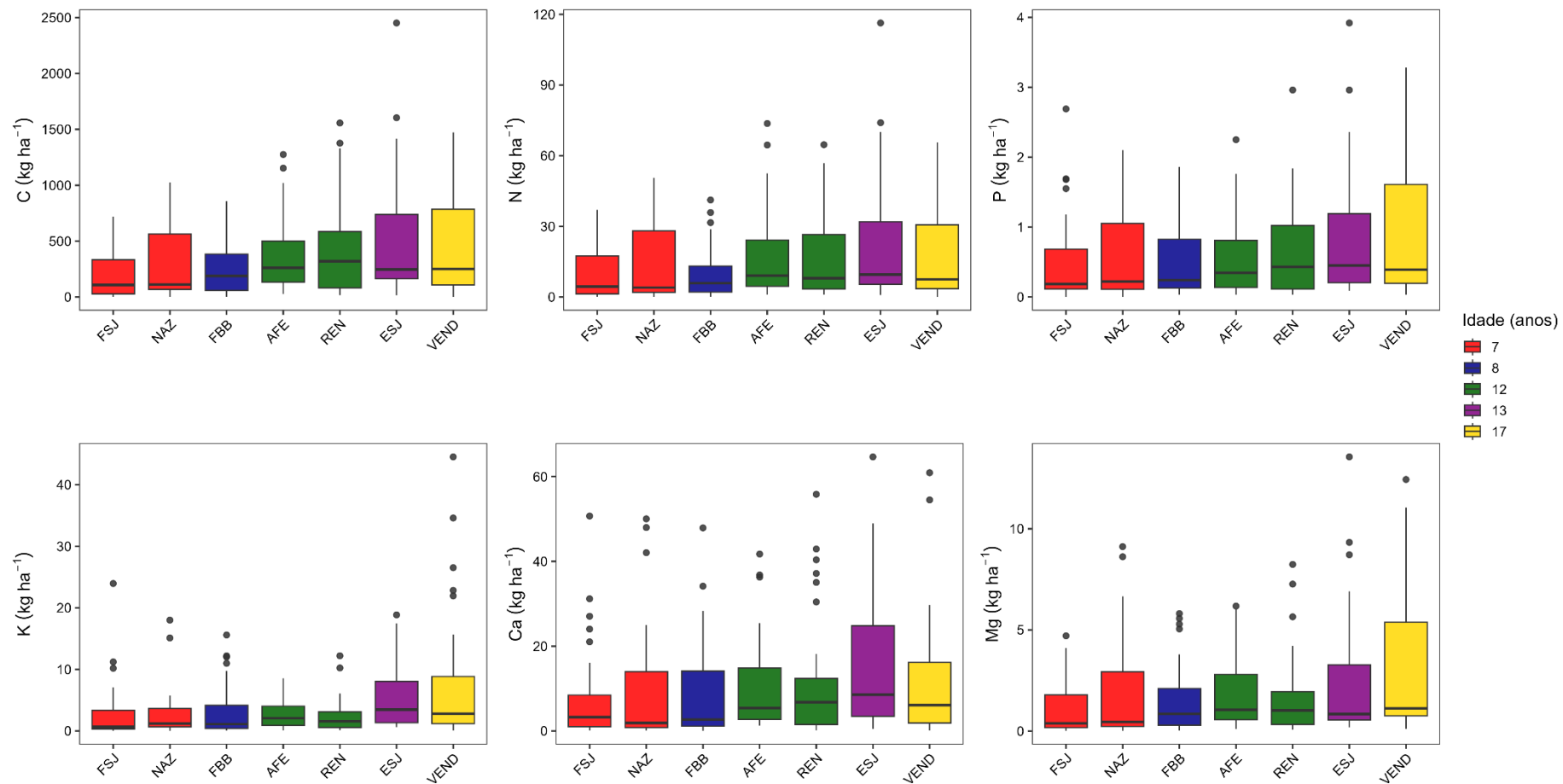


Figura 18- Distribuição dos Estoques de Carbono (C), Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) na serapilheira produzida, por Plantio de Restauração e Idade do Plantio (7 a 17 Anos) que representadas pelas cores.

Tabela 5 - Estoques médios de nutrientes (kg ha⁻¹) na serapilheira (frações: folha, galho e material reprodutivo) em plantios de diferentes idades (7, 8, 12, 13 e 17 anos) localizados na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado – RJ. As letras são o resultado de testes post-hoc, como o Teste de Tukey.

Fração	Plantio	Idade do plantio	C (kg ha ⁻¹)	N (kg ha ⁻¹)	P (kg ha ⁻¹)	Ca (kg ha ⁻¹)	K (kg ha ⁻¹)	Mg (kg ha ⁻¹)
Folha	FSJ	7	443,1 ± 161,6 ^{bcd}	23,0 ± 8,2 ^{bc}	1,0 ± 0,5 ^{cde}	18,3 ± 13,5 ^{bcd}	5,5 ± 3,3 ^{ab}	2,5 ± 1,2 ^{bcd}
	FNZ	7	709 ± 232,8 ^{def}	35,0 ± 11,9 ^{cd}	1,2 ± 0,4 ^{def}	21,8 ± 16,0 ^{cde}	6,0 ± 5,9 ^{ab}	4,9 ± 2,4 ^e
	FBB	8	500,0 ± 233,0 ^{cde}	22,9 ± 11,3 ^{bc}	0,9 ± 0,4 ^{bcd}	20,1 ± 12,9 ^{cd}	6,0 ± 4,9 ^{ab}	3,4 ± 1,8 ^{cde}
	AFE	12	758,3 ± 312,1 ^{def}	40,6 ± 18,0 ^{de}	1,2 ± 0,5 ^{def}	22,7 ± 11,3 ^{de}	4,4 ± 1,7 ^{ab}	4,1 ± 1,4 ^{de}
	REN	12	834,8 ± 384,6 ^{efg}	36,9 ± 15,4 ^{cd}	1,3 ± 0,7 ^{efg}	25,7 ± 16,3 ^{de}	4,3 ± 2,7 ^{ab}	3,7 ± 2,2 ^{de}
	ESJ	13	1163,7 ± 513,6 ^g	54,2 ± 25,0 ^e	1,8 ± 0,9 ^{fg}	34,1 ± 13,9 ^e	11,0 ± 5,9 ^{bc}	5,6 ± 3,4 ^{ef}
	VEND	17	932,4 ± 343,9 ^{fg}	41,4 ± 15,0 ^{de}	1,8 ± 0,9 ^g	25,8 ± 16,3 ^{de}	17,8 ± 13,0 ^c	7,6 ± 3,0 ^f
		Média	763,1 ± 392,8	36,3 ± 18,3	1,3 ± 0,7	24,0 ± 14,7	8,1 ± 8,0	4,5 ± 2,7
Galho	FSJ	7	68,7 ± 71,9 ^a	5,9 ± 9,3 ^a	0,1 ± 0,1 ^{ab}	2,4 ± 2,7 ^a	0,5 ± 0,9 ^a	0,2 ± 0,2 ^a
	FNZ	7	125,0 ± 127,2 ^{ab}	2,6 ± 2,4 ^a	0,2 ± 0,1 ^{ab}	3,1 ± 5,0 ^a	1,1 ± 0,6 ^a	0,4 ± 0,5 ^{ab}
	FBB	8	158,1 ± 115,2 ^{ab}	3,8 ± 3,7 ^a	0,2 ± 0,1 ^a	4,5 ± 4,1 ^a	0,6 ± 0,5 ^a	0,6 ± 0,5 ^{ab}
	AFE	12	182,5 ± 101,2 ^{abc}	8,4 ± 5,2 ^a	0,1 ± 0,1 ^{ab}	5,6 ± 2,5 ^{ab}	1,0 ± 0,7 ^a	0,7 ± 0,4 ^{ab}
	REN	12	221,7 ± 178,6 ^{abc}	8,6 ± 9,6 ^a	0,2 ± 0,2 ^{abc}	5,7 ± 4,6 ^{ab}	1,2 ± 1,1 ^a	0,7 ± 0,5 ^{ab}
	ESJ	13	264,8 ± 134,3 ^{abc}	7,3 ± 2,7 ^{ab}	0,2 ± 0,1 ^{abc}	8,3 ± 4,9 ^{abc}	1,9 ± 1,2 ^a	1,0 ± 0,7 ^{ab}
	VEND	20	268,2 ± 188,6 ^{abc}	7,6 ± 5,9 ^{ab}	3,0 ± 0,1 ^{abc}	5,5 ± 3,9 ^{ab}	2,2 ± 1,6 ^{ab}	1,2 ± 0,8 ^{abc}
		Média	185,53 ± 148,39	5,0 ± 3,8	0,2 ± 0,2	5,0 ± 4,3	1,2 ± 1,1	0,7 ± 0,6
Material reprodutivo	FSJ	7	114,4 ± 205,4 ^a	4,3 ± 7,0 ^a	0,4 ± 0,8 ^{abcd}	2,1 ± 1,8 ^a	4,3 ± 8,7 ^{ab}	0,5 ± 0,6 ^{ab}
	FNZ	7	45,8 ± 43,1 ^a	2,6 ± 2,4 ^a	0,2 ± 0,2 ^{abc}	0,7 ± 0,7 ^a	1,0 ± 1,2 ^a	0,2 ± 0,2 ^{ab}

FBB	8	84,6 ± 85,7 ^{ab}	3,8 ± 3,7 ^a	0,5 ± 0,6 ^{abcde}	1,3 ± 2,0 ^a	3,2 ± 4,1 ^{ab}	0,4 ± 0,4 ^{ab}
AFE	12	187,3 ± 129,6 ^{abc}	8,4 ± 5,2 ^{ab}	0,4 ± 0,3 ^{abc}	2,2 ± 0,9 ^a	2,6 ± 2,4 ^{ab}	0,7 ± 0,4 ^{ab}
REN	12	160,1 ± 181,5 ^{abc}	8,6 ± 9,6 ^{ab}	0,4 ± 0,4 ^{abcd}	3,9 ± 5,4 ^a	2,1 ± 3,3 ^a	0,6 ± 0,5 ^{ab}
ESJ	13	148,1 ± 91,3 ^{abc}	7,3 ± 4,7 ^{ab}	0,4 ± 0,3 ^{abcd}	2,7 ± 2,9 ^a	3,0 ± 2,4 ^a	0,6 ± 0,5 ^{ab}
VEND	17	100,7 ± 95,5 ^{ab}	5,1 ± 5,2 ^a	0,3 ± 0,3 ^{abc}	2,0 ± 2,3 ^a	2,7 ± 3,3 ^{ab}	0,6 ± 0,5 ^{ab}
Média		122,0 ± 133,0	6,0 ± 6,4	0,4 ± 0,5	2,2 ± 2,9	2,6 ± 3,9	0,5 ± 0,5

Nos plantios mais jovens (7 e 8 anos), os maiores estoques de C foram observados na fração foliar, com valores médios variando entre $443,1 \pm 161,6$ e $709 \pm 232,2 \text{ kg ha}^{-1}$ ($F = 108,5$, $p < 0,001$, LMM). Já as frações galho (entre $68,0 \pm 71,9$ e $158,1 \pm 115,2 \text{ kg ha}^{-1}$) e material reprodutivo (entre $45,8 \pm 43,1$ e $114,4 \pm 205,6 \text{ kg ha}^{-1}$) apresentaram estoques significativamente mais baixos (tabela 5). A variação temporal do C na fração foliar para esses plantios seguiu um padrão semelhante, caracterizado por um aumento nos meses de fevereiro a março e agosto a outubro (início e final do período chuvoso), e um declínio nos meses de seca (figura 19, $F = 4,4$, $p < 0,01$, LMM). A exceção foi a plantio FNZ, que não apresentou o aumento esperado no início do período chuvoso. As demais frações permaneceram constantes ao longo do ano.

Assim como observado nos plantios mais jovens, nos plantios intermediários (12 e 13 anos) e mais antigos (17 anos) os maiores estoques de C também estavam concentrados na fração foliar. Os valores médios variaram entre $834,8 \pm 384,6$ e $1163,7 \pm 513,6 \text{ kg ha}^{-1}$ ($F = 192,1$, $p < 0,001$, LMM). Estoques inferiores foram registrados nas frações galho (entre $182,5 \pm 101,2$ e $268,2 \pm 188,6 \text{ kg ha}^{-1}$) e material reprodutivo (entre $148,1 \pm 91,3$ e $187,3 \pm 129,6 \text{ kg ha}^{-1}$). Temporalmente, os maiores valores de C foliar foram encontrados no período chuvoso, exceto para a plantio REN. As demais frações permaneceram constantes ao longo do ano.

