

Universidade de São Paulo  
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

Impacto da densidade de plantio na compartimentalização da biomassa e nas emissões de Gases do Efeito Estufa do Solo (GEE) em plantações de eucalipto

**Gleice Gomes Rodrigues**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ciências. Programa: Recursos Florestais. Opção em: Silvicultura e Manejo Florestal

Piracicaba  
2021

Gleice Gomes Rodrigues  
Engenheira Florestal

**Impacto da densidade de plantio na compartimentalização da biomassa e nas emissões  
de Gases do Efeito Estufa do Solo (GEE) em plantações de eucalipto  
versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011**

Orientadora:  
Profa. Dra. **LUCIANA DUQUE SILVA**

Coorientadora:  
Dra. **JOSILÉIA ACORDI ZANATTA**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em  
Ciências. Programa: Recursos Florestais. Opção em:  
Silvicultura e Manejo Florestal

Piracicaba  
2021

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação**  
**DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP**

Rodrigues, Gleice Gomes

Impacto da densidade de plantio na compartimentalização da biomassa e nas emissões de Gases do Efeito Estufa do Solo (GEE) em plantações de eucalipto / Gleice Gomes Rodrigues. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2021.

89 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Silvicultura 2. *Eucalyptus sp* 3. Carbono 4. Mudanças climáticas I.  
Título

**A Deus, meu maior amor**

**Dedico**

## AGRADECIMENTOS

*Primeiramente a Deus, que através de sua infinita misericórdia me proporcionou saúde e disposição para que esse estudo se efetivasse, pois, sem ele nada seria possível. A Ele toda honra e glória.*

*À professora Luciana Duque Silva, pela orientação, confiança, paciência e sobretudo pela oportunidade que me deu em fazer parte de seu grupo de pesquisa.*

*À pesquisadora da Embrapa Dra. Josiléia Acordi Zanatta pela co-orientação, atenção, dedicação e preciosos ensinamentos.*

*Aos professores Hans-Peter Kahle e Martin Raden pelas valiosas contribuições durante o meu período de intercâmbio na Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.*

*Aos meus pais, que sempre se esforçaram para que eu realizasse esse sonho e às minhas irmãs, Silvia e Júlia, pelo amor, apoio e incentivo durante minha trajetória.*

*Aos funcionários da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, em especial, Rildo Moreira, Lourival e Elaine pelo suporte e apoio durante as atividades de campo. Meus dias (e meses) em Itatinga foram muito melhores com vocês por perto.*

*Aos meus colegas do LEFS, Gustavo, Luis, Humberto e Manuela pela ajuda durante o desenvolvimento do projeto e pela convivência agradável.*

*Aos estagiários Willian, Fran e Mariana e à equipe da Floragro, pela ajuda e contribuição nas atividades que realizamos em campo e laboratório.*

*As meninas da república, May, Portya, Polly e Vivi pela amizade, convivência e por fazerem parte deste sonho.*

*Aos queridos amigos Paty, May, Eiji, Nathy e Sol por todo incentivo e pelas horas que passamos juntos nos almoços e jantares dos fins de semana.*

*Às queridas amigas Kelly e Alice, sempre lembrarei de vocês com muito carinho e gratidão.*

*A todos os professores, funcionários e colegas que contribuíram de alguma forma para a minha formação profissional.*

**Meu sincero obrigada!**

*O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001” e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).*

*Cultive o hábito de ver o invisível.*

*John Piper*



## SUMÁRIO

RESUMO.....	7
ABSTRACT .....	8
INTRODUÇÃO .....	9
Referências.....	12
1. COMPARTIMENTALIZAÇÃO DA BIOMASSA E REFLEXOS NO ESTOQUE DE CARBONO EM PLANTAÇÕES DE EUCALIPTO.....	15
Resumo .....	15
Abstract.....	15
1.1. Introdução.....	17
1.2. Material e Métodos .....	19
1.3. Resultados.....	31
1.4. Discussão .....	43
1.5 Conclusões .....	49
Referências.....	49
2. MITIGAÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA DO SOLO CULTIVADO COM CLONES DE EUCALIPTO EM DIFERENTES ESPAÇAMENTOS.....	55
Resumo .....	55
Abstract.....	55
2.1. Introdução.....	56
2.2. Material e Métodos .....	59
2.3. Resultados.....	66
2.4. Discussão .....	76
2.5 Conclusões .....	81
Referências.....	81
3 CONCLUSÕES GERAIS.....	87
APÊNDICE .....	89

## RESUMO

### **Impacto da densidade de plantio na compartimentalização da biomassa e nas emissões de Gases do Efeito Estufa do Solo (GEE) em clones de eucalipto**

As florestas têm um papel importante no ciclo do carbono e são valorizadas globalmente pelos serviços que prestam à sociedade. No entanto, ainda são escassas as informações da magnitude de como esses ecossistemas alteram a dinâmica do carbono e contribuem para a redução das emissões dos principais GEE emitidos pelo homem, especialmente o CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O. O objetivo deste estudo foi avaliar a capacidade de estoque de carbono e fluxos de GEE no solo (CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O), em plantações clonais de eucalipto, submetidas a duas densidades de plantio. O estudo foi conduzido na Estação Experimental de Ciências Florestais (LCF), da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ), localizada no município de Itatinga, região centro-sul do estado de São Paulo. O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados, com esquema fatorial 3 x 2, sendo constituído de três clones de *Eucalyptus urophylla* (AEC 144, AEC 224 e COP 1404) e dois espaçamentos (3m x 2m e 3m x 4m), com seis repetições. As análises dos resultados foram efetuadas com o auxílio do software R Studio. Foram avaliadas as pressuposições básicas para a análise de variância (ANOVA), em nível de significância de 5%, teste de normalidade e homogeneidade de variâncias. O coeficiente de correlação de Pearson foi utilizado para avaliar o grau da correlação linear entre duas variáveis quantitativas.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes, Óxido nitroso, Metano, Mudanças climáticas

## ABSTRACT

### **Impact of planting density on biomass compartmentalization and on Greenhouse Gases (GHG) emissions in eucalyptus clones**

Forests play an important role in the carbon cycle and are valued globally by the services they provide to society. However, there is still little information on the magnitude of how these ecosystems contribute to the reduction of emissions of the major GHGs emitted by man, especially CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O. The objective of this study was to evaluate the carbon stocking capacity and soil GHG fluxes (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) in eucalyptus clonal plantations, submitted to two planting densities. The study was conducted at the Experimental Station of Forest Sciences (LCF) of the "Luiz de Queiroz" School of Agriculture (ESALQ), located in Itatinga, south-central region of the state of São Paulo. The experimental design was a randomized complete block design with 3x2 factorial design, consisting of three *Eucalyptus urophylla* clones (AEC 144, AEC 224 and COP 1404) and two spacings (3m x 2m and 3m x 4m), with three replicates per treatment. The analysis of the results will be carried out with the aid of R Studio software. The basic assumptions for analysis of variance (ANOVA), at a significance level of 5%, normality test and homogeneity of variances will be evaluated.

Keywords: Nutrient cycling, Nitrous oxide, Methane, Climate chang

## INTRODUÇÃO

Segundo o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, do inglês “*Intergovernmental Panel on Climate Change*”), uma das maiores ameaças para o desenvolvimento do mundo moderno é o aquecimento global do clima causado pelo aumento da concentração de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera (Siegenthaler et al., 2005; Pawlowski et al., 2017), decorrentes principalmente de atividades humanas (IPCC, 2014), entre elas: queima de combustíveis fósseis, mudanças no uso da terra (principalmente relacionado ao desflorestamento), queima de biomassa e a fabricação de cimento (Houghton, 2007, Archer et al., 2009, Le Quere et al. 2018).

Desde o período pré-industrial, a emissão global dos principais GEE aumentou exponencialmente, cerca de 70% entre 1970 e 2004 (IPCC, 2007). O dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), considerado o principal gás causador da intensificação do efeito estufa, aumentou expressivamente nos últimos 40 anos. Em 1970, as emissões cumulativas de  $\text{CO}_2$  provenientes da queima de combustíveis fósseis e produção de cimento eram de  $420 \pm 35 \text{ Gt CO}_2$ ; enquanto que para o ano de 2010, o total acumulado triplicou passando a  $1300 \pm 110 \text{ Gt CO}_2$  (IPCC, 2014). No entanto, o  $\text{CO}_2$  não é o único GEE que contribui para o aquecimento climático global. As emissões de metano ( $\text{CH}_4$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) também vêm aumentando rapidamente em consequência das atividades antropogênicas, sejam por fontes agrícolas, energéticas ou industriais.

Segundo Heath et al. (2011), os vários GEE têm diferentes potenciais de aquecimento global, e por isso, para que se possa obter um padrão de medição, esses gases devem ser expressos em quantidades de C ou  $\text{CO}_2$  equivalente, levando-se em consideração suas capacidades de aquecimento. O  $\text{CH}_4$ , segundo gás de efeito estufa mais significativo, possui um potencial de aquecimento global 25 vezes maior do que o  $\text{CO}_2$ , considerando um horizonte de tempo de 100 anos, enquanto que para o  $\text{N}_2\text{O}$  esse potencial é de 298 vezes, com uma contribuição de aproximadamente 6-8% do aquecimento global atual (Forster et al. 2007).

Em outubro de 2018, o IPCC publicou um relatório especial, em inglês “Global warming of  $1,5^\circ\text{C}$ ”, onde foi apresentado as perspectivas de limitar o aquecimento global a  $1,5^\circ\text{C}$  em relação ao período pré-Industrial, ressaltando a importância de uma

ação climática urgente. O documento ainda destaca que os compromissos assumidos pelos países por meio do Acordo de Paris não são suficientes para limitar o aquecimento a 2°C, muito menos a 1,5°C, e que medidas mitigatórias tardias contribuirão para que os danos se tornem cada vez mais onerosos e irreversíveis.

Atualmente, o Brasil investe em diferentes ações e estratégias que incentivam propostas que visem reduzir a emissão de GEE para a atmosfera, podendo ser destacado o Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura, também denominado de Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). O Plano ABC baseia-se em sete programas setoriais, sendo eles: 1) Recuperação de Pastagens Degradadas; 2) Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF); 3) Sistema Plantio Direto (SPD); 4) Fixação Biológica de Nitrogênio (FBN); 5) Florestas Plantadas; 6) Tratamento de Dejetos Animais; e, 7) Adaptação à Mudança do Clima (MAPA, 2012).