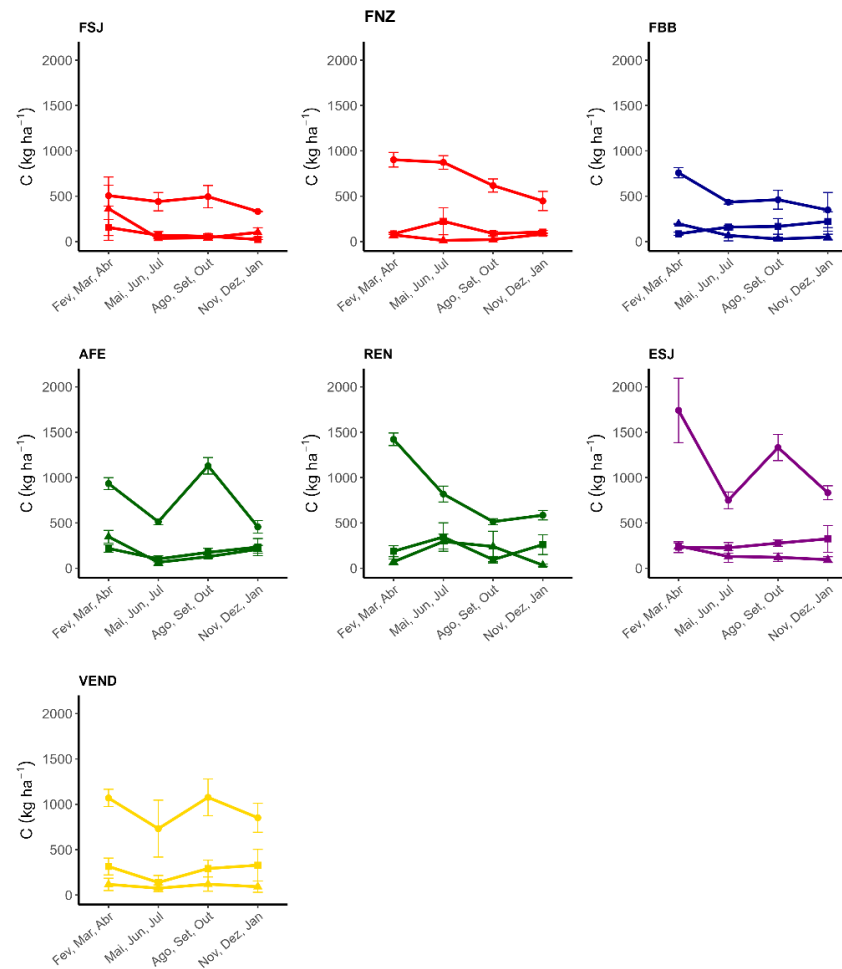


Figura 19 - Dinâmica Sazonal da Estoque de Carbono (C) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.

O estoque de N apresentou uma configuração semelhante ao estoque de C. Nos plantios mais jovens (7 e 8 anos), os maiores estoques de N foram observados na fração foliar, com valores médios variando entre $22,9 \pm 11,3$ e $35,0 \pm 11,9 \text{ kg ha}^{-1}$ ($F= 235,9$, $p<0,001$, LMM). Já as frações galho (entre $2,6 \pm 2,4$ e $5,9 \pm 9,3 \text{ kg ha}^{-1}$) e material reprodutivo (entre $2,6 \pm 2,4$ e $4,3 \pm 7,0 \text{ kg ha}^{-1}$) apresentaram estoques significativamente mais baixos (Tabela 5). Assim como para C a variação temporal do N na fração foliar para esses plantios seguiu um padrão semelhante, caracterizado por um aumento nos meses de fevereiro a março e agosto a outubro (início e final do período chuvoso), e um declínio nos meses de seca (Figura 20, $F= 4,4$, $p<0,01$, LMM). A exceção foi a plantio FNZ, que não apresentou o aumento esperado no início do período chuvoso. As demais frações permaneceram constantes ao longo do ano.

Assim como observado nos plantios mais jovens, nos plantios intermediários (12 e 13 anos) e mais antigos (17 anos) os maiores estoques de N também estavam concentrados na fração foliar. Os valores médios variaram entre $36,9 \pm 15,4$ e $54,2 \pm 25,0 \text{ kg ha}^{-1}$ ($F= 0,7$, $p= 0,5$, LMM). Estoques inferiores foram registrados nas frações galho (entre $7,3 \pm 2,7$ e $8,6 \pm 9,6 \text{ kg ha}^{-1}$) e material reprodutivo (entre $5,1 \pm 5,2$ e $8,6 \pm 9,6 \text{ kg ha}^{-1}$) ($F=0,05$, $p= 1,0$, LMM). Os maiores valores de N também foi encontrado no período chuvoso, exceto para REN. Temporalmente, os maiores valores de N foliar também foram encontrados no período chuvoso, exceto para a plantio REN. As demais frações permaneceram constantes ao longo do ano.

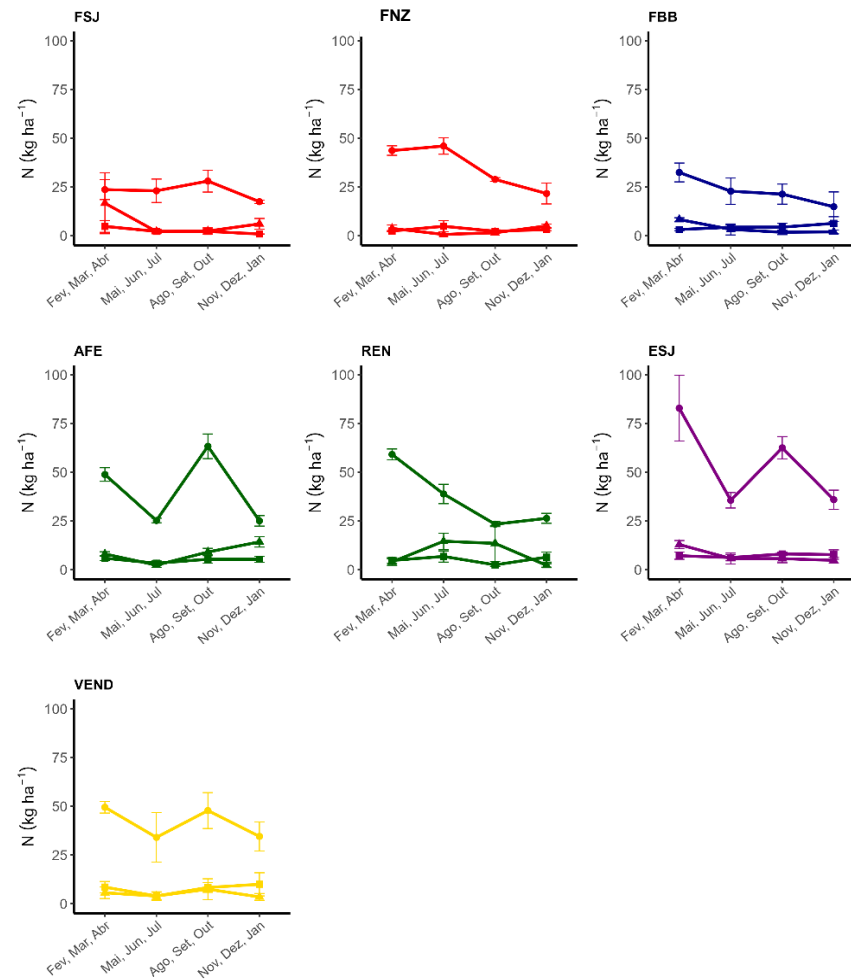


Figura 20 - Dinâmica Sazonal da Estoque de Nitrogênio (N) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.

A dinâmica do P apresentou uma mudança no padrão desse nutriente ao longo da cronossequência, sempre em magnitudes inferiores às observadas para C e N (Figura 21). Nos plantios em estágio inicial (7 e 8 anos), embora a fração foliar tenha se mantido como o principal reservatório estável (variando entre $0,9 \pm 0,4$ e $1,2 \pm 0,4 \text{ kg ha}^{-1}$), ocorreu uma mudança do padrão geral: a plantio FSJ registrou um pico inicial abrupto e isolado na fração reprodutiva ($>2,5 \text{ kg ha}^{-1}$) (Figura 21). Fora esse evento, as frações galho e material reprodutivo apresentaram um padrão semelhante e constante abaixo de $0,5 \text{ kg ha}^{-1}$. Temporalmente, as folhas em FNZ e FBB tenderam a estabilizar após declínios iniciais.

Nos plantios a partir de 12 anos, a dinâmica do P tornou-se semelhante. A fração foliar dominou absolutamente os estoques, alcançando valores médios nos plantios jovens entre $1,2 \pm 0,5$ e $1,8 \pm 0,9 \text{ kg ha}^{-1}$. Nestes plantios, a dinâmica temporal foliar ditou o comportamento do estoque total: houve clara sazonalidade (queda na seca/alta na chuva) em ESJ e AFE, e uma tendência de estabilização após queda inicial em REN e VEND. As frações não foliares permaneceram estáticas e com poucas variações durante todo o período monitorado.

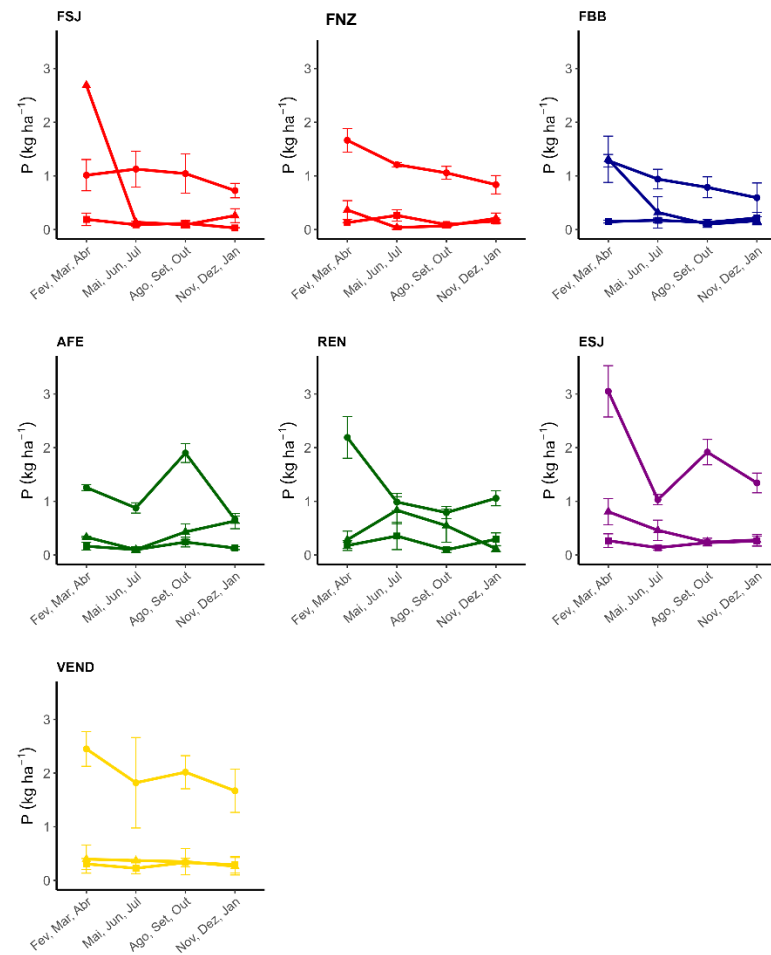


Figura 21 - Dinâmica Sazonal da Estoque de Fósforo (P) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.

O estoque de Ca diferiu significativamente entre as frações ($F= 145,6$, $p<0,001$, LMM). O modelo estatístico reportou uma variação desse nutriente entre os plantios ($F= 2,4$, $p= 0,08$, LMM). Nos plantios com 7, 8, 12 e 17 anos, o estoque de Ca apresentou um padrão semelhante. A fração foliar exibiu um pico acentuado no segundo trimestre, com valores médios próximos a 40 kg ha^{-1} , seguido por um forte declínio para cerca da metade desse valor no período subsequente (Figura 22). O plantio de 16 anos foi uma exceção a esse padrão, devido a eventos de quebra e/ou roubo nas parcelas que influenciaram a massa total da fração foliar. As frações galho e material reprodutivo seguiram a mesma tendência temporal da fração foliar, porém com magnitudes inferiores.

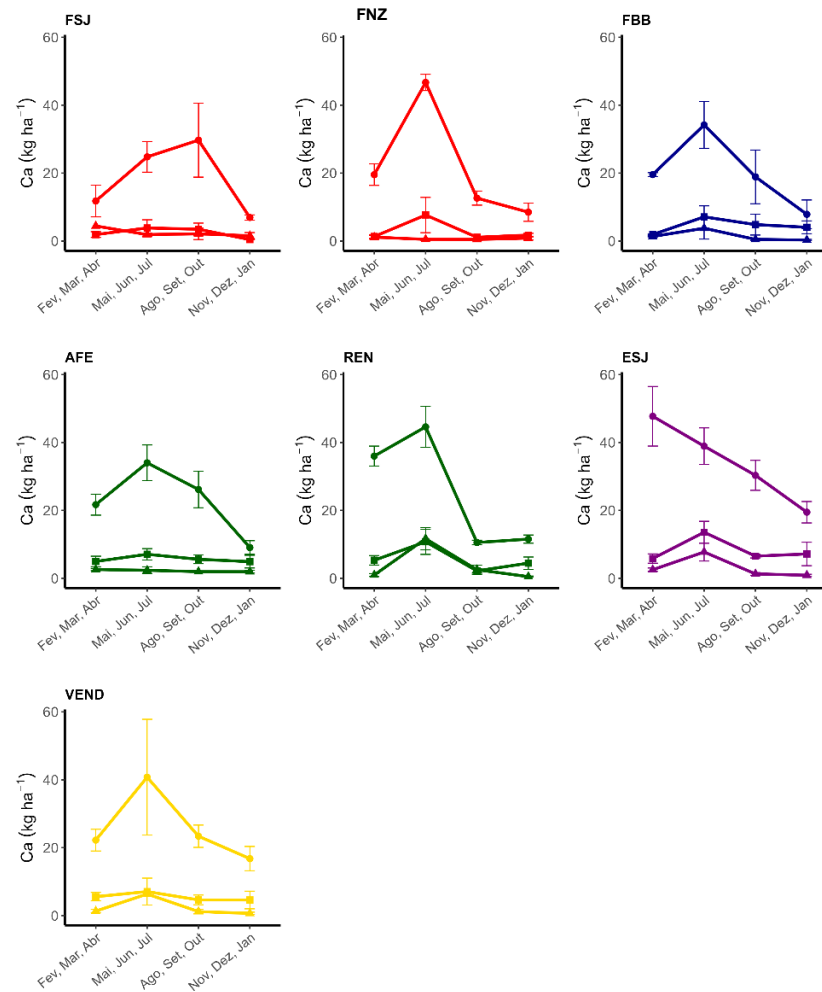


Figura 22 - Dinâmica Sazonal da Estoque de Cálcio (Ca) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ - Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.