Assim, as plantações florestais vêm ganhando cada vez mais destaque na manutenção do clima global pois, além de reduzir a pressão sobre florestas naturais e produzir produtos de madeira que podem substituir os combustíveis fósseis, elas removem o CO<sub>2</sub> atmosférico emitido pelas atividades antropogênicas (Waring et al. 2020). No período de 1991 a 2015, as florestas plantadas foram responsáveis por um sumidouro médio global de aproximadamente 1,1 Gt CO<sub>2</sub> ano<sup>-1</sup> (Federici et al., 2015). No entanto, uma vez que no processo do ciclo do carbono a fotossíntese e a respiração têm natureza biológica, a magnitude destes fatores é afetada pelas características genéticas das árvores, a escolha do local de plantio e também pelas condições de manejo a qual as árvores estão sendo submetidas (Waring et al. 2020).

Segundo o IBGE (2019), no Brasil, as plantações de eucalipto perfazem uma área de 9,9 milhões de hectares e ainda estão se expandindo, devido ao aumento da demanda mundial por matéria prima e produtos de origem florestal. Atualmente, existem inúmeros materiais genéticos de *Eucalyptus spp.* que estão sendo comercializados no país, com destaque para o *Eucalyptus urophylla*, podendo ser citados os clones AEC 144, AEC 224 e COP 1404. Apesar de serem da mesma espécie, esses materiais apresentam diferentes potenciais de crescimento, como observado por Cipriani et al. (2013) e Reis et al. (2014). Soares (2020), avaliando a dinâmica do crescimento de clones de eucalipto, observou que aos 84 meses, o clone COP 1404 foi o menos produtivo entre os materiais testados, com produtividade de

madeira 23,7% inferior ao clone mais produtivo (AEC 144). O clone AEC 224, por sua vez, teve altas médias de volume de madeira, apesar de não ser o de maior potencial de produtividade. O autor ainda destacou que encontrou diferenças entre os clones na eficiência do uso da água, sendo uma vantagem adaptativa materiais que apresentavam maior controle da transpiração noturna.

Ao mesmo tempo em que os materiais genéticos podem apresentar diferentes desempenhos e mecanismos de adaptação às condições ambientais, a expansão florestal para regiões com limitações edafoclimáticas (restrições hídrica e nutricional (Balloni e Simões, 1980, Stape, 1995, Silva, 2005, Granado et al. 2016), pressupõe menores produtividades e consequente efeito sobre a capacidade desses materiais em acumular biomassa em seus compartimentos e mitigar GEE, principalmente o CO<sub>2</sub>. Por esta razão, regiões de expansão florestal têm adotado espaçamentos mais amplos para os plantios, uma vez que comportam um menor número de árvores, proporcionando aumento da capacidade produtiva do povoamento pela menor competição das árvores por fatores do meio. A tendência é de que não só nessas regiões de expansão os produtores rurais venham a cultivar florestas plantadas em espaçamentos maiores, mas também em regiões consideradas áreas tradicionais de cultivo que poderão, no futuro, apresentar menores desempenhos em função dos efeitos das mudanças do clima.

Dentro desse contexto, o entendimento aprofundado de como as condições edafoclimáticas, as práticas silviculturais e os materiais genéticos afetam o ciclo biogeoquímico das florestas e sua potencialidade na mitigação da emissão de GEE, ainda permanece pouco compreendido, mas é extremamente importante para a minimização de perdas de produtividade e efeitos decorrentes das mudanças do clima. Assim, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a resposta de materiais genéticos cultivados em diferentes espaçamentos, quanto a produção, compartimentalização do carbono e a emissão de gases do efeito estufa do solo florestal.

O capítulo 1 objetiva avaliar como o espaçamento de plantio e o clone afetam o crescimento e a capacidade da floresta em estocar e compartimentalizar o carbono vegetal em seus componentes. O capítulo 2 apresenta a dinâmica de monitoramento os fluxos do metano e óxido nitroso (GEE), que por sua vez é diretamente influenciada pelas variáveis ambientais.

## Referências

- Archer, D., M. Eby, V. Brovkin, et al. 2009. Atmospheric lifetime of fossil fuel carbon dioxide. (Report). Annu. Ver. Earth. Pl. Sc. 37:117-134.
- Balloni, E.A., J.W. Simões. 1980. O espaçamento de plantio e suas implicações silviculturais. Série Técnica IPEF, Piracicaba, 1:1-16.
- Cipriani, H.N., A.H. Vieira, V.P.C. Godinho. 2013. Crescimento inicial de clones de eucalipto em Vilhena, RO. Porto Velho. Embrapa Rondônia. Comunicado Técnico, 388. 3 p.
- Federici, S., N. Francesco, M.S. Tubiello, J. Heather, J. Schmidhuber. 2015. New estimates of CO<sub>2</sub> forest emissions and removals: 1990–2015. Forest Ecology and Management. 352:89-98.
- Forster, P., V. Ramaswamy, P. Artaxo, et al. 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the of the IPCC, S. Solomon et al. (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, UK, Chapter 2.
- Granado, L.M.A. 2016. A expansão do reflorestamento de eucaliptos na região de Imperatriz – MA. (Trabalho de Conclusão de Curso). Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília. 38p.
- IBGE. 2019. Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura 2018. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brasil, 8 p.
- IPCC. 2007. Climate change 2007: Mitigation. In: Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R., Meyer, L.A. (Eds.), Contribution of Working group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, 851 p.
- IPCC. 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the intergovernmental Panel on Climate Change. [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 p.
- IPCC. 2018. Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report. [V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H. O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J. B. R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M. I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, T. Waterfield (eds.)]. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 32 p.
- Heath, L.S., J.E. Smith, K.E. Skog, et al. 2011. Managed Forest Carbon Estimates for the US Greenhouse Gas Inventory, 1990-2008. J. for. 109:167-173.
- Houghton, R.A. 2007. Balancing the global carbon budget. Annu. Ver. Earth. Pl. Sc. 35:313-347.

Le Quere, C., R.M. Andrew, P. Friedlingstein, et al. 2018. Earth Syst. Sci. Data, 10:2141-2194.

Pawłowski, A., M. Pawłowsk, L. Pawłowski. 2017. Mitigation of greenhouse gases emissions by management of terrestrial ecosystem. Ecol. Chem. Eng., S. 24: 213-221.

Reis, C.A.F., P.E.T. Santos, E. Paludzysyn Filho. 2014. Avaliação de clones de eucalipto em Ponta Porã, Mato Grosso do Sul. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo. 34:263-269.

Siegenthaler, U., T.F. Stocker, E. Monnin, et al. 2005. Stable carbon cycle-climate relationship during the late Pleistocene, Science, 310:1313-1317.

Silva, C.R. 2005. Efeito do espaçamento e arranjo de plantio na produtividade e uniformidade de clones de *Eucalyptus* na região nordeste do Estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 51 p.

Soares, G.M. 2020. Dinâmica de crescimento e eficiência do uso da água de clones de *Eucalyptus spp.* submetidos a omissão de potássio. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 139 p.

Stape, J.L. 1995. Utilização de delineamento sistemático tipo “leque” no estudo de espaçamentos florestais. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 104 p.

Waring, B., N. Mathias, P.I. Colin, et al. 2020. Forests and Decarbonization – Roles of Natural and Planted Forests. Front. For. Glob. Change. 3:58:64.



## 1. COMPARTIMENTALIZAÇÃO DA BIOMASSA E REFLEXOS NO ESTOQUE DE CARBONO EM PLANTAÇÕES DE EUCALIPTO

### Resumo

A determinação do espaçamento de plantio e do genótipo são fatores importantes a serem considerados no estabelecimento de um povoamento florestal. No entanto, poucos estudos exploram a interação dessa relação, principalmente quando se avalia o compartimento de carbono na biomassa florestal. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da interação de três genótipos de *Eucalyptus urophylla* submetidos a dois espaçamentos de plantio (3m x 2m e 3m x 4m) sobre o crescimento, produção de biomassa e estoque de carbono nos compartimentos florestais. O estudo foi conduzido na Estação Experimental de Ciências Florestais (LCF), da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ), localizada no município de Itatinga, região centro-sul do estado de São Paulo. As maiores médias de Índice de área Foliar (IAF) encontradas no espaçamento 3m x 2m foram decorrentes do maior número de indivíduos por área no menor espaçamento. O maior acúmulo de biomassa e de estoque de carbono ocorreu no menor espaçamento e o espaçamento de 3m x 4m apresentou o maior potencial para o acúmulo de carbono subterrâneo. O clone AEC 144 teve o maior potencial de acúmulo de carbono no caule e também foi o que apresentou o menor potencial de sequestro de carbono no solo, visto que, no Brasil, a madeira normalmente é extraída da floresta por volta dos sete anos de idade, quando o plantio completa seu primeiro ciclo de colheita.

Palavras-chave: Biomassa, Carbono, Densidade de plantio, Florestas plantadas

### Abstract

The determination of the planting spacing and genotypes are important factors to consider in establishing a forest stand. Nonetheless, few studies explore the interaction of this relationship, especially when are evaluating the carbon compartment in the forest biomass. The objective of this study was to evaluate the effect of the interaction of three *Eucalyptus urophylla* genotypes submitted to two planting spacings (3m x 2m and 3m x 4m) on growth, biomass production, and carbon stock in the forest compartments. The study was conducted at the Experimental Station of Forest Sciences (LCF) of the "Luiz de Queiroz" School of Agriculture (ESALQ), located in Itatinga, south-central region of the state of São Paulo. The highest LAI averages found in the 3m x 2m spacing were the result of a greater number of individuals per area in the smaller spacing. The largest increase in biomass and carbon stock was in the smallest spacing and the 3m x 4m spacing showed the greatest potential for the accumulation of belowground carbon. The AEC 144 clone had the highest potential for carbon accumulation in the stem and was also the one with the lowest potential for carbon sequestration in the soil, considering that, in Brazil, wood is usually extracted from the forest at around seven years of age, when the plantation completes its first harvest cycle.

Keywords: Biomass, Carbon, Planting density, Planting forests



## 1.1. Introdução

A maioria das tecnologias necessárias para reduzir as emissões de gases de efeito estufa já existe ou está a caminho de ser operacional. O que é necessário agora é o apoio dos países emissores para um acordo de longo prazo que garanta a implantação e desenvolvimento adicional dessas tecnologias, entre elas: a eficiência energética, o uso de energias renováveis, a redução da queima de combustíveis fósseis, a diminuição do desmatamento e a captura e armazenamento do carbono na biomassa vegetal e no solo (IPCC, 2014, IPCC, 2018).