Os estoques de K na serapilheira apresentaram forte variação sazonal, especialmente nas frações folha e material reprodutivo, com picos marcantes no primeiro trimestre coletado (Figura 23). A fração foliar foi a principal via de retorno de K ao solo, especialmente em plantios mais maduros (13 e 17 anos), enquanto o material reprodutivo contribuiu de forma expressiva nos plantios jovens. Nos plantios mais jovens (7 e 8 anos), os estoques de K foliar variaram entre $2,0 \pm 2,0$ e $12,9 \pm 2,4$ kg ha⁻¹ nos meses de fevereiro a abril e diminuíram consideravelmente nas campanhas seguintes, chegando a valores inferiores a 5 kg ha⁻¹ (Tabela 5). A fração material reprodutiva apresentou comportamento semelhante, mas em menor magnitude com entre $0,3 \pm 0,2$ e $9,6 \pm 12,5$ kg ha⁻¹. A fração galho apresentou valores estáveis ao longo do ano em todos os plantios (Tabela 5).

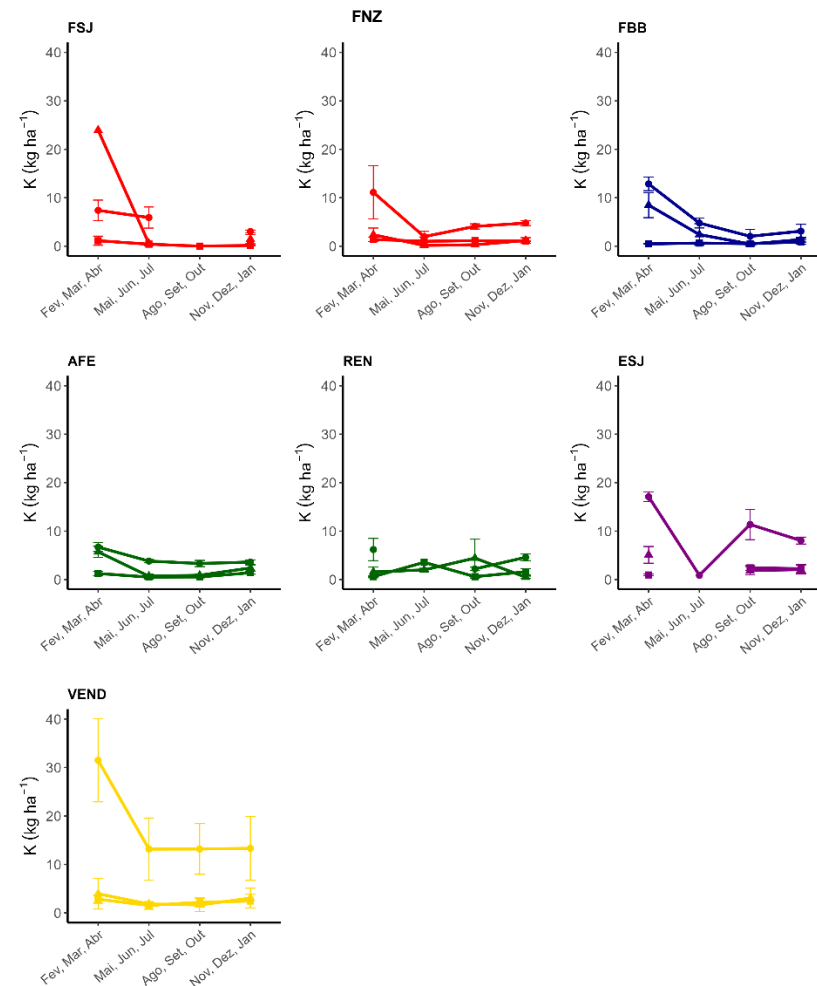


Figura 23 - Dinâmica Sazonal da Estoque de Potássio (K) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.

O estoque de Mg diferiu significativamente entre as frações ($F= 215,8$, $p<0,001$, LMM) e entre os plantios ($F= 5,0$, $p<0,01$, LMM). Os estoques de Mg na serapilheira apresentaram forte variação sazonal na fração foliar, com valores máximos no primeiro trimestre (entre $2,8 \pm 1,2$ e $5,3 \pm 0,3 \text{ kg ha}^{-1}$) e quedas nos períodos seguintes, especialmente em plantios jovens (Figura 24). Nos plantios com 13 e 17 anos, os estoques foliares de Mg foram mais elevados (entre $5,6 \pm 3,4$ e $7,6 \pm 3,1 \text{ kg ha}^{-1}$) e menos suscetíveis a oscilações sazonais. A diminuição acentuada do estoque de Mg do primeiro trimestre para o segundo no plantio com 13 anos foi devido a eventos de quebra que aconteceram nas parcelas que influenciaram na massa total da fração foliar. As frações galho e material reprodutivo contribuíram menos para o retorno do nutriente ao solo e apresentaram baixa variação sazonal, com padrões mais constantes ao longo do tempo de coleta.

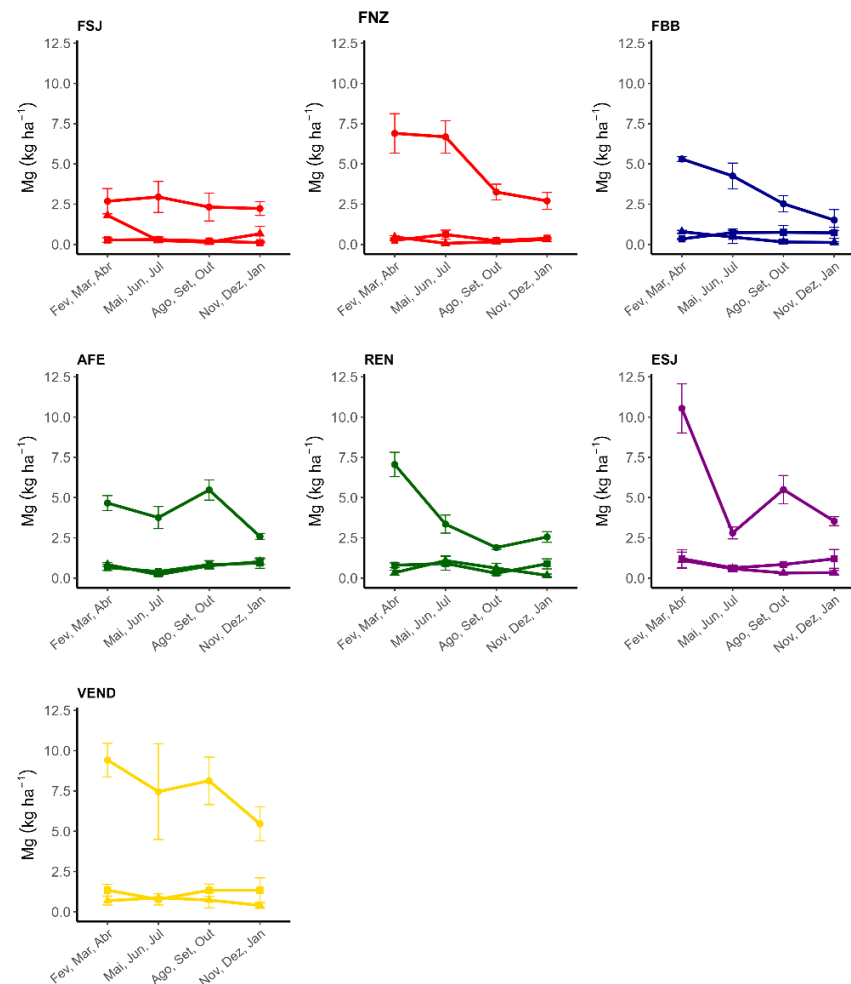


Figura 24 - Dinâmica Sazonal da Estoque de Magnésio (Mg) nas Frações de serapilheira produzida (Folha, Galho e Reprodutivo) em Plantios de Restauração da Mata Atlântica com Diferentes Idades (7 a 17 Anos). Símbolos: ● - Fração Folha; □ - Fração galho; Δ – Material reprodutivo. Cores: Vermelho: 7 anos; Azul: 8 anos; Verde escuro: 12 anos; Roxo: 13 anos; Amarelo: 17 anos.

A análise de redundância entre o estoque de nutrientes (variável resposta) e as variáveis ambientais e estruturais da comunidade (variáveis preditoras) apresentam padrão distintos para cada padrão de serapilheira. A fração foliar apresentou os maiores percentuais, com o os dois primeiros eixos juntos explicando 50,1% de variância. A fração galho apresentou um total de 24,2%, enquanto o material reprodutivo 19,2% de variância (Figura 25). Apesar da sobreposição dos pontos e das variáveis, podemos observar que a RDA para o estoque dos nutrientes apresentou uma configuração muito semelhante ao RDA com os dados da concentração dos nutrientes (Figura 17) como variável resposta, com as variáveis climáticas influenciando positivamente os nutrientes em todas as frações.

O estoque de nutrientes nas folhas é fortemente associado ($p < 0,05$ e elevada força vetorial) com variáveis ambientais e estruturais, especialmente à idade do plantio, clima (temperatura e precipitação), e estrutura florestal (plantio basal e biomassa) (Tabela 6). Todos os nutrientes estiveram fortemente correlacionados ao eixo RDA1, com valores de positivos e muito próximos ao da força total, indicando que essa é o principal eixo explicativo para os estoques de nutrientes na fração foliar.

Em relação as variáveis preditoras, plantio basal, idade do plantio, precipitação, riqueza de espécies e temperatura estiveram fortemente associados ao segundo eixo da ordenação. No entanto, apenas a plantio basal e a riqueza das espécies apresentaram uma correlação negativa com esse eixo (Tabela 6). De forma semelhante ao observado para a fração foliar, os estoques dos nutrientes nas frações galho e material reprodutivo também apresentaram forte associação com o eixo RDA1, enquanto as variáveis ambientais e estruturais estiveram mais associadas ao RDA2, com exceção da densidade aparente do solo e idade do plantio (Tabela 7).

De modo geral, os estoques de nutrientes nas três frações estiveram fortemente associados ao eixo RDA1, que explicou a maior parte da variância na ordenação. Na fração foliar, todos os nutrientes apresentaram valores de correlação com RDA1 superiores a 1,0, indicando forte alinhamento com esse eixo. O Mg apresentou a maior força vetorial (1,37), seguido por K (1,36), C (1,32), P, N (1,28) e Ca (1,25). A riqueza de espécies biomassa acima do solo e a área basal estiveram negativamente associadas ao eixo RDA2, sugerindo que

plantios mais diversos e com maior estrutura florestal apresentam padrões distintos de acúmulo de nutrientes foliares, possivelmente relacionados a estratégias funcionais específicas.

Na fração galho, a idade do plantio foi a única variável preditora significativamente associada ao eixo RDA1 ($p = 0,001$), indicando que acúmulo de nutrientes nessa fração está associado diretamente a maturidade dos plantios. Mas vale ressaltar que a maturidade do plantio não está correlacionada a uma cronosequência lógico, com plantios mais antigas e com maior grau de sucessão ou estrutura da comunidade, visto que a riqueza de espécies e biomassa acima do solo não foram significativas e foram negativamente correlacionadas com a RDA1.

Para o material reprodutivo, a temperatura máxima foi a variável mais fortemente associada à ordenação dos estoques ($p = 0,003$), com vetor bem alinhado à direção dos nutrientes ($\text{cor_RDA1} = 0,46$; $\text{cor_RDA2} = 0,74$). A precipitação também apresentou correlação positiva com ambos os eixos ($\text{cor_RDA1} = 0,23$; $\text{cor_RDA2} = 0,77$), embora com significância marginal ($p = 0,057$), indicando uma possível influência no acúmulo reprodutivo (Tabela 6 e Tabela 7). Esses padrões sugerem que, embora a principal variação nos estoques esteja associada ao eixo RDA1, a temperatura e a precipitação (associadas ao eixo RDA2) ainda modulam levemente o acúmulo em estruturas reprodutivas. O Ca, por sua vez, foi o único nutriente com vetor fortemente orientado em direção negativa ($-0,91$) de RDA2, indicando que estoque de Ca no material reprodutivo segue uma tendência oposta à da precipitação e temperatura.

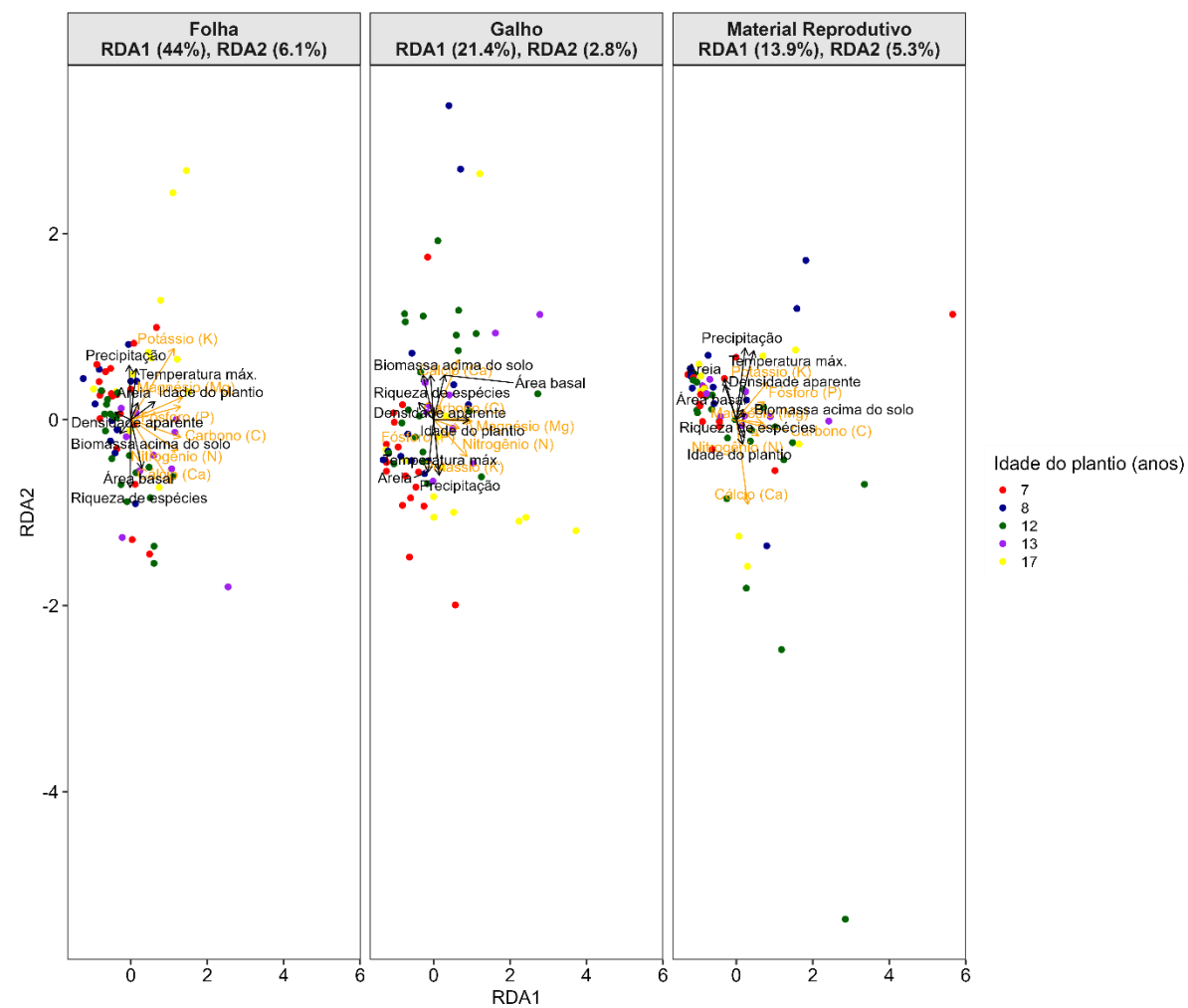


Figura 25 - Análise de Redundância (RDA) dos estoques de nutrientes (C, N, P, K, Ca, Mg) (em laranja) na serapilheira por fração (folha, galho e material reprodutivo) em relação às variáveis ambientais. Em preto as variáveis ambientais, estruturas da comunidade e características físicas do solo.

Tabela 6 - Força e direção da correlação entre as variáveis ambientais (precipitação e temperatura), estruturais da comunidade (riqueza, plantio basal e biomassa acima do solo) e características do solo (densidade aparente e granulometria) e os eixos canônicos RDA1 e RDA2, para cada fração da serapilheira. A coluna “Força” representa o comprimento do vetor no espaço de ordenação, indicando o grau de associação de cada nutriente com o modelo de RDA. As colunas “cor_RDA1” e “cor_RDA2” mostram a correlação de cada nutriente com os eixos RDA1 e RDA2, respectivamente. Valores mais próximos de 1 ou -1 indicam forte alinhamento com o respectivo eixo, enquanto valores próximos de 0 indicam baixa correlação. Os dados estão organizados por fração (folha, galho e material reprodutivo).

Fração	Variável	Força	cor_RDA1	cor_RDA2	p_value	
Folha	Área basal	0,5973421	0,28851833	-0,52304374	0,002	*
Folha	Areia	0,2590028	0,18534708	0,18091133	0,092	
Folha	Biomassa acima do solo	0,32061002	-0,28354281	-0,14964713	0,03	*
Folha	Densidade aparente	0,42634304	-0,4187653	0,08002507	0,15	
Folha	Idade do plantio	0,66018881	0,63134654	0,19300471	0,001	*
Folha	Precipitação	0,58536468	-0,04623744	0,58353569	0,013	*
Folha	Riqueza de espécies	0,7313601	-0,01940281	-0,73110268	0,045	*
Folha	Temperatura máx.	0,56757404	0,14074777	0,54984575	0,001	*
Galho	Área basal	0,55604813	0,28612983	0,47678008	0,179	
Galho	Areia	0,58252602	-0,14576072	-0,56399502	0,385	
Galho	Biomassa acima do solo	0,55565163	-0,27858335	0,48077027	0,261	
Galho	Densidade aparente	0,43167707	-0,3907224	0,1835241	0,61	
Galho	Idade do plantio	0,92440293	0,92438204	-0,00621508	0,001	*
Galho	Precipitação	0,6162843	0,1471214	-0,59846607	0,232	
Galho	Riqueza de espécies	0,48371393	-0,07983727	0,47707984	0,744	
Galho	Temperatura máx.	0,55363807	0,12675115	-0,53893345	0,87	
Material reprodutivo	Área basal	0,2183636	0,18831557	0,1105437	0,921	
Material reprodutivo	Areia	0,54006761	-0,31383516	0,43952305	0,189	
Material reprodutivo	Biomassa acima do solo	0,25860617	0,25100782	0,0622272	0,3	
Material reprodutivo	Densidade aparente	0,48318847	-0,30772958	0,3725233	0,228	
Material reprodutivo	Idade do plantio	0,31060624	0,16596254	-0,26255033	0,39	

Fração	Variável	Força	cor_RDA1	cor_RDA2	p_value	
Material reprodutivo	Precipitação	0,80444155	0,2339094	0,76968344	0,057	
Material reprodutivo	Riqueza de espécies	0,28294163	0,20612406	-0,19382683	0,369	
Material reprodutivo	Temperatura máx.	0,87179624	0,46030444	0,74037052	0,003	*

Tabela 7 - Força e direção da correlação entre os estoques de nutrientes (C, N, P, K, Ca, Mg) e os eixos canônicos RDA1 e RDA2, para cada fração da serapilheira. A coluna “Força” representa o comprimento do vetor no espaço de ordenação, indicando o grau de associação de cada nutriente com o modelo de RDA. As colunas “cor_RDA1” e “cor_RDA2” mostram a correlação de cada nutriente com os eixos RDA1 e RDA2, respectivamente. Valores mais próximos de 1 ou -1 indicam forte alinhamento com o respectivo eixo, enquanto valores próximos de 0 indicam baixa correlação. Os dados estão organizados por fração (folha, galho e material reprodutivo).

Fração	Variável	Força	cor_RDA1	cor_RDA2
Folha	Cálcio (Ca)	1,24863811	1,04513428	-0,6832214
Folha	Potássio (K)	1,36721258	1,13283471	0,76547747
Folha	Magnésio (Mg)	1,37456661	1,35316013	0,24164235
Folha	Fósforo (P)	1,31192814	1,304594	0,13852777
Folha	Nitrogênio (N)	1,28074768	1,23672697	-0,33289792
Folha	Carbono (C)	1,32072949	1,30690343	-0,19060383
Galho	Cálcio (Ca)	0,91799397	0,65455884	0,64363472
Galho	Potássio (K)	0,95774874	0,87194978	-0,39621488
Galho	Magnésio (Mg)	1,00631762	1,00616741	-0,01738657
Galho	Fósforo (P)	0,67927643	0,67271876	-0,09415914
Galho	Nitrogênio (N)	0,93854842	0,93846977	-0,0121507
Galho	Carbono (C)	0,92137949	0,92120701	0,01782679
Material reprodutivo	Cálcio (Ca)	0,9593901	0,30043836	-0,91113455
Material reprodutivo	Potássio (K)	0,91688241	0,82275405	0,40465926
Material reprodutivo	Magnésio (Mg)	0,69414979	0,69331129	-0,0341084
Material reprodutivo	Fósforo (P)	0,76142105	0,73763864	0,1888154
Material reprodutivo	Nitrogênio (N)	0,60851681	0,58275099	-0,17519703
Material reprodutivo	Carbono (C)	0,82463607	0,81985073	-0,08870985

5.4. DISCUSSÃO

A produção e o acúmulo de serapilheira desempenham papel central no funcionamento de ecossistemas florestais, especialmente em plantios submetidos a processos de restauração ecológica (Cuevas & Lugo, 1998; Silver *et al.*, 2014, Camargo *et al.*, 2015, Erfani *et al.*, 2017). Este compartimento é considerada um componente importante da produtividade primária líquida (PPL) (Clark *et al.* 2001b, Aragão *et al.* 2009, Malhi *et al.*, 2011) e exerce uma influência direta sobre processos ecossistêmicos fundamentais, como a ciclagem biogeoquímica, a formação de matéria orgânica e a melhoria da estrutura e fertilidade do solo (Giweta, 2020; Bonfanti *et al.*, 2025).

Em nossos estudos, os valores médios de produção anual de serapilheira geralmente oscilaram entre 9,7 t ha⁻¹ e 10,37 t ha⁻¹. Os dados indicaram ampla variação na produção anual de serapilheira entre os plantios e entre as frações analisadas, refletindo a influência do estágio de desenvolvimento da vegetação e das características ambientais locais (Scoriza e Rodrigues, 2014; Zanini *et al.*, 2021). Já a produção anual de serapilheira em fragmentos florestais secundários variaram de 7,2 a 12,22 t ha⁻¹ em florestas secundárias (Araújo *et al.*, 2005; Nascimento, 2005; Silva, 2009). Em resumo, os valores encontrados para produção anual de serapilheira para os plantios estudados (Tabela 1) situam-se dentro daquilo que tem sido reportado para plantios em restauração florestal no Brasil (Moreira & Silva., 2004; Villa *et al.*, 2016; Bello *et al.*, 2022).

A diferença significativa entre os plantios observados está de acordo com o padrão de que a produção de serapilheira tende a aumentar à medida que o plantio muda a estrutura da vegetação, tornando-se mais complexa, aproximando-se dos valores verificados em ecossistemas de referência (Huang *et al.*, 2017; Martinelli & dos Santos - Silva, 2017; Lópes-Camanho, 2023). No entanto, não observamos uma relação direta e significativa com a idade do plantio, pois o plantio com 13 anos apresentou uma produção de serapilheira superior a plantio com 17 anos. Essa inversão pode ser explicada pela estrutura da comunidade nestes plantios. Ao avaliar as mesmas plantios, dos Reis (2024), encontrou que o plantio de 13 anos (ESJ) apresentou maiores valores na riqueza, densidade absoluta e área basal de mudas e regeneração quando

comparado com o plantio de 17 anos. Assim, a complexidade estrutural, não a idade em si, demonstrou se o fator determinante na produção de serapilheira.

A variação marcante entre as frações evidencia o papel dominante da fração folha, no qual, foi responsável por mais de 60% do total da serapilheira produzida, enquanto as frações galho, material reprodutivo e restos respondem por porções menores (Nascimento, 2005; Silva, 2009; Gonçalves Jr *et al.*, 2014). No geral, a maior queda de folhas pode estar associado a maior complexidade da comunidade (Zhang *et al.*, 2014; Souza *et al.*, 2019). Huang *et al.*, 2017 ao relacionar a diversidade de espécies com a quantidade e a qualidade da serapilheira produzida observou que a riqueza de espécies apresenta um efeito forte e positivo com a qualidade e quantidade da fração foliar produzida.

As florestas tropicais com uma estação seca marcada tendem a apresentar o pico de queda de serapilheira no final da seca e início da chuvosa. Este é um padrão comum onde o estresse hídrico é a principal causa deste pico (Reich & Borchert, 1984, Wright & Cornejo, 1990). Já nos meses mais quentes e chuvoso a queda de serapilheira é constante com picos relacionados à queda de material reprodutivo (Proctor, 1983; Vitousek, 1984; Villela & Proctor, 1999).

Em nossos dados, a produção total de serapilheira apresentou discretas variações sazonais ao longo das campanhas, sem apresentar uma relação direta com os períodos de seca ou chuvoso, mas com picos de queda nos meses de transição entre as estações chuvosas e seca. Williams-Linera *et al.* (2021), ao avaliar a produção anual de serapilheira em plantio em restauração (ativa e passiva), florestas secundárias e maduras em Florestas tropicais nebulares, observou que, em florestas secundárias e maduras, a produção de serapilheira apresentou uma relação direta com as variáveis ambientais. A dinâmica sazonal da produção de serapilheira observada em florestas tropicais úmidas tende a se repetir em plantios em restauração florestal, mas com intensidade determinada não apenas pelas variáveis climáticas, mas também pelo estágio sucessional, composição de espécies e estrutura da vegetação (Brown & Lugo, 1990; Lugo, 1992).

A fração foliar exibiu a maior amplitude temporal e maior sensibilidade à sazonalidade, com picos de deposição coincidentes com os períodos mais

chuvosos e quentes do ano. Este é um padrão já descrito em florestas tropicais e subtropicais (Moura *et al.*, 2007; Chave *et al.*, 2010). Por outro lado, a deposição de galhos e da fração “resto” mostrou-se mais irregular, possivelmente associada a eventos pontuais de senescência estrutural ou ação do vento, enquanto a queda de material reprodutivo evidenciou pulsos concentrados, compatíveis com eventos de frutificação síncrona (Chave *et al.*, 2010). Essas flutuações temporais indicam que a produção de serapilheira está condicionada tanto ao estágio sucessional quanto à variabilidade climática intra-anual, especialmente à precipitação e à temperatura, que atuam como gatilhos para a senescência foliar, floração e frutificação (Palace *et al.*, 2012; Bellingham *et al.*, 2013).