Além de contribuírem substancialmente na preservação de ecossistemas naturais devido ao rápido crescimento e consequente suprimento no fornecimento de madeira (Laclau et al. 2010), as florestas plantadas desempenham um papel crucial no processo de absorção do CO<sub>2</sub> atmosférico, uma vez que têm capacidade de removê-lo por meio da fotossíntese, convertendo-o em carbono e armazenando-o na forma de biomassa. Diversos estudos destacam o papel fundamental das florestas plantadas no ciclo global do carbono (Litton et al. 2004, Beets et al. 2011, Federici et al. 2015). Desde 1990 a área de florestas plantadas aumentou mais de 105 milhões de hectares, correspondendo a 7% do total de área florestal do mundo (FAO, 2015). Estima-se que entre o período 1995-2050, as atividades de florestamento e reflorestamento serão responsáveis por um sumidouro médio global de cerca de 1,1 a 1,6 Pg C ano<sup>-1</sup> (1 Pg = Peta grama, 10<sup>15</sup> g), dos quais 70% podem ocorrer nos trópicos (IPCC, 2000).

Embora as taxas de armazenamento de carbono possam variar de acordo com a espécie e idade da floresta, fatores associados ao manejo silvicultural adotado também exercem influência neste processo (Wright et al., 2000, Prentice et al., 2001, Luyssaert et al., 2008, Chan et al., 2018). O espaçamento de plantio é um exemplo disso, uma vez que atua diretamente definindo o quantitativo de recursos que cada árvore recebe, particularmente luz, água e nutrientes (Henskens et al. 2001, Stape et al. 2010). Esses recursos, em última análise, definem a produção das árvores e consequentemente a quantidade de carbono que é armazenada na biomassa da floresta. Hakamada et al. (2017), estudando a interação de clones de eucalipto (*E. urophylla* × *E. grandis*, *E. urophylla* e *E. grandis* × *E. camaldulensis*) e densidades de plantio (591, 1028, 1424 e 2949 arv.ha<sup>-1</sup>), em um clima subtropical húmido, observaram que as taxas de produção de biomassa foram afetadas pela densidade

de plantio, com variações entre os genótipos testados. Clones de espécies com elevado índice de área foliar (IAF), por exemplo *E. urophylla*, mostraram um aumento maior na produtividade em volume de tronco com o aumento da densidade de plantio. Bernardo et al. (1998), avaliando o efeito do espaçamento no crescimento e distribuição de biomassa em plantações de *Eucalyptus camaldulensis*, *E. pellita* e *E. urophylla*, observaram relação positiva entre espaçamento e biomassa individual das árvores, com um aumento substancial na quantidade de biomassa alocada nas folhas.

Ensaio envolvendo diferentes espaçamentos de plantio também oferecem uma oportunidade para avaliar como níveis variados de competição intraespecífica afetam o particionamento de biomassa e a alocação de C nos compartimentos da floresta. Litton et al. (2004), avaliando a alocação de carbono em povoamentos de pinus dos 13 aos 110 anos de idade, verificaram que o particionamento de C no tronco foi maior à medida que foi aumentado a densidade de plantio. Truax et al. (2018) estudando os efeitos da densidade de árvores em plantações híbridas de *Populus canadenses* x *P. maximowiczii*, observaram que a variação do espaçamento produziu maiores efeitos nas dimensões do caule e no particionamento de biomassa e C do solo, do que na produtividade do povoamento e nos estoques de C de biomassa aérea. Esse resultado é bastante interessante no gerenciamento de longo prazo do carbono na floresta, pois, quando a árvore é cortada, a madeira pode ser utilizada para diversos fins, o que poderia resultar em mitigação zero, já que o carbono retorna a atmosfera na forma de CO<sub>2</sub> (Lewis et al. 2019, Popkin, 2019). Porém, o carbono particionado para a biomassa subterrânea é incorporado no solo, onde pode permanecer por décadas ou até mesmo milênios (Hemingway et al., 2019).

Considerando as diferenças nas características dos materiais genéticos e o papel do espaçamento de plantio como importante determinante do crescimento das árvores, o presente estudo visa avaliar como o espaçamento de plantio afeta a compartimentalização do carbono na floresta em diferentes genótipos de eucalipto, na região central do estado de São Paulo, Brasil. Os objetivos específicos foram: (i) avaliar o crescimento e produtividade dos materiais genéticos nos diferentes espaçamentos de plantio; (ii) avaliar a compartimentalização da biomassa na interação clone x espaçamento, aos 84 meses de idade da floresta; (iii) determinar o estoque de carbono para os diferentes genótipos por componente da planta, sob dois espaçamentos de plantio, 3m x 2m e 3m x 4m.

As hipóteses testadas na presente pesquisa foram: (i) a compartimentalização da biomassa no tronco é maior no menor espaçamento, enquanto que espaçamentos mais amplos proporcionam maior acúmulo de carbono subterrâneo; (ii) os clones com maior alocação de carbono no tronco resultam em menor acúmulo de C subterrâneo, e portanto, menor capacidade sequestro de C no solo.

## **1.2. Material e Métodos**

### **1.2.1. Área de estudo e delineamento experimental**

O presente estudo foi realizado na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga (EECFI), localizada no município de Itatinga, região centro-sul do estado de São Paulo, inserida dentro da Bacia Hidrográfica do Médio Paranapanema (SigRH), entre as coordenadas 23°10' S e 48°40' W.

O relevo do local do experimento é plano, cuja litologia é composta por arenito, formação Marília, pertencente ao Grupo Bauru. O solo é do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico Típico A moderado, de textura média (LVd). De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é definido como Cfa: clima temperado úmido com verão quente. Os valores médios de precipitação, temperatura anual, e balanço hídrico durante o ciclo da cultura estão apresentados nas figuras 1a e 1b.

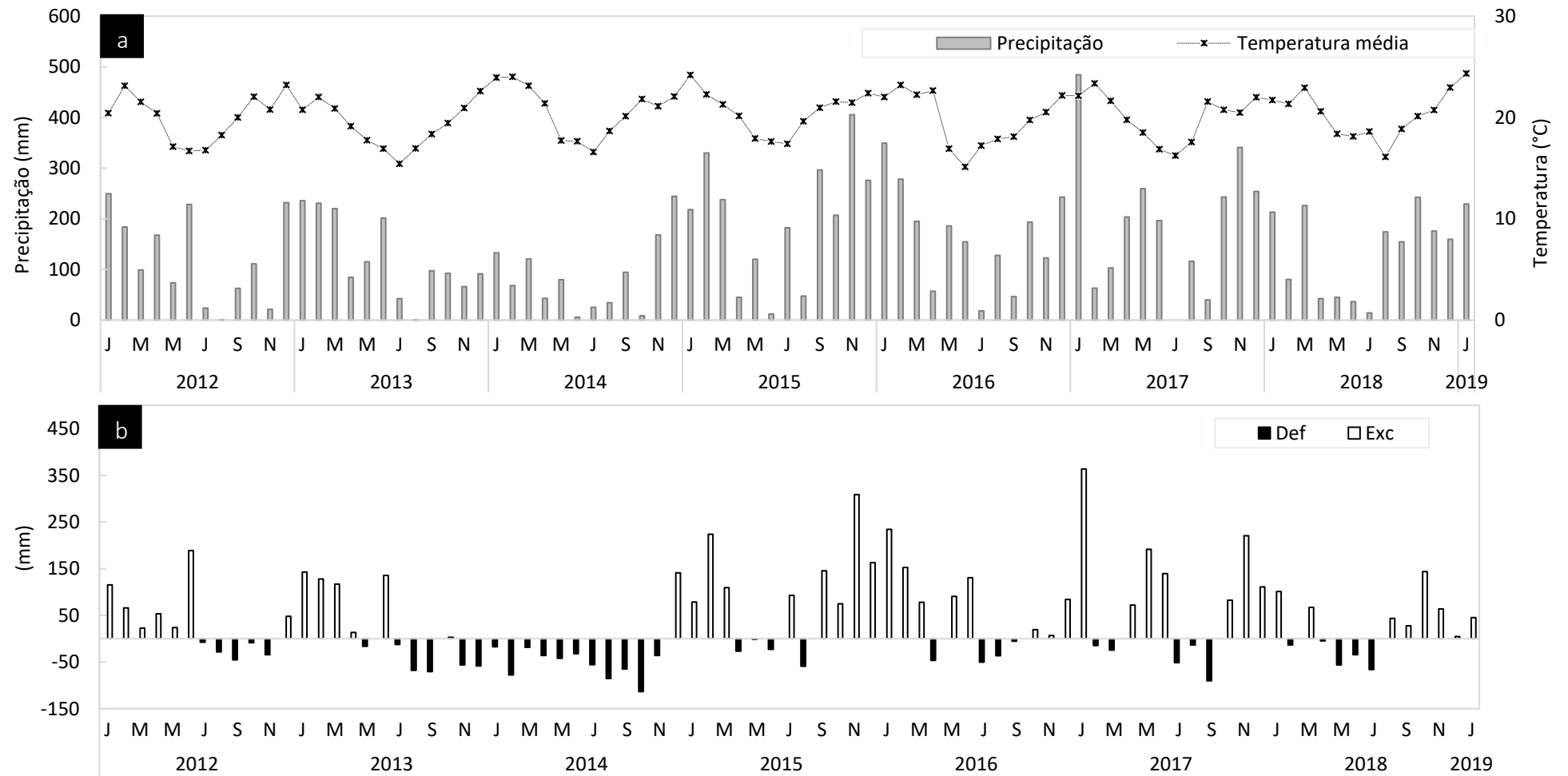


Figura 1. a) Diagrama climático referente à estação meteorológica da EECF-Itatinga durante todo o ciclo da cultura (7 anos). b) Extrato do balanço hídrico mensal pelo Método de Penman-Monteith - FAO-1998. Def – Déficit hídrico; Exc. Excedente hídrico.

O experimento foi instalado em janeiro de 2012 adotando o sistema de cultivo mínimo, em um talhão que antes era uma área comercial plantada com *Eucalyptus* sp. sem tratamento específico. A subsolagem foi feita nas entrelinhas do ciclo anterior à 0,40 m de profundidade, com sequencial controle de formigas e mato-competição. As mudas receberam adubação de base constituída de 200 kg.ha<sup>-1</sup> de um composto de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O distribuídos na proporção 06-30-06, 17 kg.ha<sup>-1</sup> de FTE Br12 (substância composta de micronutrientes de lenta solubilidade), e 2 t.ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico. Aos três meses de idade, realizou-se a adubação de cobertura, na qual foram aplicados 68 kg.ha<sup>-1</sup> de sulfato de amônio, 5 kg.ha<sup>-1</sup> de borogran e 50 kg.ha<sup>-1</sup> de cloreto de potássio. Aos oito meses de idade realizou-se uma adubação complementar, aplicando-se 78 kg.ha<sup>-1</sup> de cloreto de potássio.