A composição química da serapilheira diferiu entre as frações e mostrou padrões específicos associados aos diferentes plantios de plantio. A estabilidade das concentrações de C entre as frações e ao longo das diferentes idades de restauração é consistente com a literatura, que reconhece o C como um elemento predominantemente estrutural da biomassa vegetal (Aerts, 1997). Por essa razão, o teor de C apresenta baixa sensibilidade às mudanças na composição florística, à estrutura da comunidade ou aos estágios sucessionais associados ao processo de restauração, diferindo do comportamento de nutrientes mais dinâmicos, como N, P, Ca e Mg (Aerts, 1997; Brown & Lugo., 1990; Valente *et al.*, 2023). Silva (2009), ao analisar a concentração temporal de C na serapilheira em fragmentos secundários da região, também não encontrou diferença significativa na relação entre a concentração de C e N e o tempo.

Já as concentrações de N e P apresentaram maior variabilidade ao longo das coletas, com destaque para os altos valores registrados no material reprodutivo e em plantios mais jovens. N e P apresentam maior variabilidade porque são nutrientes metabolicamente dinâmicos, sensíveis a mudanças na composição florística, na fase fenológica e no estágio sucessional (Reich *et al.*, 1997). O enriquecimento do material reprodutivo reflete o alto investimento nutricional das plantas em tecidos destinados à reprodução (Chapin, 1980; Killingbeck, 1996; Berg, 2008), enquanto os maiores valores em plantios jovens (Killingbeck, 1996) estão associados à dominância de espécies pioneiras e ao

crescimento acelerado, características que exigem maiores concentrações de N e P nos tecidos (Aerts & Chapin, 2000).

A diminuição das concentrações foliares de Ca com o avanço da idade do plantio, provavelmente reflete mudanças florísticas ao longo da sucessão, com a substituição de espécies pioneiras, de maior teor nutricional, por espécies tardias, cujos tecidos são mais recalcitrantes (Coley *et al.*, 1985) e estruturalmente densos (Reich *et al.*, 1997; Wright *et al.*, 2004). Esse padrão implica uma redução na qualidade nutricional da serapilheira em fases mais maduras; contudo, esse efeito tende a ser compensado pela maior massa total de serapilheira depositada à medida que o dossel se desenvolve (Proctor, 1983; Sayer, 2005)

As concentrações de K e Mg não apresentaram um padrão marcante ao longo do ano e nem entre os plantios. A ausência de padrões consistentes para K e Mg, aliada à elevada variabilidade intra e entre frações da serapilheira, reforça que a composição química desse material deriva de uma interação complexa entre a composição florística (Proctor, 1983), as estratégias funcionais das espécies, o estágio sucessional e a variabilidade climática sazonal (Cornelissen *et al.*, 1999; Aerts & Chapin, 2000; Wright *et al.*, 2004), conforme documentado para nutrientes de maior mobilidade e sensibilidade fisiológica (Vitousek, 1984; Attiwill & Adams, 1993). Esses resultados evidenciam que o aumento na deposição de biomassa ao longo da sucessão não implica, necessariamente, maiores concentrações de nutrientes por unidade de massa (Guariguata & Ostertag, 2001; Wright *et al.*, 2004). Isso reforça a necessidade de integrar métricas de quantidade e qualidade da serapilheira para avaliar de forma mais acurada o retorno de nutrientes ao solo em plantios sob restauração.

O estoque dos nutrientes representa a quantidade efetiva de nutrientes retornados ao solo por unidade de área (Proctor, 1983; Vitousek, 1984). Assim, o estoque traduz a entrada real de nutrientes no sistema, dependente tanto da produtividade da vegetação quanto da composição química da serapilheira (Sayer *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2023). Verificamos em nossos resultados que os estoques de C, N, P, K, Ca e Mg foram mais elevados nos plantios mais antigos, especialmente aos 13 e 17 anos. Essa diferenciação também foi

observada nos dados da fração foliar. Esse aumento está vinculado ao maior aporte de material, mas à interação entre produção e composição química da serapilheira, a qual, em estágios mais avançados de restauração, tende a apresentar maior estabilidade funcional, refletindo-se em maiores quantidades de nutrientes por área (Morffi-Mestre *et al.*, 2023).

A análise de redundância revelou que a composição nutricional da serapilheira é modulada por um conjunto de fatores ambientais e estruturais da comunidade vegetal, cuja influência varia entre as frações. Na fração foliar, as concentrações de K e P estiveram fortemente associadas à temperatura máxima e à precipitação, reforçando o papel dos fatores climáticos como moduladores sazonais da qualidade do material vegetal. Esse padrão indica que, durante os períodos mais quentes e úmidos, a produção foliar incorpora maiores teores desses nutrientes, possivelmente devido à maior taxa de crescimento e ao maior turnover de folhas (Vitousek, 1984; Townsend *et al.*, 2007). Em contraste, as concentrações de Ca e N foram mais relacionados à estrutura da vegetação, especialmente à riqueza de espécies, à biomassa acima do solo e à plantio basal, indicando que comunidades mais diversas e estruturalmente complexas tendem a gerar serapilheira com maior conteúdo desses elementos (Vitousek & Sanford, 1986; McLaughlin & Wimmer, 1999; Townsend *et al.*, 2007; de Souza, 2023). Nas frações galho e reprodutiva, as associações também variaram: P e K nos galhos estiveram mais vinculados às características edáficas, como textura (areia) e densidade aparente, enquanto no material reprodutivo esses nutrientes mostraram correlação mais estreita com variáveis climáticas. Em conjunto, esses resultados reforçam que o acúmulo de nutrientes nos tecidos vegetais não é controlado por um único fator, mas emerge da interação entre estratégias funcionais das espécies, condições edáficas e flutuações climáticas (Wright *et al.*, 2004).

5.5. CONCLUSÃO

Este estudo evidenciou que a serapilheira representa um componente funcional estratégico para diagnosticar e monitorar a trajetória de plantios em restauração florestal. A análise integrada da produção, composição química e estoques de nutrientes revelou que a maturidade dos plantios, estrutura da

vegetação e diversidade de espécies, está associada a um maior aporte de serapilheira e nutrientes ao solo. O aumento da produção total e dos estoques, sobretudo na fração foliar, indica que os plantios mais antigos apresentam maior capacidade de sustentar processos ecológicos essenciais, como a ciclagem biogeoquímica, a formação de matéria orgânica e a manutenção da fertilidade edáfica.

Apesar da ausência de um padrão linear nas concentrações de nutrientes ao longo do gradiente de idade, os estoques se mostraram mais sensíveis para detectar mudanças funcionais, revelando que a massa de serapilheira é determinante para o retorno efetivo de nutrientes. A forte influência de fatores climáticos, como precipitação e temperatura, e estruturais, como a plantio basal e a riqueza de espécies, sobre a dinâmica da serapilheira reforça a necessidade de abordagens multivariadas que considerem tanto atributos bióticos quanto abióticos na avaliação da restauração.

Além disso, a variação sazonal observada em todas as frações e nutrientes destaca a importância de incorporar séries temporais ao monitoramento ecológico, evitando interpretações baseadas em amostragens pontuais. A distinção entre frações funcionais também se mostrou crucial, pois cada uma delas apresentou padrões próprios de deposição e acúmulo, refletindo diferentes estratégias fenológicas e funcionais das espécies vegetais presentes.

Os resultados aqui apresentados contribuem de forma significativa para o entendimento dos mecanismos ecológicos que regulam a ciclagem de nutrientes em ambientes restaurados e oferecem parâmetros confiáveis para o aprimoramento de indicadores de sucesso da restauração. Recomenda-se que futuros estudos explorem o papel da diversidade funcional das espécies, a decomposição da serapilheira e a interação com a microbiota do solo, visando compreender com maior profundidade os desdobramentos dos aportes sobre a qualidade e a resiliência dos solos restaurados. Por fim, este trabalho reforça que a serapilheira não é apenas um produto da vegetação em regeneração, mas também um agente ativo na reconfiguração ecológica dos ecossistemas em restauração.

5.6. REFERÊNCIAS

- Aerts, R., & Chapin III, F. S. (1999). The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. In *Advances in ecological research* (Vol. 30, pp. 1-67). Academic Press.
- Araújo, R. S. D., Rodrigues, F. C. P., Machado, M. R., Pereira, M. G., & Frazão, F. J. (2005). Aporte de serrapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. *Floresta e Ambiente*, 12(2), 15-21.
- Attiwill, P. M., & Adams, M. A. (1993). Nutrient cycling in forests. *New phytologist*, 124(4), 561-582.
- Barton, K. (2023). *MuMIn: Multi-model inference*. R package version 1.47.1. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bello, O. C., Cunha, J. M., Campos, M. C. C., Pereira, M. G., Santos, L. A. C., Martins, T. S., & Brito Filho, E. G. D. (2022). Produção e decomposição de serrapilheira em áreas de reflorestamento e floresta nativa no sul do Amazonas. *Ciência Florestal*, 32(4), 1854-1875.
- Bonfanti, J., Potapov, A. M., Angst, G., Ganault, P., Briones, M. J., Calderón-Sanou, I., ... & Berg, M. P. (2025). Linking effect traits of soil fauna to processes of organic matter transformation. *Functional ecology*, 39(2), 446-461.
- Brady, N. C., Weil, R. R., & Weil, R. R. (2008). *The nature and properties of soils* (Vol. 13, pp. 662-710). Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Brown, S., & Lugo, A. E. (1990). Tropical secondary forests. *Journal of tropical ecology*, 6(1), 1-32.

- Camargo, M., Giarrizzo, T., & Jesus, A. J. S. D. (2015). Effect of seasonal flooding cycle on litterfall production in alluvial rainforest on the middle Xingu River (Amazon basin, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 75(3 suppl 1), 250-256.
- Chave, J., Navarrete, D., Almeida, S., Álvarez, E., Aragão, L. E., Bonal, D., ... & Malhi, Y. (2010). Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. *Biogeosciences*, 7(1), 43-55.
- Cuevas, E., & Lugo, A. E. (1998). Dynamics of organic matter and nutrient return from litterfall in stands of ten tropical tree plantation species. *Forest ecology and management*, 112(3), 263-279.
- Erfani, M., Salmanmahiny, A., Danehkar, A., & Etemad, V. (2017). Modeling of forest soil and litter health using disturbance and landscape heterogeneity indicators in northern Iran. *Journal of Mountain Science*, 14(9), 1801-1813.
- Fox, J., & Weisberg, S. (2019). *An R companion to applied regression* (3rd ed.). Sage.
- Giweta, M. (2020). Role of litter production and its decomposition, and factors affecting the processes in a tropical forest ecosystem: a review. *Journal of Ecology and Environment*, 44(1), 11.
- Gonçalves Jr, J. F., de Souza Rezende, R., Gregório, R. S., & Valentin, G. C. (2014). Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. *Limnologica*, 44, 40-48.
- Huang, Y., Ma, Y., Zhao, K., Niklaus, P. A., Schmid, B., & He, J. S. (2017). Positive effects of tree species diversity on litterfall quantity and quality along a secondary successional chronosequence in a subtropical forest. *Journal of Plant Ecology*, 10(1), 28-35.
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B., & Christensen, R. H. B. (2017). *ImerTest package: Tests in linear mixed effects models*. *Journal of Statistical Software*, 82(13), 1–26. <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>

López-Camacho, R. (2023). Litterfall and nutrient transfer dynamics in a successional gradient of tropical dry forest in Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 71(1).

Lugo, A. E. (1992). Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age: Ecological archives M062-001. *Ecological monographs*, 62(1), 1-41.

Machado, M. R., Rodrigues, F., CM, P., & Pereira, M. G. (2008). Produção de serapilheira como bioindicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. *Revista Árvore*, 32, 143-151.

Martinelli, L. A., Lins, S. R., & dos Santos-Silva, J. C. (2017). Fine litterfall in the Brazilian Atlantic forest. *Biotropica*, 49(4), 443-451.

Martins, S. V. (Ed.). (2012). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Editora UFV, Universidade Federal de Viçosa.

McLaughlin, S. B., & Wimmer, R. (1999). Tansley Review No. 104 Calcium physiology and terrestrial ecosystem processes. *The New Phytologist*, 142(3), 373-417.

MENDES, M. S., LATAWIEC, A. E., SANSEVERO, J. B. et al. Look down—there is a gap—the need to include soil data in Atlantic Forest restoration. *Restoration ecology*, v. 27, n. 2, p. 361-370, 2019.

Moreira, P. R., & Silva, O. A. D. (2004). Produção de serapilheira em área reflorestada. *Revista Árvore*, 28, 49-59.

NASCIMENTO, A. C. P. 2005 Produção e aporte de nutrientes da serrapilheira produzida em um fragmento de Mata Atlântica da Reserva Biológica União, RJ. Dissertação de Mestrado (Biociências e Biotecnologia). UENF, Campos dos Goytacazes, RJ.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., et al. (2022). *vegan: Community ecology package*. R package version 2.6-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Proctor, J. (1984). *Litter production in tropical rainforest*. In: *Physiological Ecology of Plants of the Wet Tropics*.

Rodrigues, R. R., & Gandolfi, S. (1998). Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. Recuperação de plantios degradados.

Sayer, E. J., Tanner, E. V., & Lacey, A. L. (2006). Effects of litter manipulation on early-stage decomposition and meso-arthropod abundance in a tropical moist forest. *Forest ecology and management*, 229(1-3), 285-293.