Em função da representatividade dos clones a níveis de produtividade em volume e tolerância a condições de déficit hídrico, foram selecionados três materiais clonais de *Eucalyptus urophylla*: Clone AEC 144, Clone AEC 224 e Clone COP 1404 (BRASIL, 2019). Os clones AEC 144 e AEC 224, desenvolvidos pela empresa Arcelor Mittal representam os grupos de clones com alta e média-alta tolerância às condições de déficit hídrico, respectivamente. Já o clone COP 1404, desenvolvido pela Bahia Specialty Cellulose/ Copener representa o grupo de clones com baixa-média tolerância às regiões de deficiência hídrica e elevadas temperaturas.

O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados, com esquema fatorial 3 x 2, sendo composto por três clones de eucalipto e dois espaçamentos de plantio (3m x 2m e 3m x 4m), com seis repetições. Três repetições foram utilizadas para as avaliações não destrutivas e outras as outras três repetições para avaliações destrutivas. Foram instaladas parcelas quadradas de 25 plantas (5 linhas x 5 plantas), considerando como área útil de medição as 9 plantas centrais, com bordadura interna e externa dupla.

### **1.2.2. Avaliação do crescimento das árvores**

As avaliações de crescimento das árvores foram realizadas aos 40 e 52 meses de idade da floresta (maio de 2015 e maio de 2016) e posteriormente em intervalos trimestrais, aos 69, 72, 75, 78, 81, 84 meses (de novembro de 2017 a fevereiro de 2019). Foram realizadas medições da altura total das plantas (H, m) e do diâmetro à altura do peito (DAP, cm) com o auxílio do hipsômetro vertéx (0,1 m de

precisão) e uma suta de 40 cm (0,01 m de precisão), respectivamente. Tomando-se os valores de DAP das árvores, foi estimado a área basal ( $G$ ,  $m^2 ha^{-1}$ ) para as parcelas (Equação 1).

$$\sum G = \sum_{i=1}^n g_i \quad \text{Eq. 1}$$

sendo:

$G$  = área basal ( $m^2 ha^{-1}$ )

$g$  = área seccional, dada por  $g_i = \left( \frac{\pi DAP^2}{40000} \right) (m^2)$ ;

DAP = diâmetro à altura do peito (cm);

A determinação do volume real das árvores foi obtida pela equação de Smalian nas seções cubadas (Equação 2) acrescida do volume da ponta, que foi considerada como um cone, conforme apresentado na equação 3.

$$V = \frac{(g_1 + g_2)}{2} \cdot L = \frac{\left( \frac{\pi D_1^2}{40000} \right) + \left( \frac{\pi D_2^2}{40000} \right)}{2} \cdot L \quad \text{Eq. 2}$$

sendo:

$V$  = volume do tronco ( $m^3$ );

$g_i$  = área seccional, dada por  $g_i = \left( \frac{\pi D_i^2}{40000} \right) (m^2)$ ;

$D_1$  e  $D_2$  = diâmetros nas extremidades 1 e 2 da secção do tronco (cm);

$L$  = comprimento do tronco (m).

$$V_{\text{Ponta}} = \frac{\pi \cdot r^2 \cdot H}{3} = \frac{\left[ \frac{\pi \cdot \left( \frac{D_{\text{Com}}}{2} \right)^2 \cdot (H_{\text{Ponta}} \cdot 100)}{3} \right]}{1000000} \quad \text{Eq. 3}$$

sendo:

$V_{\text{Ponta}}$ : volume da ponta da árvore ( $m^3$ );

$r$  = raio do diâmetro comercial, dado por  $\left( \frac{D_{\text{Com}}}{2} \right) (cm)$ ;

$D_{\text{Com}}$  = diâmetro comercial (cm);

$H_{\text{Ponta}}$  = Altura da ponta da árvore (m)

A cubagem rigorosa das árvores foi realizada em fevereiro de 2015, 2016, 2018 e 2019, adotando o comprimento da secção de 1 m e o diâmetro mínimo de 8 cm. Os

dados obtidos por meio da cubagem das árvores foram utilizados para a obtenção dos parâmetros das equações volumétricas, que foram ajustadas por tratamento considerando todas as idades juntas (Tabela 1).

Tabela 1. Equações alométricas de volume individual das árvores ( $\text{m}^3 \text{ árv}^{-1}$ ) desenvolvidas por tratamento, com REQM (raiz do erro quadrático médio).

Clone	Espaçamento	<i>a</i>	<i>b</i>	REQM
		Volume: V=a*DAP <sup>b</sup>		
AEC 0144	3m x 2m	51,568	2,928	9,24
AEC 224	3m x 2m	47,342	2,916	11,93
COP 1404	3m x 2m	39,471	2,846	13,22
AEC 0144	3m x 4m	44,029	2,892	12,45
AEC 224	3m x 4m	22,914	2,577	15,86
COP 1404	3m x 4m	39,461	2,846	13,22

Nota: DAP = Diâmetro à altura do peito (m).

### 1.2.3. Área Foliar (AF) e Índice de Área Foliar (IAF)

O Índice de Área Foliar (IAF) das árvores foi determinado de forma destrutiva em fevereiro de 2015, 2016, 2018 e 2019. A copa das árvores foi dividida em três terços, conforme demonstrado na figura 2 e então foi obtido o peso úmido das folhas em campo. Além disso, foram coletadas quinze amostras de folhas de cada terço da copa para obtenção da área foliar específica (AFE) e da área foliar (AF), totalizando quarenta e cinco (45) folhas por árvore (Equações 4 e 5). Essas amostras foram identificadas, acondicionadas em sacos plásticos, colocadas em caixa térmica (para diminuir a perda de umidade) e conduzidas ao Laboratório de Silvicultura e Hidrologia Florestal, da EECF-Itatinga. Posteriormente, as folhas foram pesadas e digitalizadas em formato JPEG e resolução de 300 dpi, com o auxílio do scanner HP Scanjet 300. As imagens obtidas foram processadas com auxílio do software ImageJ. Em seguida, as amostras de folhas foram secas a 65°C por 72 horas em estufa de circulação de ar forçada, e pesadas em balança com precisão 0,01 g.

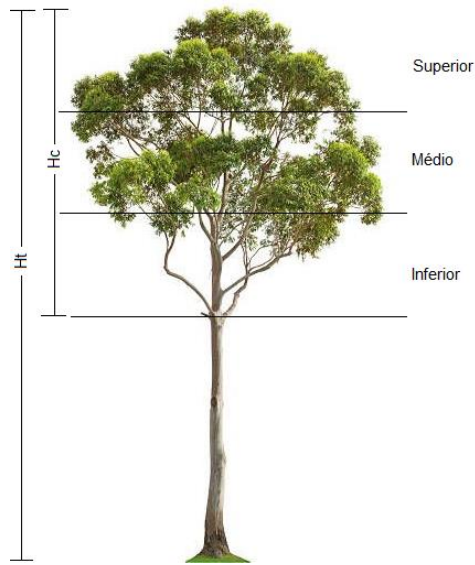


Figura 2. Ilustração da divisão da árvore em terços com base no comprimento da copa. Ht: altura total da árvore. Hc: altura da copa.

O índice de área foliar foi estimado utilizando a equação 6. Os cálculos da área foliar específica ( $\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$ ) e da área foliar total ( $\text{m}^2 \text{arv}^{-1}$ ) podem ser observados nas equações 4 e 5, respectivamente.

$$AFE = \frac{Af}{BS} \quad \text{Eq. 4}$$

$$AF = AFE * BSt \quad \text{Eq. 5}$$

$$IAF = \frac{\sum AF}{\text{Área}} \quad \text{Eq. 6}$$

sendo:

AFE= Área foliar específica ( $\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$ );

Af = Área da folha com base na matéria fresca ( $\text{m}^2$ );

BS = Biomassa da folha com base na matéria seca (kg);

AF= Área foliar total da árvore ( $\text{m}^2 \text{arv}^{-1}$ );

BSt = Biomassa total das folhas da árvore com base na matéria seca ( $\text{kg arv}^{-1}$ ).

$\sum AF$  = somatório da área foliar total de cada árvore na parcela ( $\text{m}^2 \cdot \text{arv}^{-1}$ );

Área = área da parcela ( $\text{m}^2$ ).

Para estimar a área foliar de todas as árvores da parcela, foram utilizadas equações alométricas não lineares ajustadas por tratamento, conforme a tabela 2.

Tabela 2. Equações alométricas de área foliar ( $\text{m}^2 \text{árv}^{-1}$ ) desenvolvidas por tratamento, com REQM (raiz do erro quadrático médio).

Clone	Espaçamento	40 meses			52 meses			72 meses			84 meses		
		<i>a</i>	<i>b</i>	REQM	<i>a</i>	<i>b</i>	REQM	<i>a</i>	<i>b</i>	REQM	<i>a</i>	<i>b</i>	REQM
Area Foliar: AF=a*DAP <sup>b</sup>													
AEC 0144	3m x 2m	6725,43	2,555	9,08	359,93	1,359	8,46	638,84	1,810	3,76	202,29	1,270	4,88
AEC 224	3m x 2m	1663,83	1,760	5,15	2672,48	2,218	5,51	5914,41	3,093	2,16	13800,25	3,650	3,38
COP 1404	3m x 2m	2055,02	1,892	10,63	2004,52	2,099	2,80	952,30	2,109	4,18	7916,23	3,106	2,89
AEC 0144	3m x 4m	370,67	1,024	6,78	476,15	1,380	4,34	43,18	0,286	8,75	161,68	1,133	8,21
AEC 224	3m x 4m	271,05	0,764	12,25	4713,34	2,571	3,91	871,95	1,905	6,82	17613,32	3,854	3,75
COP 1404	3m x 4m	1742,73	1,750	4,43	372,89	1,123	10,53	8890,70	3,164	2,55	4642,70	2,783	4,19

Nota: DAP = Diâmetro à altura do peito (m).

#### 1.2.4. Biomassa vegetal e estoque de carbono

Para determinar o acúmulo de carbono nos diferentes compartimentos da árvore, foram realizadas amostragens destrutivas de biomassa aérea (Figura 3a, 3b e 3c) e subterrânea, em fevereiro de 2015, 2016, 2018 e 2019. A biomassa aérea foi feita em 54 árvores por ano, respeitando uma distribuição dos indivíduos selecionados em três classes diamétricas (inferior, média e superior).



Figura 3. a) Biomassa aérea. b) Biomassa de tronco. c) Biomassa de galhos e folhas. d) Amostras de discos do tronco à 1,30 m de altura, galho do terço médio e folhas.

Para obtenção da biomassa subterrânea, foi feita a extração e pesagem das raízes grossas (raízes > 10 mm de diâmetro), considerando as diferentes classes diamétricas presentes na área (inferior, média e superior), totalizando 36 árvores por ano de avaliação (Figura 4).



Figura 4. Extração do toco para avaliação de biomassa de raízes grossas.

A biomassa dos compartimentos folhas, galhos vivos, galhos mortos e raiz foi obtida utilizando a equação 7:

$$PS(c) = \left( \frac{PU(c) \cdot PS(a)}{PU(a)} \right) \quad \text{Eq. 7}$$

sendo:

PS(c) = biomassa (kg);

PU(c) = peso de matéria úmida total do compartimento (kg);

PU(a) = peso de matéria úmida da amostra levada ao laboratório (kg);

PS(a) = peso de matéria seca da amostra (kg).

Para a biomassa do lenho com casca (tronco), foram obtidos dois corpos de prova por disco à 1,3 m de altura, para a determinação em laboratório da densidade básica da madeira (Apendice A). Foi feita uma média dos dois corpos de prova avaliados a fim de obter a densidade básica de cada árvore amostrada (Tabela A1). Assim, a biomassa do lenho com casca foi calculada a partir da equação 8.

$$PS(c) = Vol \cdot DBMT \quad \text{Eq. 8}$$

sendo:

PS(c) = biomassa da madeira (kg)

Vol = volume de madeira (m<sup>3</sup>)

DBMT = densidade básica média da madeira (kg.m<sup>-3</sup>)

A biomassa aérea e radicular de todas as árvores da parcela foi estimada por meio de equações alométricas baseadas nos dados de amostragem destrutiva das árvores (Tabela 3). Quando as árvores completaram 84 meses, o que representa um ciclo completo de curta rotação em eucalipto no Brasil, foi estimado o que restaria na floresta caso a madeira fosse retirada para os diversos fins industriais e permanecesse no solo apenas os resíduos do processo de desgalhamento e destopamento. Assim, foi considerado a biomassa “produto”, como a biomassa do tronco (caule+casca), isto é, a madeira que é retirada da floresta quando a árvore é cortada + casca (Equação 9) e a biomassa “resíduo” como a soma dos componentes folha, galho e raiz, que permanecem na área em casos onde a árvore é processada dentro do talhão (Equação 10).

$$\text{Biomassa "produto"} = \frac{\text{Biomassa tronco}}{\text{Biomassa total}} \quad \text{Eq. 9}$$

$$\text{Biomassa "resíduo"} = \frac{\text{Biomassa folha + galho + raiz}}{\text{Biomassa total}} \quad \text{Eq. 10}$$

Tabela 3. Equações alométricas de biomassa ( $\text{m}^2 \text{ árv}^{-1}$ ) desenvolvidas por tratamento para os componentes da árvore, com REQM (raiz do erro quadrático médio).

Clone	Espaçamento	40 meses			72 meses			70 meses			84 meses		
		a	b	REQM	a	b	REQM	a	b	REQM	a	b	REQM
Folhas: $B=a \cdot DAP^b$													
AEC 0144	3m x 2m	135,77	1,777	0,82	59,59	1,527	0,94	178,56	2,212	0,41	20,76	1,295	0,66
AEC 224	3m x 2m	384,46	2,182	0,82	755,45	2,697	0,51	1258,41	3,382	0,46	614,57	4,326	0,37
COP 1404	3m x 2m	273,76	2,005	0,52	813,75	2,664	0,99	370,41	2,646	0,56	1200,95	3,215	0,29
AEC 0144	3m x 4m	47,77	1,129	0,27	72,81	1,503	0,46	8,25	0,477	1,16	423,10	2,597	2,49
AEC 224	3m x 4m	14,96	0,504	0,33	1385,29	3,073	0,91	142,73	2,065	0,87	420,89	2,596	2,01
COP 1404	3m x 4m	1057,99	2,624	0,89	64,77	1,306	0,78	1282,13	3,187	0,31	432,47	2,597	0,51
Galhos: $B=a \cdot DAP^b$													
AEC 0144	3m x 2m	84,30	1,256	1,04	4490,44	3,377	2,12	19,04	0,741	1,70	123,92	1,980	0,87
AEC 224	3m x 2m	2409,62	2,752	2,04	6035,43	3,427	1,32	4905,63	3,648	1,70	424,07	3,956	0,49
COP 1404	3m x 2m	1319,95	2,485	1,60	3017,40	3,014	0,42	3540,53	3,473	0,29	3444,62	3,491	1,13
AEC 0144	3m x 4m	283,99	1,626	0,51	372,89	1,998	0,94	76,38	1,296	2,31	1326,84	3,097	1,92
AEC 224	3m x 4m	80,97	1,035	1,28	403,23	2,065	0,67	1629,87	3,024	3,19	844,26	3,097	0,48
COP 1404	3m x 4m	1848,00	2,493	1,89	18257,02	3,780	1,19	14605,89	4,047	0,83	4239,42	3,521	1,34
Tronco: $B=a \cdot (DAP^2H)^b$													
AEC 0144	3m x 2m	168,61	1,093	1,00	155,94	0,963	4,17	17,22	0,856	5,98	175,03	0,928	5,46
AEC 224	3m x 2m	172,49	1,103	2,43	150,44	1,037	3,00	163,56	0,973	4,44	161,58	1,041	5,86
COP 1404	3m x 2m	181,28	1,081	1,95	170,22	1,022	1,64	163,58	0,884	6,85	220,75	1,091	13,10
AEC 0144	3m x 4m	131,26	0,855	2,70	148,37	0,886	3,77	168,36	0,825	10,90	177,87	0,954	5,14
AEC 224	3m x 4m	119,63	0,931	7,00	136,92	0,950	3,09	153,20	0,875	8,24	159,13	0,714	13,67
COP 1404	3m x 4m	162,74	0,979	1,39	167,80	1,009	4,53	199,60	1,007	5,49	202,55	0,992	6,40
Raízes grossas: $B=a \cdot (DAP^2H)^b$													
AEC 0144	3m x 2m	11,34	0,887	0,97	34,85	1287,000	1,44	23,63	0,689	2,41	25,06	1,143	1,96
AEC 224	3m x 2m	60,26	1,021	1,08	67,30	1,957	1,13	37,03	0,997	2,80	27,36	0,990	2,51
COP 1404	3m x 2m	18,90	0,706	1,69	34,22	0,954	0,87	48,36	1,294	2,30	25,11	0,881	0,96
AEC 0144	3m x 4m	38,52	0,921	1,41	25,85	0,710	1,07	53,55	0,699	3,08	25,85	1,038	1,80
AEC 224	3m x 4m	32,54	0,840	0,97	38,38	1,181	1,66	35,09	0,911	5,76	27,30	1,009	1,25
COP 1404	3m x 4m	73,86	1,206	2,01	33,28	0,695	1,45	52,47	1,272	2,84	41,85	0,960	2,29

Nota: DAP = Diâmetro à altura do peito (m); H = altura total (m).

Toda matéria seca estimada foi convertida com base nos teores de carbono, obtidos por Campoe (2012) utilizando um analisador LECO 1000 CN (Leco Corp., St. Joseph, MI). Assim, as concentrações de carbono utilizadas foram de 507 g kg<sup>-1</sup> para folhas, 424 g kg<sup>-1</sup> para casca e 452 g kg<sup>-1</sup> para o lenho, galhos e raízes grossas. Estes valores foram determinados em sub-amostras moídas e secas de cada componente e foram utilizados para a conversão de todos os compartimentos de massa seca para carbono.

#### 1.2.5. Dados Climáticos

Os dados climáticos ao longo do período de estudo foram obtidos utilizando-se uma estação automática ligada a um sistema de aquisição de dados (datalogger CR1000, Campbell Scientific, Logan, Utah, EUA), presente na sede da estação experimental, local onde o estudo foi realizado. Os parâmetros de medição foram: temperatura média (°C), umidade relativa do ar (%), velocidade do vento (m.s<sup>-1</sup>) e precipitação total (mm).

#### 1.2.6. Análise Estatística

Os dados foram testados ao pressuposto de normalidade e homogeneidade da variância com os testes de Kolmogorov-Smirnov e Bartlett ( $p \leq 0,05$ ), respectivamente. Quando as pressuposições não foram atendidas foi realizada a transformação dos dados de acordo com a metodologia Box-Cox (Box e Cox, 1964). Em seguida, os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ( $p < 0,05$ ), com o auxílio do software R Studio. O modelo matemático utilizado para as análises está descrito na equação 11.

$$Y_{ijk} = \mu + b_i + t_j + e_k + (t \times e)_{jk} + \varepsilon_{ijk} \quad \text{Eq. 11}$$

sendo:

$Y_{ijk}$ : valor observado na parcela que recebeu o i-ésimo bloco, no j-ésimo clone, no k-ésimo espaçamento;

$\mu$ : constante inerente a toda população;

$b_i$ : efeito devido ao i-ésimo bloco;

$t_j$ : efeito do j-ésimo clone;

$e_k$ : efeito devido do k-ésimo espaçamento;

$(t \times e)_{jk}$ : efeito da interação entre o j-ésimo clone e o k-ésimo espaçamento;

$\varepsilon_{ijk}$ : efeito dos fatores não controlados do i-ésimo bloco, no j-ésimo clone, no k-ésimo espaçamento.

A análise de correlação entre as variáveis foi realizada utilizando o teste de Pearson. A significância estatística foi considerada quando  $p < 0,05$  e sua interpretação foi feita segundo a classificação proposta por Dancey e Reidy (2005) que consideram:  $r = 0,10$  até  $0,30$  (fraco);  $r = 0,40$  até  $0,60$  (moderado);  $r = 0,70$  até  $1$  (forte).

A fim de observar situações de rotações mais longas do que a estudada, foi feita a predição dos dados de biomassa total e incremento de biomassa por ano, isto é, nas idades 12, 24, 36, 48, 60, 96, 108 e 120 meses, utilizando o modelo de Schumacher & Hall (equação 12), aplicado individualmente para cada árvore, com base nos dados destrutivos de biomassa.

$$\ln(x) = \beta_0 + \beta_1 * \left(\frac{1}{Idade}\right) \quad \text{Eq. 12}$$

sendo:

x: biomassa da árvore;

$\beta_0$  e  $\beta_1$ : parâmetros do modelo

### 1.3. Resultados

#### 1.3.1. Crescimento das árvores

O efeito do clone, do espaçamento e da interação clone x espaçamento teve impacto no crescimento das árvores, afetando as médias de DAP, altura total, área basal e volume dos indivíduos. A Figura 5 apresenta os resultados de DAP para os clones, espaçamentos e para a interação clone x espaçamento, dos 40 aos 84 meses de idade. Os clones AEC 224 e AEC 144 no espaçamento 3m x 4m, apresentaram as maiores médias em diâmetro para todas as idades avaliadas (Figura 5c), com DAP de 18,80 cm e 18,15 cm, respectivamente, ao fim da rotação, aos 84 meses.