Sayer, E. J., Rodtassana, C., Sheldrake, M., Brechet, L. M., Ashford, O. S., Lopez-Sangil, L., ... & Tanner, E. V. (2020). Revisiting nutrient cycling by litterfall—Insights from 15 years of litter manipulation in old-growth lowland tropical forest. In *Advances in ecological research* (Vol. 62, pp. 173-223). Academic Press.

Scoriza, R. N., & Piña-Rodrigues, F. C. M. (2014). Influence of precipitation and air temperature in production of litterfall in stretch of seasonal forest.

Silva, A. P. (2009). *Ciclagem de nutrientes na Mata Atlântica de baixada na APA da bacia do rio São João, RJ: efeito do tamanho do fragmento* (Doctoral dissertation, Tese de doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense).

Silver, W. L., Hall, S. J., & González, G. (2014). Differential effects of canopy trimming and litter deposition on litterfall and nutrient dynamics in a wet subtropical forest. *Forest Ecology and Management*, 332, 47-55.

Souza, S. R., Veloso, M. D., Espírito-Santo, M. M., Silva, J. O., Sánchez-Azofeifa, A., Souza e Brito, B. G., & Fernandes, G. W. (2019). Litterfall dynamics along a successional gradient in a Brazilian tropical dry forest. *Forest Ecosystems*, 6(1), 35.

de Souza, R. C., Pereira, M. G., Machado, D. L., de Oliveira Toledo, L., Menezes, C. E. G., dos Santos, G. L., ... & Mendonça, V. M. M. (2023). Nutrient cycling aspects as possible ecosystem functional indicators of successional stage in

Semideciduous seasonal forest, Rio de Janeiro state, Brazil. *Acta Oecologica*, 121, 103951.

Swift, M. J., Heal, O. W., Anderson, J. M., & Anderson, J. M. (1979). *Decomposition in terrestrial ecosystems* (Vol. 5). Univ of California Press.

Valente, F. D. D. A., Castro, M. F. D., Lustosa Filho, J. F., Lopes, A. T., Borges, S. R., Gomes, L. C., ... & Oliveira, T. S. D. (2023). Litterfall production, decomposition and litter nutrient contents in a mined area revegetated with different forest species. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 47, e0220122.

Villa, E. B., Pereira, M. G., Alonso, J. M., Beutler, S. J., & Leles, P. S. D. S. (2016). Aporte de serapilheira e nutrientes em área de restauração florestal com diferentes espaçamentos de plantio. *Floresta e Ambiente*, 23(1), 90-99.

Villela, D. M., & Proctor, J. (1999). Annual tree litterfall in a tropical rain forest in southeastern Brazil. *Biotropica*, 31(4): 512–520.

Vitousek, P. M. (1984). *Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests*. *Ecology*, 65(1): 285–298.

Zanini, A. M., Mayrinck, R. C., Vieira, S. A., de Camargo, P. B., & Rodrigues, R. R. (2021). The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 481, 118734.

Zhang, X., Pei, G., Sun, J., Huang, Y., Huang, Q., Xie, H., ... & Hu, B. (2023). Responses of soil nitrogen cycling to changes in aboveground plant litter inputs: A meta-analysis. *Geoderma*, 439, 116678.

Zuur, A.F., Ieno, E.N. and Elphick, C.S., 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), pp.3–14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

Williams-Linera, G., Bonilla-Moheno, M., López-Barrera, F., & Tolome, J. (2021). Litterfall, vegetation structure and tree composition as indicators of functional recovery in passive and active tropical cloud forest restoration. *Forest Ecology and Management*, 493, 119260.

5.7. ANEXO

Tabela 8 - Detalhamento das amostras compostas referente a serapilheira produzida nos sete plantios em restauração florestal.

Plantio	Idade	Parcela	Coletores	Meses	Fração	Código_CP
FSJ	7	4	1,2,3	2,3,4	Folha	CP001
FSJ	7	4	1,2,3	2,3,4	Galho	CP002
FSJ	7	4	1,2,3	2,3,4	Material reprodutivo	CP003
FSJ	7	4	1,2,3	2,3,4	Resto	CP004
FSJ	7	3	4,5,6	2,3,4	Folha	CP005
FSJ	7	3	4,5,6	2,3,4	Galho	CP006
FSJ	7	3	4,5,6	2,3,4	Material reprodutivo	CP007
FSJ	7	3	4,5,6	2,3,4	Resto	CP008
FSJ	7	2	7,8,9	2,3,4	Folha	CP009
FSJ	7	2	7,8,9	2,3,4	Galho	CP010
FSJ	7	2	7,8,9	2,3,4	Material reprodutivo	CP011
FSJ	7	2	7,8,9	2,3,4	Resto	CP012
FBB	8	2	10,11,12	2,3,4	Folha	CP013
FBB	8	2	10,11,12	2,3,4	Galho	CP014
FBB	8	2	10,11,12	2,3,4	Material reprodutivo	CP015
FBB	8	2	10,11,12	2,3,4	Resto	CP016
FBB	8	3	13,14,15	2,3,4	Folha	CP017
FBB	8	3	13,14,15	2,3,4	Galho	CP018
FBB	8	3	13,14,15	2,3,4	Material reprodutivo	CP019
FBB	8	3	13,14,15	2,3,4	Resto	CP020
FBB	8	4	16,17,18	2,3,4	Folha	CP021
FBB	8	4	16,17,18	2,3,4	Galho	CP022
FBB	8	4	16,17,18	2,3,4	Material reprodutivo	CP023
FBB	8	4	16,17,18	2,3,4	Resto	CP024
VEND	17	3	19,20,21	2,3,4	Folha	CP025
VEND	17	3	19,20,21	2,3,4	Galho	CP026
VEND	17	3	19,20,21	2,3,4	Material reprodutivo	CP027
VEND	17	3	19,20,21	2,3,4	Resto	CP028
VEND	17	2	22,23,24	2,3,4	Folha	CP029
VEND	17	2	22,23,24	2,3,4	Galho	CP030
VEND	17	2	22,23,24	2,3,4	Material reprodutivo	CP031
VEND	17	2	22,23,24	2,3,4	Resto	CP032
VEND	17	5	25,26,27	2,3,4	Folha	CP033
VEND	17	5	25,26,27	2,3,4	Galho	CP034
VEND	17	5	25,26,27	2,3,4	Material reprodutivo	CP035
VEND	17	5	25,26,27	2,3,4	Resto	CP036
AFE	12	1	28,29,30	2,3,4	Folha	CP037
AFE	12	1	28,29,30	2,3,4	Galho	CP038

	12				Material	
AFE		1	28,29,30	2,3,4	reprodutivo	CP039
AFE	12	1	28,29,30	2,3,4	Resto	CP040
AFE	12	3	31,32,33	2,3,4	Folha	CP041
AFE	12	3	31,32,33	2,3,4	Galho	CP042
	12				Material	
AFE		3	31,32,33	2,3,4	reprodutivo	CP043
AFE	12	3	31,32,33	2,3,4	Resto	CP044
AFE	12	5	34,35,36	2,3,4	Folha	CP045
AFE	12	5	34,35,36	2,3,4	Galho	CP046
	12				Material	
AFE		5	34,35,36	2,3,4	reprodutivo	CP047
AFE	12	5	34,35,36	2,3,4	Resto	CP048
FNZ	7	1	37,38,39	2,3,4	Folha	CP049
FNZ	7	1	37,38,39	2,3,4	Galho	CP050
	7				Material	
FNZ		1	37,38,39	2,3,4	reprodutivo	CP051
FNZ	7	1	37,38,39	2,3,4	Resto	CP052
FNZ	7	2	40,41,42	2,3,4	Folha	CP053
FNZ	7	2	40,41,42	2,3,4	Galho	CP054
	7				Material	
FNZ		2	40,41,42	2,3,4	reprodutivo	CP055
FNZ	7	2	40,41,42	2,3,4	Resto	CP056
FNZ	7	3	43,44,45	2,3,4	Folha	CP057
FNZ	7	3	43,44,45	2,3,4	Galho	CP058
	7				Material	
FNZ		3	43,44,45	2,3,4	reprodutivo	CP059
FNZ	7	3	43,44,45	2,3,4	Resto	CP060
REN	12	3	46,47,48	2,3,4	Folha	CP061
REN	12	3	46,47,48	2,3,4	Galho	CP062
	12				Material	
REN		3	46,47,48	2,3,4	reprodutivo	CP063
REN	12	3	46,47,48	2,3,4	Resto	CP064
REN	12	4	49,50,51	2,3,4	Folha	CP065
REN	12	4	49,50,51	2,3,4	Galho	CP066
	12				Material	
REN		4	49,50,51	2,3,4	reprodutivo	CP067
REN	12	4	49,50,51	2,3,4	Resto	CP068
REN	12	5	52,53,54	2,3,4	Folha	CP069
REN	12	5	52,53,54	2,3,4	Galho	CP070
	12				Material	
REN		5	52,53,54	2,3,4	reprodutivo	CP071
REN	12	5	52,53,54	2,3,4	Resto	CP072
ESJ	13	1	55,56,57	2,3,4	Folha	CP073
ESJ	13	1	55,56,57	2,3,4	Galho	CP074
	13				Material	
ESJ		1	55,56,57	2,3,4	reprodutivo	CP075
ESJ	13	1	55,56,57	2,3,4	Resto	CP076
ESJ	13	3	58,59,60	2,3,4	Folha	CP077
ESJ	13	3	58,59,60	2,3,4	Galho	CP078
	13				Material	
ESJ		3	58,59,60	2,3,4	reprodutivo	CP079

ESJ	13	3	58,59,60	2,3,4	Resto	CP080
ESJ	13	4	61,62,63	2,3,4	Folha	CP081
ESJ	13	4	61,62,63	2,3,4	Galho	CP082
	13				Material	
ESJ		4	61,62,63	2,3,4	reprodutivo	CP083
ESJ	13	4	61,62,63	2,3,4	Resto	CP084
FSJ	7	4	1,2,3	5,6,7	Folha	CP085
FSJ	7	4	1,2,3	5,6,7	Galho	CP086
					Material	
FSJ	7	4	1,2,3	5,6,7	reprodutivo	CP087
FSJ	7	4	1,2,3	5,6,7	Resto	CP088
FSJ	7	3	4,5,6	5,6,7	Folha	CP089
FSJ	7	3	4,5,6	5,6,7	Galho	CP090
					Material	
FSJ	7	3	4,5,6	5,6,7	reprodutivo	CP091
FSJ	7	3	4,5,6	5,6,7	Resto	CP092
FSJ	7	2	7,8,9	5,6,7	Folha	CP093
FSJ	7	2	7,8,9	5,6,7	Galho	CP094
					Material	
FSJ	7	2	7,8,9	5,6,7	reprodutivo	CP095
FSJ	7	2	7,8,9	5,6,7	Resto	CP096
FBB	8	2	10,11,12	5,6,7	Folha	CP097
FBB	8	2	10,11,12	5,6,7	Galho	CP098
					Material	
FBB	8	2	10,11,12	5,6,7	reprodutivo	CP099
FBB	8	2	10,11,12	5,6,7	Resto	CP100
FBB	8	3	13,14,15	5,6,7	Folha	CP101
FBB	8	3	13,14,15	5,6,7	Galho	CP102
					Material	
FBB	8	3	13,14,15	5,6,7	reprodutivo	CP103
FBB	8	3	13,14,15	5,6,7	Resto	CP104
FBB	8	4	16,17,18	5,6,7	Folha	CP105
FBB	8	4	16,17,18	5,6,7	Galho	CP106
					Material	
FBB	8	4	16,17,18	5,6,7	reprodutivo	CP107
FBB	8	4	16,17,18	5,6,7	Resto	CP108
VEND	17	3	19,20,21	5,6,7	Folha	CP109
VEND	17	3	19,20,21	5,6,7	Galho	CP110
	17				Material	
VEND		3	19,20,21	5,6,7	reprodutivo	CP111
VEND	17	3	19,20,21	5,6,7	Resto	CP112
VEND	17	2	22,23,24	5,6,7	Folha	CP113
VEND	17	2	22,23,24	5,6,7	Galho	CP114
	17				Material	
VEND		2	22,23,24	5,6,7	reprodutivo	CP115
VEND	17	2	22,23,24	5,6,7	Resto	CP116
VEND	17	5	25,26,27	5,6,7	Folha	CP117
VEND	17	5	25,26,27	5,6,7	Galho	CP118
	17				Material	
VEND		5	25,26,27	5,6,7	reprodutivo	CP119
VEND	17	5	25,26,27	5,6,7	Resto	CP120
AFE	12	1	28,29,30	5,6,7	Folha	CP121