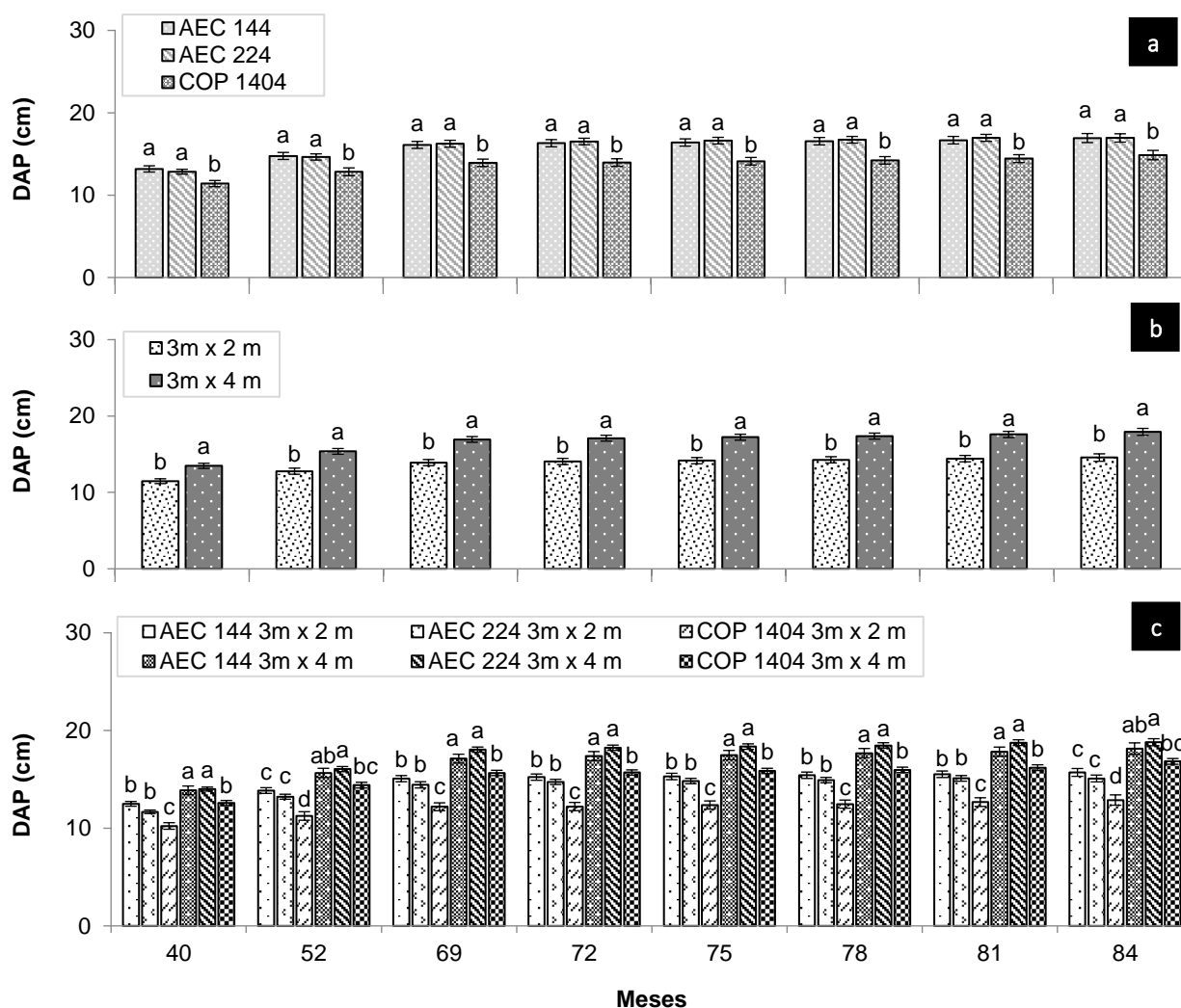


Figura 5. Diâmetro médio à altura do peito (DAP, cm) (a) por clone, (b) espaçamento e (c) interação clone x espaçamento. Letras diferentes representam diferenças significativas dentro do período avaliado.

A partir dos 75 meses de idade, os clones AEC 144 e AEC 224 apresentaram as maiores médias de altura total (Figura 6a). Nota-se que, para todas as idades avaliadas, as alturas médias para o clone AEC 144 nos dois espaçamentos não diferiram, apresentando médias de 26,64 m no espaçamento 3m x 2m e 27,86 m no espaçamento 3m x 4m, aos 84 meses de idade (Figura 6c).

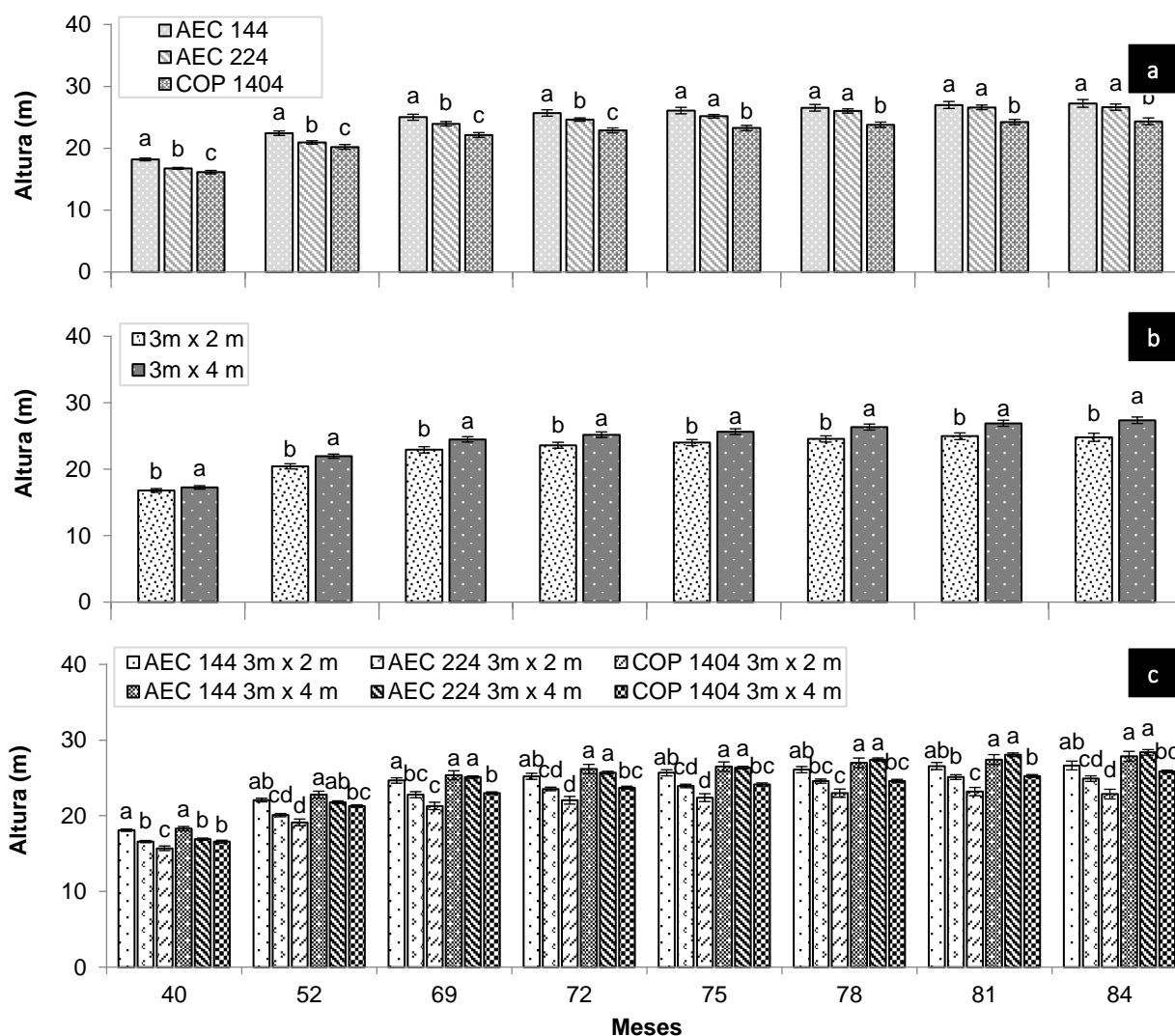


Figura 6. Altura total média (H, m) por (a) clone, (b) espaçamento e (c) interação clone x espaçamento. Letras diferentes representam diferenças significativas dentro do período avaliado.

As maiores médias de área basal foram encontradas no espaçamento mais reduzido, 3m x 2m (Figura 7b). Aos 84 meses de idade, na interação clone x espaçamento as médias variaram de 18,71 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> a 32,86 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (Figura 7c). Os clones AEC 144 e AEC 224 no espaçamento 3m x 2m foram superiores ao COP 1404, atingindo, aos 84 meses, médias de áreas basais iguais a 32,86 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, 30,22 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> e 22,16 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, respectivamente (Figura 7c).