AFE	12	1	28,29,30	5,6,7	Galho	CP122
	12				Material	
AFE		1	28,29,30	5,6,7	reprodutivo	CP123
AFE	12	1	28,29,30	5,6,7	Resto	CP124
AFE	12	3	31,32,33	5,6,7	Folha	CP125
AFE	12	3	31,32,33	5,6,7	Galho	CP126
	12				Material	
AFE		3	31,32,33	5,6,7	reprodutivo	CP127
AFE	12	3	31,32,33	5,6,7	Resto	CP128
AFE	12	5	34,35,36	5,6,7	Folha	CP129
AFE	12	5	34,35,36	5,6,7	Galho	CP130
	12				Material	
AFE		5	34,35,36	5,6,7	reprodutivo	CP131
AFE	12	5	34,35,36	5,6,7	Resto	CP132
FNZ	7	1	37,38,39	5,6,7	Folha	CP133
FNZ	7	1	37,38,39	5,6,7	Galho	CP134
	7				Material	
FNZ		1	37,38,39	5,6,7	reprodutivo	CP135
FNZ	7	1	37,38,39	5,6,7	Resto	CP136
FNZ	7	2	40,41,42	5,6,7	Folha	CP137
FNZ	7	2	40,41,42	5,6,7	Galho	CP138
	7				Material	
FNZ		2	40,41,42	5,6,7	reprodutivo	CP139
FNZ	7	2	40,41,42	5,6,7	Resto	CP140
FNZ	7	3	43,44,45	5,6,7	Folha	CP141
FNZ	7	3	43,44,45	5,6,7	Galho	CP142
	7				Material	
FNZ		3	43,44,45	5,6,7	reprodutivo	CP143
FNZ	7	3	43,44,45	5,6,7	Resto	CP144
REN	12	3	46,47,48	5,6,7	Folha	CP145
REN	12	3	46,47,48	5,6,7	Galho	CP146
	12				Material	
REN		3	46,47,48	5,6,7	reprodutivo	CP147
REN	12	3	46,47,48	5,6,7	Resto	CP148
REN	12	4	49,50,51	5,6,7	Folha	CP149
REN	12	4	49,50,51	5,6,7	Galho	CP150
	12				Material	
REN		4	49,50,51	5,6,7	reprodutivo	CP151
REN	12	4	49,50,51	5,6,7	Resto	CP152
REN	12	5	52,53,54	5,6,7	Folha	CP153
REN	12	5	52,53,54	5,6,7	Galho	CP154
	12				Material	
REN		5	52,53,54	5,6,7	reprodutivo	CP155
REN	12	5	52,53,54	5,6,7	Resto	CP156
ESJ	13	1	55,56,57	5,6,7	Folha	CP157
ESJ	13	1	55,56,57	5,6,7	Galho	CP158
	13				Material	
ESJ		1	55,56,57	5,6,7	reprodutivo	CP159
ESJ	13	1	55,56,57	5,6,7	Resto	CP160
ESJ	13	3	58,59,60	5,6,7	Folha	CP161
ESJ	13	3	58,59,60	5,6,7	Galho	CP162

	13				Material	
ESJ		3	58,59,60	5,6,7	reprodutivo	CP163
ESJ	13	3	58,59,60	5,6,7	Resto	CP164
ESJ	13	4	61,62,63	5,6,7	Folha	CP165
ESJ	13	4	61,62,63	5,6,7	Galho	CP166
	13				Material	
ESJ		4	61,62,63	5,6,7	reprodutivo	CP167
ESJ	13	4	61,62,63	5,6,7	Resto	CP168
FSJ	7	4	1,2,3	8,9,10	Folha	CP169
FSJ	7	4	1,2,3	8,9,10	Galho	CP170
					Material	
FSJ	7	4	1,2,3	8,9,10	reprodutivo	CP171
FSJ	7	4	1,2,3	8,9,10	Resto	CP172
FSJ	7	3	4,5,6	8,9,10	Folha	CP173
FSJ	7	3	4,5,6	8,9,10	Galho	CP174
					Material	
FSJ	7	3	4,5,6	8,9,10	reprodutivo	CP175
FSJ	7	3	4,5,6	8,9,10	Resto	CP176
FSJ	7	2	7,8,9	8,9,10	Folha	CP177
FSJ	7	2	7,8,9	8,9,10	Galho	CP178
					Material	
FSJ	7	2	7,8,9	8,9,10	reprodutivo	CP179
FSJ	7	2	7,8,9	8,9,10	Resto	CP180
FBB	8	2	10,11,12	8,9,10	Folha	CP181
FBB	8	2	10,11,12	8,9,10	Galho	CP182
					Material	
FBB	8	2	10,11,12	8,9,10	reprodutivo	CP183
FBB	8	2	10,11,12	8,9,10	Resto	CP184
FBB	8	3	13,14,15	8,9,10	Folha	CP185
FBB	8	3	13,14,15	8,9,10	Galho	CP186
					Material	
FBB	8	3	13,14,15	8,9,10	reprodutivo	CP187
FBB	8	3	13,14,15	8,9,10	Resto	CP188
FBB	8	4	16,17,18	8,9,10	Folha	CP189
FBB	8	4	16,17,18	8,9,10	Galho	CP190
					Material	
FBB	8	4	16,17,18	8,9,10	reprodutivo	CP191
FBB	8	4	16,17,18	8,9,10	Resto	CP192
VEND	17	3	19,20,21	8,9,10	Folha	CP193
VEND	17	3	19,20,21	8,9,10	Galho	CP194
	17				Material	
VEND		3	19,20,21	8,9,10	reprodutivo	CP195
VEND	17	3	19,20,21	8,9,10	Resto	CP196
VEND	17	2	22,23,24	8,9,10	Folha	CP197
VEND	17	2	22,23,24	8,9,10	Galho	CP198
	17				Material	
VEND		2	22,23,24	8,9,10	reprodutivo	CP199
VEND	17	2	22,23,24	8,9,10	Resto	CP200
VEND	17	5	25,26,27	8,9,10	Folha	CP201
VEND	17	5	25,26,27	8,9,10	Galho	CP202
	17				Material	
VEND		5	25,26,27	8,9,10	reprodutivo	CP203

VEND	17	5	25,26,27	8,9,10	Resto	CP204
AFE	12	1	28,29,30	8,9,10	Folha	CP205
AFE	12	1	28,29,30	8,9,10	Galho	CP206
	12				Material	
AFE		1	28,29,30	8,9,10	reprodutivo	CP207
AFE	12	1	28,29,30	8,9,10	Resto	CP208
AFE	12	3	31,32,33	8,9,10	Folha	CP209
AFE	12	3	31,32,33	8,9,10	Galho	CP210
	12				Material	
AFE		3	31,32,33	8,9,10	reprodutivo	CP211
AFE	12	3	31,32,33	8,9,10	Resto	CP212
AFE	12	5	34,35,36	8,9,10	Folha	CP213
AFE	12	5	34,35,36	8,9,10	Galho	CP214
	12				Material	
AFE		5	34,35,36	8,9,10	reprodutivo	CP215
AFE	12	5	34,35,36	8,9,10	Resto	CP216
FNZ	7	1	37,38,39	8,9,10	Folha	CP217
FNZ	7	1	37,38,39	8,9,10	Galho	CP218
	7				Material	
FNZ		1	37,38,39	8,9,10	reprodutivo	CP219
FNZ	7	1	37,38,39	8,9,10	Resto	CP220
FNZ	7	2	40,41,42	8,9,10	Folha	CP221
FNZ	7	2	40,41,42	8,9,10	Galho	CP222
	7				Material	
FNZ		2	40,41,42	8,9,10	reprodutivo	CP223
FNZ	7	2	40,41,42	8,9,10	Resto	CP224
FNZ	7	3	43,44,45	8,9,10	Folha	CP225
FNZ	7	3	43,44,45	8,9,10	Galho	CP226
	7				Material	
FNZ		3	43,44,45	8,9,10	reprodutivo	CP227
FNZ	7	3	43,44,45	8,9,10	Resto	CP228
REN	12	3	46,47,48	8,9,10	Folha	CP229
REN	12	3	46,47,48	8,9,10	Galho	CP230
	12				Material	
REN		3	46,47,48	8,9,10	reprodutivo	CP231
REN	12	3	46,47,48	8,9,10	Resto	CP232
REN	12	4	49,50,51	8,9,10	Folha	CP233
REN	12	4	49,50,51	8,9,10	Galho	CP234
	12				Material	
REN		4	49,50,51	8,9,10	reprodutivo	CP235
REN	12	4	49,50,51	8,9,10	Resto	CP236
REN	12	5	52,53,54	8,9,10	Folha	CP237
REN	12	5	52,53,54	8,9,10	Galho	CP238
	12				Material	
REN		5	52,53,54	8,9,10	reprodutivo	CP239
REN	12	5	52,53,54	8,9,10	Resto	CP240
ESJ	13	1	55,56,57	8,9,10	Folha	CP241
ESJ	13	1	55,56,57	8,9,10	Galho	CP242
	13				Material	
ESJ		1	55,56,57	8,9,10	reprodutivo	CP243
ESJ	13	1	55,56,57	8,9,10	Resto	CP244
ESJ	13	3	58,59,60	8,9,10	Folha	CP245

ESJ	13	3	58,59,60	8,9,10	Galho	CP246
	13				Material	
ESJ		3	58,59,60	8,9,10	reprodutivo	CP247
ESJ	13	3	58,59,60	8,9,10	Resto	CP248
ESJ	13	4	61,62,63	8,9,10	Folha	CP249
ESJ	13	4	61,62,63	8,9,10	Galho	CP250
	13				Material	
ESJ		4	61,62,63	8,9,10	reprodutivo	CP251
ESJ	13	4	61,62,63	8,9,10	Resto	CP252
FSJ	7	4	1,2,3	11,12,01	Folha	CP253
FSJ	7	4	1,2,3	11,12,01	Galho	CP254
					Material	
FSJ	7	4	1,2,3	11,12,01	reprodutivo	CP255
FSJ	7	4	1,2,3	11,12,01	Resto	CP256
FSJ	7	3	4,5,6	11,12,01	Folha	CP257
FSJ	7	3	4,5,6	11,12,01	Galho	CP258
					Material	
FSJ	7	3	4,5,6	11,12,01	reprodutivo	CP259
FSJ	7	3	4,5,6	11,12,01	Resto	CP260
FSJ	7	2	7,8,9	11,12,01	Folha	CP261
FSJ	7	2	7,8,9	11,12,01	Galho	CP262
					Material	
FSJ	7	2	7,8,9	11,12,01	reprodutivo	CP263
FSJ	7	2	7,8,9	11,12,01	Resto	CP264
FBB	8	2	10,11,12	11,12,01	Folha	CP265
FBB	8	2	10,11,12	11,12,01	Galho	CP266
					Material	
FBB	8	2	10,11,12	11,12,01	reprodutivo	CP267
FBB	8	2	10,11,12	11,12,01	Resto	CP268
FBB	8	3	13,14,15	11,12,01	Folha	CP269
FBB	8	3	13,14,15	11,12,01	Galho	CP270
					Material	
FBB	8	3	13,14,15	11,12,01	reprodutivo	CP271
FBB	8	3	13,14,15	11,12,01	Resto	CP272
FBB	8	4	16,17,18	11,12,01	Folha	CP273
FBB	8	4	16,17,18	11,12,01	Galho	CP274
					Material	
FBB	8	4	16,17,18	11,12,01	reprodutivo	CP275
FBB	8	4	16,17,18	11,12,01	Resto	CP276
VEND	17	3	19,20,21	11,12,01	Folha	CP277
VEND	17	3	19,20,21	11,12,01	Galho	CP278
	17				Material	
VEND		3	19,20,21	11,12,01	reprodutivo	CP279
VEND	17	3	19,20,21	11,12,01	Resto	CP280
VEND	17	2	22,23,24	11,12,01	Folha	CP281
VEND	17	2	22,23,24	11,12,01	Galho	CP282
	17				Material	
VEND		2	22,23,24	11,12,01	reprodutivo	CP283
VEND	17	2	22,23,24	11,12,01	Resto	CP284
VEND	17	5	25,26,27	11,12,01	Folha	CP285
VEND	17	5	25,26,27	11,12,01	Galho	CP286

	17				Material	
VEND		5	25,26,27	11,12,01	reprodutivo	CP287
VEND	17	5	25,26,27	11,12,01	Resto	CP288
AFE	12	1	28,29,30	11,12,01	Folha	CP289
AFE	12	1	28,29,30	11,12,01	Galho	CP290
	12				Material	
AFE		1	28,29,30	11,12,01	reprodutivo	CP291
AFE	12	1	28,29,30	11,12,01	Resto	CP292
AFE	12	3	31,32,33	11,12,01	Folha	CP293
AFE	12	3	31,32,33	11,12,01	Galho	CP294
	12				Material	
AFE		3	31,32,33	11,12,01	reprodutivo	CP295
AFE	12	3	31,32,33	11,12,01	Resto	CP296
AFE	12	5	34,35,36	11,12,01	Folha	CP297
AFE	12	5	34,35,36	11,12,01	Galho	CP298
	12				Material	
AFE		5	34,35,36	11,12,01	reprodutivo	CP299
AFE	12	5	34,35,36	11,12,01	Resto	CP300
FNZ	7	1	37,38,39	11,12,01	Folha	CP301
FNZ	7	1	37,38,39	11,12,01	Galho	CP302
	7				Material	
FNZ		1	37,38,39	11,12,01	reprodutivo	CP303
FNZ	7	1	37,38,39	11,12,01	Resto	CP304
FNZ	7	2	40,41,42	11,12,01	Folha	CP305
FNZ	7	2	40,41,42	11,12,01	Galho	CP306
	7				Material	
FNZ		2	40,41,42	11,12,01	reprodutivo	CP307
FNZ	7	2	40,41,42	11,12,01	Resto	CP308
FNZ	7	3	43,44,45	11,12,01	Folha	CP309
FNZ	7	3	43,44,45	11,12,01	Galho	CP310
	7				Material	
FNZ		3	43,44,45	11,12,01	reprodutivo	CP311
FNZ	7	3	43,44,45	11,12,01	Resto	CP312
REN	12	3	46,47,48	11,12,01	Folha	CP313
REN	12	3	46,47,48	11,12,01	Galho	CP314
	12				Material	
REN		3	46,47,48	11,12,01	reprodutivo	CP315
REN	12	3	46,47,48	11,12,01	Resto	CP316
REN	12	4	49,50,51	11,12,01	Folha	CP317
REN	12	4	49,50,51	11,12,01	Galho	CP318
	12				Material	
REN		4	49,50,51	11,12,01	reprodutivo	CP319
REN	12	4	49,50,51	11,12,01	Resto	CP320
REN	12	5	52,53,54	11,12,01	Folha	CP321
REN	12	5	52,53,54	11,12,01	Galho	CP322
	12				Material	
REN		5	52,53,54	11,12,01	reprodutivo	CP323
REN	12	5	52,53,54	11,12,01	Resto	CP324
ESJ	13	1	55,56,57	11,12,01	Folha	CP325
ESJ	13	1	55,56,57	11,12,01	Galho	CP326
	13				Material	
ESJ		1	55,56,57	11,12,01	reprodutivo	CP327