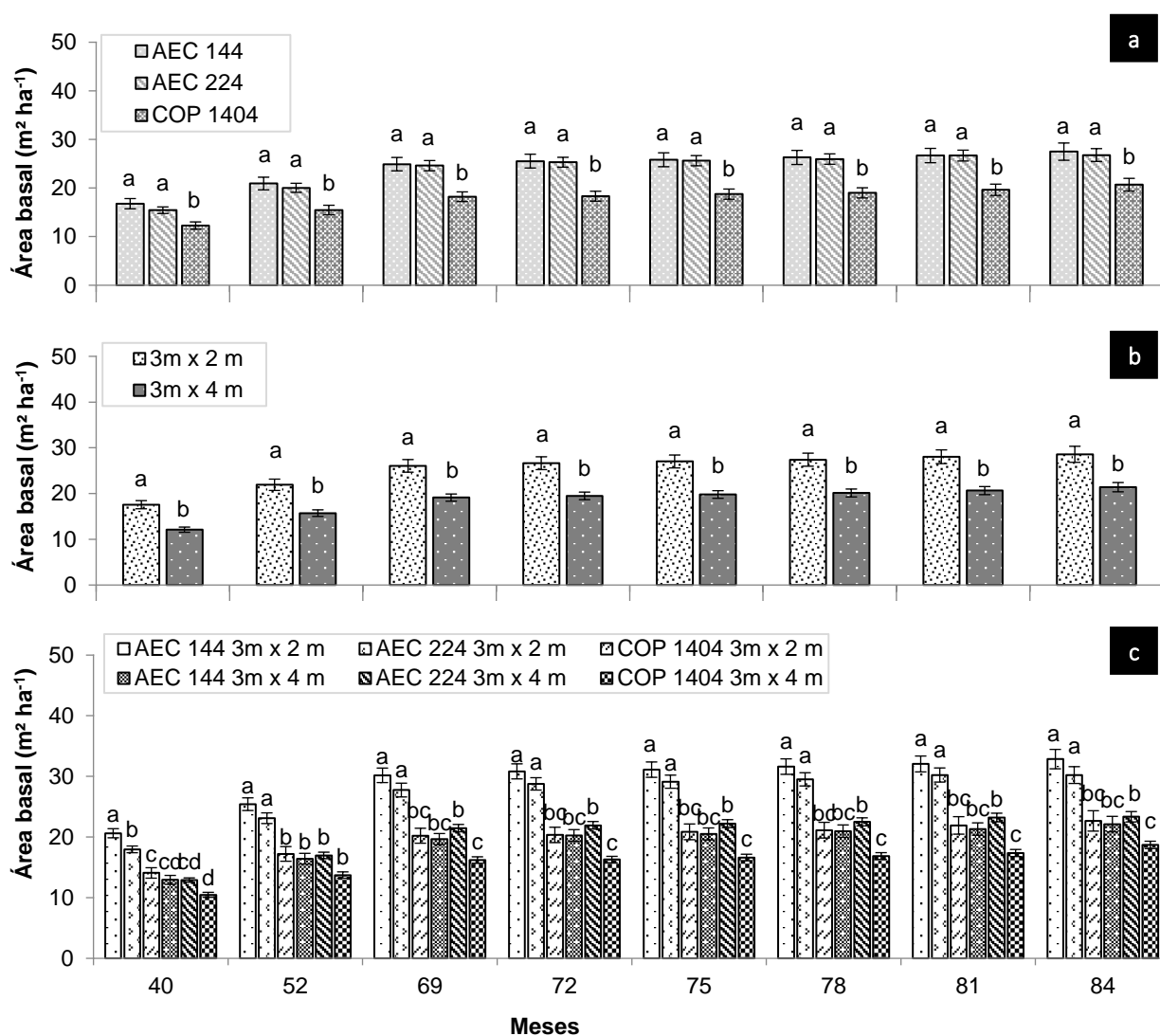


Figura 7. Área basal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) por (a) clone, (b) espaçamento e (c) interação clone x espaçamento. Letras diferentes representam diferenças significativas dentro do período avaliado.

O clone AEC 144 apresentou as maiores médias de produtividade em volume de madeira, seguida pelo AEC 224 e COP 1404 (Figura 8a). Ao final da rotação, os clones AEC 144 e AEC 224 no espaçamento 3m x 2m apresentaram as maiores médias com  $398,50 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$  e  $330,42 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ , respectivamente (Figura 8c). A partir dos 69 meses, não houve diferença significativa na produtividade do clone AEC 224 e COP 1404 independente do espaçamento adotado (Figura 8c).

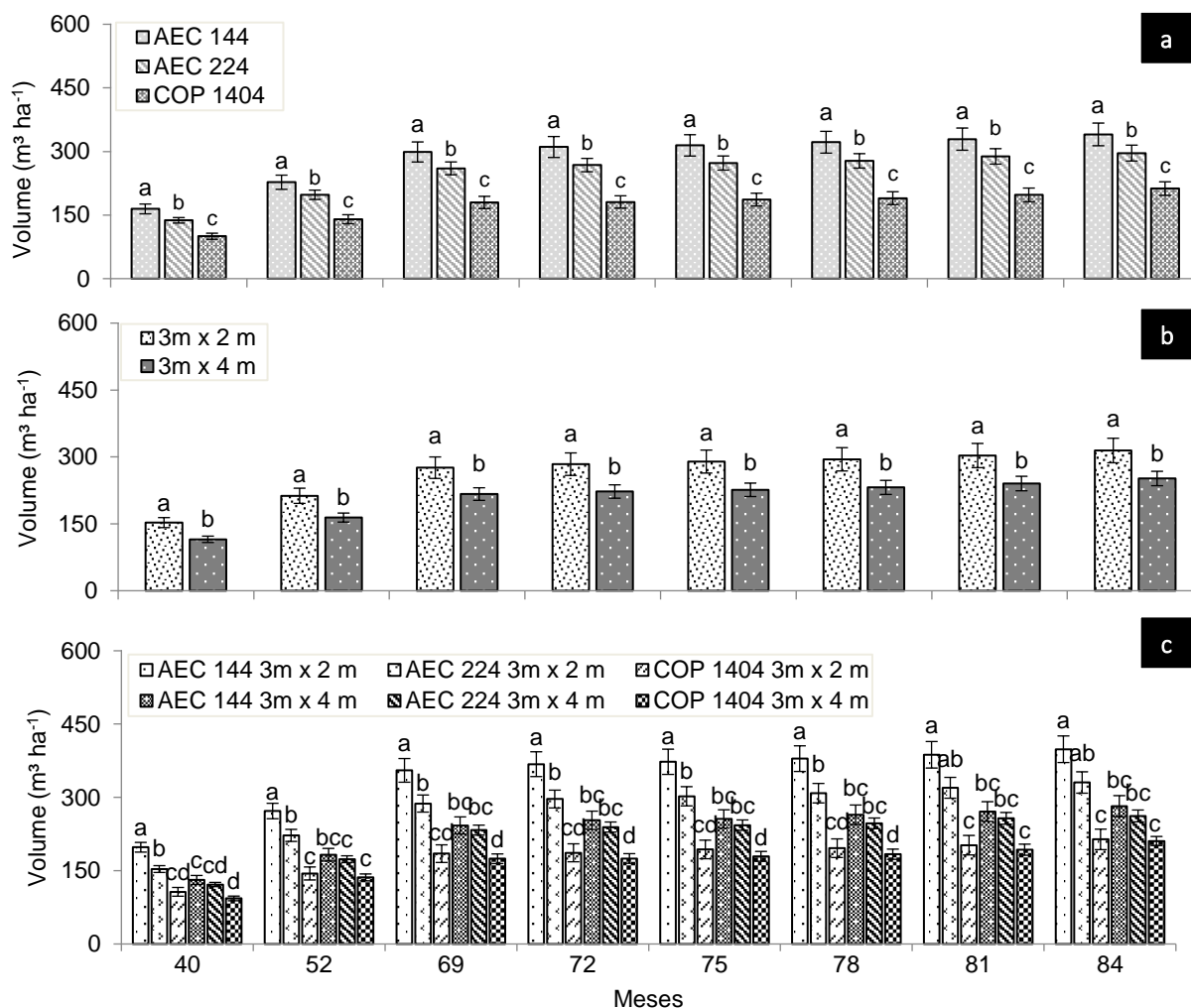


Figura 8. Volume total do tronco por hectare ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) por (a) clone, (b) espaçamento e (c) interação clone x espaçamento. Letras diferentes representam diferenças significativas dentro do período avaliado.

### 1.3.2. Índice de Área Foliar (IAF)

As maiores médias de IAF foram encontradas no espaçamento mais reduzido (Figura 9b). Ao fim da rotação, aos 84 meses, o IAF não variou em função do clone, (Figura 9a), apesar de ter apresentado variação em função do espaçamento (Figura 9b).

O índice de área foliar diminuiu com o aumento da idade do povoamento na interação clone x espaçamento (Figura 9c). Aos 40 meses, as médias de IAF variaram de  $4,69 \text{ m}^2 \text{m}^{-2}$  a  $5,62 \text{ m}^2 \text{m}^{-2}$  no espaçamento 3m x 2m e de  $3,88 \text{ m}^2 \text{m}^{-2}$  a  $5,02 \text{ m}^2 \text{m}^{-2}$  no espaçamento 3m x 4m. Aos 72 meses, a variação foi de  $2,43 \text{ m}^2 \text{m}^{-2}$  a  $3,16 \text{ m}^2 \text{m}^{-2}$  no espaçamento 3m x 2m e de  $2,29 \text{ m}^2 \text{m}^{-2}$  a  $2,75 \text{ m}^2 \text{m}^{-2}$  no espaçamento 3m x 4m (Figura 9c).

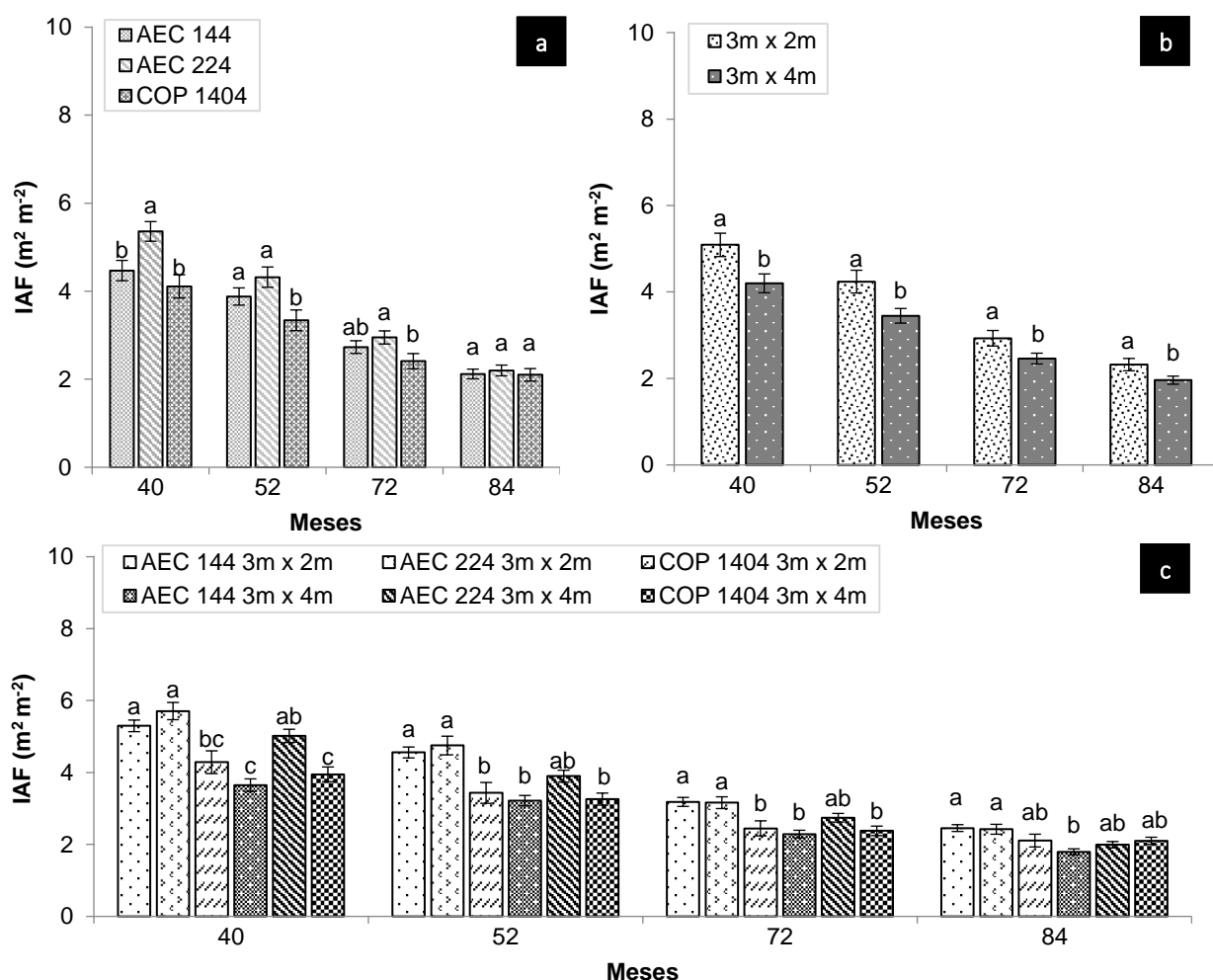


Figura 9. Índice de Área Foliar médio ( $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$ ) por (a) clone, (b) espaçamento e (c) interação clone x espaçamento. Letras diferentes representam diferenças significativas dentro do período avaliado.