ESJ	13	1	55,56,57	11,12,01	Resto	CP328
ESJ	13	3	58,59,60	11,12,01	Folha	CP329
ESJ	13	3	58,59,60	11,12,01	Galho	CP330
	13				Material	
ESJ		3	58,59,60	11,12,01	reprodutivo	CP331
ESJ	13	3	58,59,60	11,12,01	Resto	CP332
ESJ	13	4	61,62,63	11,12,01	Folha	CP333
ESJ	13	4	61,62,63	11,12,01	Galho	CP334
	13				Material	
ESJ		4	61,62,63	11,12,01	reprodutivo	CP335
ESJ	13	4	61,62,63	11,12,01	Resto	CP336

Tabela 9 - Conjunto de modelos lineares mistos (LMM) utilizados para avaliar os efeitos do plantio e das variáveis temporais (mês padronizado e campanha) sobre a produção de serapilheira total ($\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) e massa total acumulada (g m^{-2}). Os modelos incluem diferentes combinações de efeitos principais e interações, além de estrutura hierárquica de efeitos aleatórios (parcela/coletor) para representar a dependência espacial da amostragem.

```

modelo1t <- lmer(log_g_m2 ~ area + mes_num_z + (1 | parcela/coletor), data = dados_producao)
modelo1at <- lmer(log_g_m2 ~ area * mes_num_z + (1 | parcela/coletor), data = dados_producao)
modelo2t <- lmer(log_g_m2 ~ area + campanha + (1 | parcela/coletor), data = dados_producao)
modelo2at <- lmer(log_g_m2 ~ area * campanha + (1 | parcela/coletor), data = dados_producao)
modelo3t <- lmer(log_massat ~ area + mes_num_z + (1 | parcela/coletor), data = dados_producao)
modelo3at <- lmer(log_massat ~ area * mes_num_z + (1 | parcela/coletor), data = dados_producao)
modelo4t <- lmer(log_massat ~ area + campanha + (1 | parcela/coletor), data = dados_producao)
modelo4at <- lmer(log_massat ~ area * campanha + (1 | parcela/coletor), data = dados_producao)

```

Tabela 10 - Comparação dos modelos lineares mistos ajustados para produção ($\log_g_m2$) e massa total ($\log_massat$) de serapilheira, com diferentes combinações de efeitos principais e interações. Os modelos foram avaliados pelo critério de informação de Akaike (AIC), sendo valores menores indicativos de melhor ajuste relativo.

Modelos	df	AIC
modelo1t	6	1034.1386
modelo1at	7	1037.1979
modelo2t	20	950.0378
modelo2at	35	996.0568
modelo3t	6	3282.3989
modelo3at	7	3288.9490
modelo4t	20	3171.0742
modelo4at	35	3120.5373

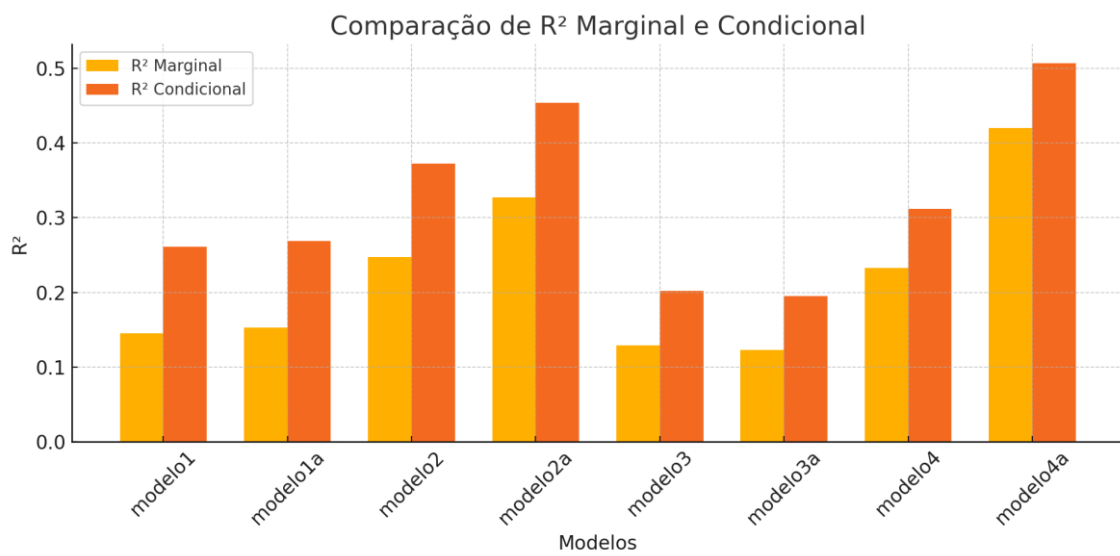


Figura 26 - Comparação entre o R^2 marginal e o R^2 condicional dos modelos lineares mistos ajustados. O R^2 marginal representa a variância explicada apenas pelos efeitos fixos, enquanto o R^2 condicional inclui a contribuição conjunta dos efeitos fixos e aleatórios.

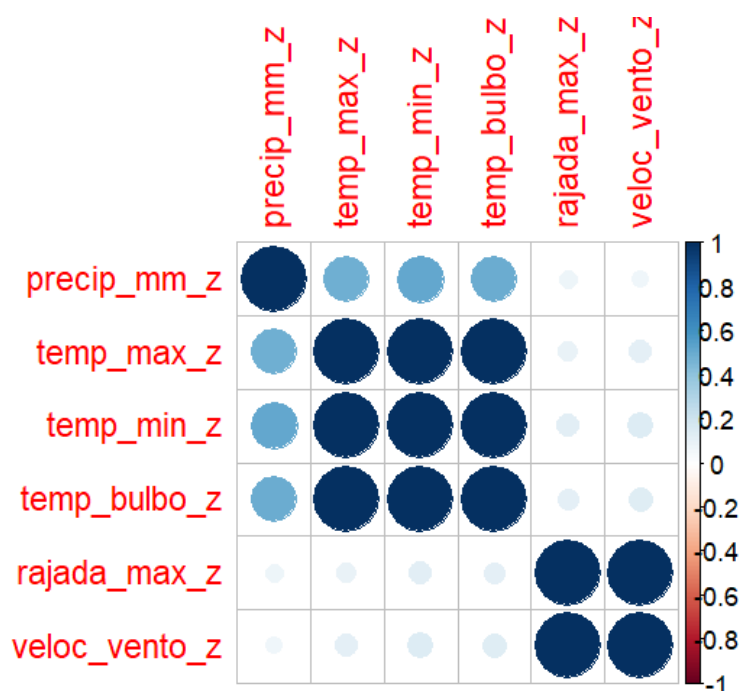


Figura 27 - Matriz de correlação entre as variáveis climáticas padronizadas (z-score). O tamanho e a cor dos círculos representam a magnitude e a direção das correlações de Pearson, variando de -1 (vermelho) a $+1$ (azul). Observa-se forte correlação positiva entre as variáveis de temperatura e entre os componentes do vento.

Tabela 11 - Cargas das variáveis ambientais e estruturais nos dois primeiros eixos da Análise de Redundância (RDA). Valores positivos indicam maior contribuição das variáveis para os respectivos eixos, enquanto valores negativos indicam relações inversas. RDA1 foi mais influenciado por idade do plantio, rajada de vento e plantio basal, enquanto RDA2 apresentou maior contribuição de riqueza e densidade aparente.

Variáveis	RDA1	RDA2
Idade do plantio	0,390	-0,062
Precipitação	-0,242	-0,071
Temperatura	-0,069	0,022
Rajada de vento	0,174	-0,099
Riqueza	0,073	-0,124
Plantio basal	0,181	0,078
Biomassa acima do solo	-0,090	0,030
Densidade aparente	-0,306	0,029
Areia	0,058	0,054

CAPÍTULO 6: CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo contribuiu para ampliar a compreensão dos processos associados à ciclagem de nutrientes em plantios de restauração florestal, evidenciando que tais processos não respondem exclusivamente à idade do plantio, mas são fortemente modulados por características edáficas e estruturais da vegetação. Em conjunto, os capítulos analisados reforçam que a recuperação ecológica do solo e da vegetação ocorre de forma heterogênea e multifatorial, refletindo a interação entre a idade, condições locais do solo e desenvolvimento da comunidade vegetal.

O Capítulo 3 demonstrou que, em uma cronosequência de sete plantios em restauração na Mata Atlântica, a concentração, os estoques e a composição isotópica de carbono e nitrogênio no solo não apresentaram relação linear com a idade dos plantios. Ainda assim, a análise isotópica revelou-se particularmente informativa ao evidenciar que atributos edáficos e da vegetação exercem papel determinante sobre os fatores de enriquecimento isotópico. A influência negativa do teor de argila sobre o $\epsilon^{13}\text{C}$, a associação positiva da biomassa arbórea acima do solo com o $\epsilon^{13}\text{C}$ e o efeito positivo da densidade aparente sobre o $\epsilon^{15}\text{N}$ indicam que a funcionalidade biogeoquímica do solo é fortemente condicionada por fatores locais que regulam a estabilização da matéria orgânica do solo, a atividade microbiana e os caminhos de transformação do N. Esses resultados sustentam que a restauração florestal promove reorganizações nos estoques e na distribuição de C e N no perfil do solo, mas que tais mudanças dependem mais da combinação entre textura, estrutura física do solo e desenvolvimento da vegetação do que do tempo decorrido desde o plantio.

De forma complementar, os resultados do Capítulo 4 evidenciaram que a recuperação o status nutricional do solo em plantios restauradas da Mata Atlântica também não segue uma trajetória linear e previsível ao longo do tempo. Embora a idade do plantio tenha emergido como um fator estruturante na organização multivariada da composição nutricional, a variação nas concentrações e nos estoques de nutrientes foi fortemente condicionada por atributos edáficos, como pH, densidade aparente e textura, além de características da vegetação. A estratificação vertical dos nutrientes revelou um padrão típico de solos tropicais, com maiores concentrações nas camadas superficiais possivelmente associadas ao aporte e à decomposição da

serapilheira, enquanto elementos como Fe e, em menor grau, P, mostraram respostas mais dependentes de processos geoquímicos e do histórico de uso do solo. Esses achados reforçam que limitações físicas, como compactação e baixa capacidade de troca catiônica em ambientes arenosos, podem restringir a retenção e a incorporação biológica de nutrientes, atrasando ou desviando a trajetória esperada de recuperação, mesmo em plantios com mais de uma década.

Ao integrar análises uni variadas e multivariadas, o Capítulo 4 demonstrou ainda que a avaliação do sucesso da restauração não deve se apoiar exclusivamente na cronosequência, mas em indicadores capazes de captar a heterogeneidade local e os mecanismos que sustentam a ciclagem de nutrientes. Nesse contexto, o solo emerge como um componente central do monitoramento ecológico, e intervenções voltadas à melhoria da estrutura física e ao fortalecimento da ciclagem biogeoquímica, como o aumento da cobertura vegetal, a redução da compactação e o enriquecimento funcional da vegetação, mostram-se fundamentais para acelerar a recuperação edáfica.

Por sua vez, o Capítulo 5 evidenciou que a produção e o aporte de nutrientes via serapilheira constituem um dos principais mecanismos funcionais associados à recuperação ecológica em plantios restauradores. A análise integrada da quantidade produzida, da composição química e dos estoques de nutrientes revelou que a serapilheira atua como um elo central entre a estrutura da vegetação, as condições ambientais e os processos de ciclagem biogeoquímica. O aumento da produção de serapilheira e dos estoques de nutrientes ao longo do gradiente de restauração mostrou-se mais fortemente associado ao desenvolvimento estrutural da vegetação (plantio basal, riqueza de espécies e biomassa acima do solo) do que exclusivamente à idade cronológica dos plantios.

A fração foliar destacou-se como a principal via de retorno de biomassa e nutrientes ao solo em todas as idades avaliadas, concentrando a maior parte dos estoques de C, N e macronutrientes. Embora as concentrações dos nutrientes na serapilheira não tenham apresentado um padrão linear com a idade do plantio, os estoques nesta mostraram-se mais sensíveis para detectar avanços

funcionais da restauração, indicando que o volume de material depositado exerce papel determinante no aporte efetivo de nutrientes ao sistema. Além disso, a forte influência de fatores climáticos, especialmente precipitação e temperatura, sobre a produção e a composição nutricional da serapilheira, reforça a importância de abordagens temporais contínuas no monitoramento de plantios restaurados, frente a mudanças climáticas.

Em síntese, os resultados integrados desta tese demonstram que a restauração florestal é um processo multifatorial e dinâmico, no qual tempo, solo e vegetação interagem para moldar a disponibilidade, o acúmulo e a ciclagem de nutrientes. Reconhecer essa complexidade é essencial para o aprimoramento de estratégias de manejo, para a definição de indicadores mais realistas de sucesso da restauração e para a promoção da recuperação efetiva da fertilidade do solo e da funcionalidade ecossistêmica em paisagens tropicais restauradas.