### 1.3.3. Biomassa e estoque de carbono na floresta

Aos 40 meses, os clones AEC 224 e AEC 144 apresentaram as maiores médias de biomassa de folhas alcançando  $5,95 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$  e  $5,66 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , respectivamente (Figura 10a). Na interação clone x espaçamento, as médias de biomassa de folhas variaram de  $3,92 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$  a  $5,95 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$  aos 40 meses e de  $2,28 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$  a  $3,51 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$  aos 84 meses (Figura 10c).

Para todos os clones, espaçamentos e na interação clone x espaçamento, a biomassa foliar diminuiu com o aumento da idade da floresta (Figura 10a, 10b e 10c).

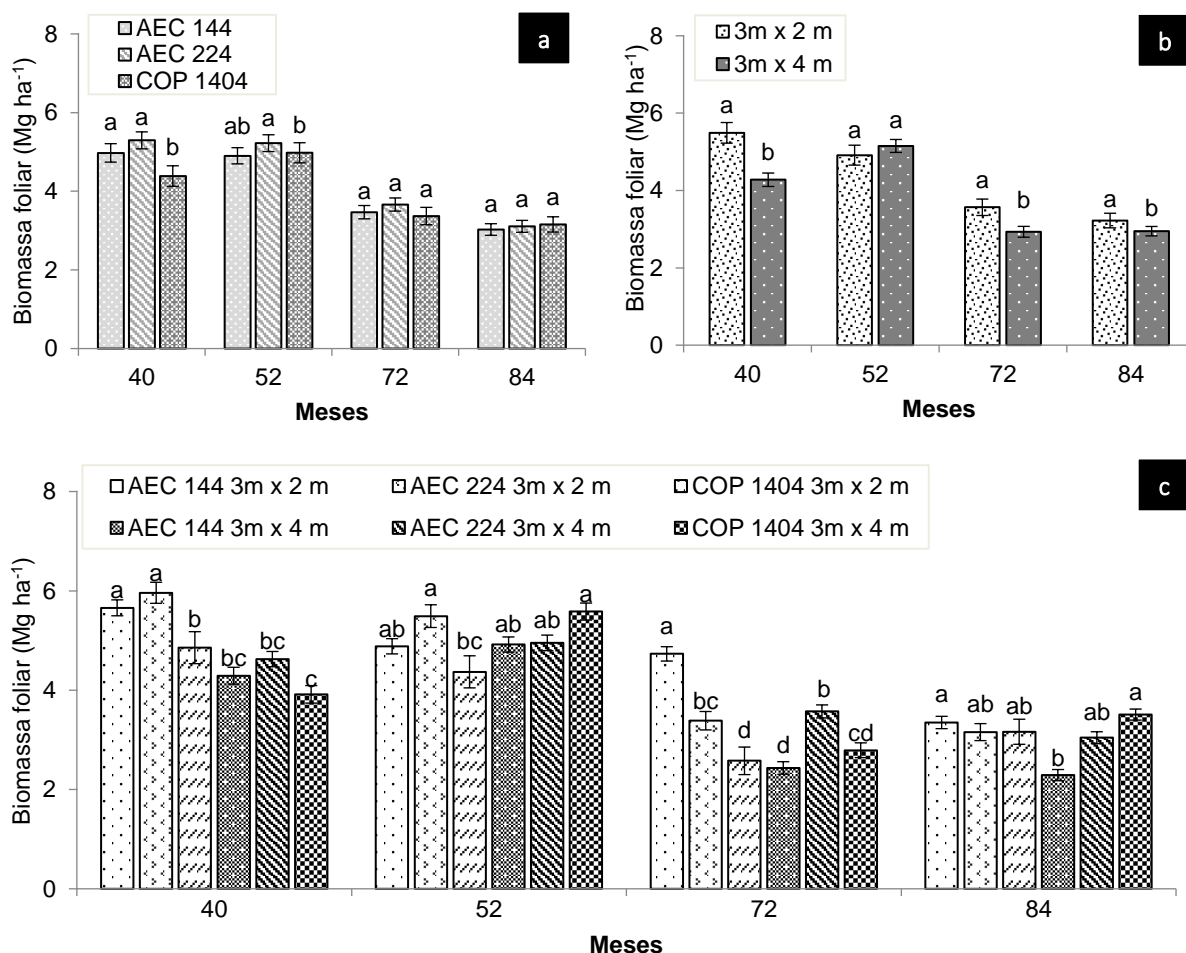


Figura 10. Produção de biomassa foliar (Mg.ha<sup>-1</sup>) por (a) clone, (b) espaçamento e (c) interação clone x espaçamento. Letras diferentes representam diferenças significativas dentro do período avaliado.

A figura 11 apresenta os valores totais da produção de biomassa (Mg.ha<sup>-1</sup>), considerando a soma da biomassa dos componentes: folha, galho, tronco com casca e raízes grossas (> 1 cm de diâmetro). Houve maior produção de biomassa total no espaçamento 3m x 2m (Figura 11b).

Aos 84 meses de idade, a biomassa total variou de 156,95 Mg.ha<sup>-1</sup> a 240,05 Mg.ha<sup>-1</sup> na interação clone x espaçamento (Figura 11c). Diferente dos demais clones, o COP 1404 não apresentou diferença significativa entre os espaçamentos (Figura 11c).

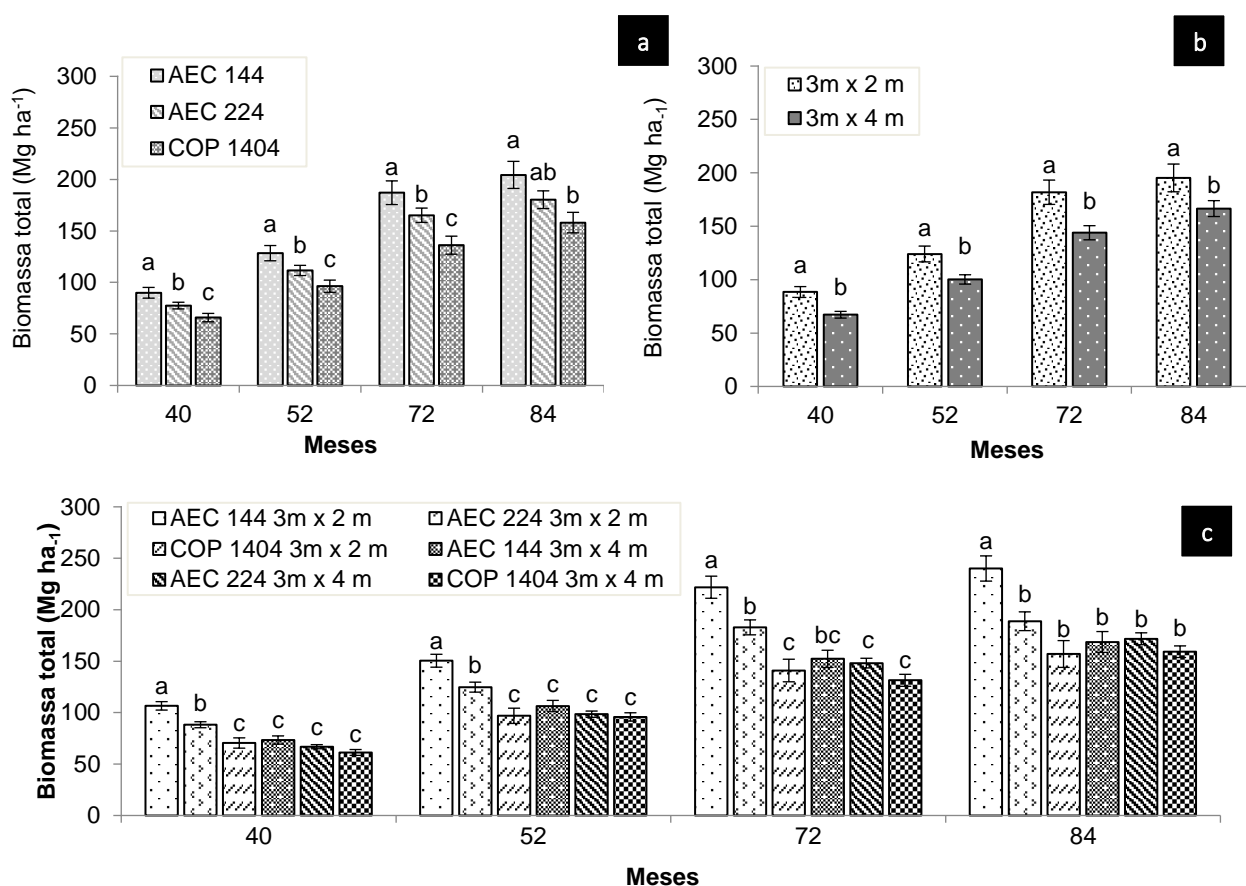


Figura 11. Produção total de biomassa (Mg.ha<sup>-1</sup> por (a) clone, (b) espaçamento e (c) interação clone x espaçamento. Letras diferentes representam diferenças significativas dentro do período avaliado.

Analisando as diferentes idades das plantas na interação clone x espaçamento, observou-se uma tendência de maior acúmulo de biomassa total e incremento em biomassa total para os clones AEC 144 e AEC 224 no espaçamento 3m x 2m (Figura 12a e 12b).

As maiores médias de incrementos de biomassa foram observadas aos 36 meses (Figura 12b). Apesar da tendência de maior incremento de biomassa ter sido observada para os clones AEC 144 e AEC 224 no espaçamento 3m x 2m, houve tendência de redução desse padrão da produção de biomassa com o aumento da idade da plantação (Figura 12b).

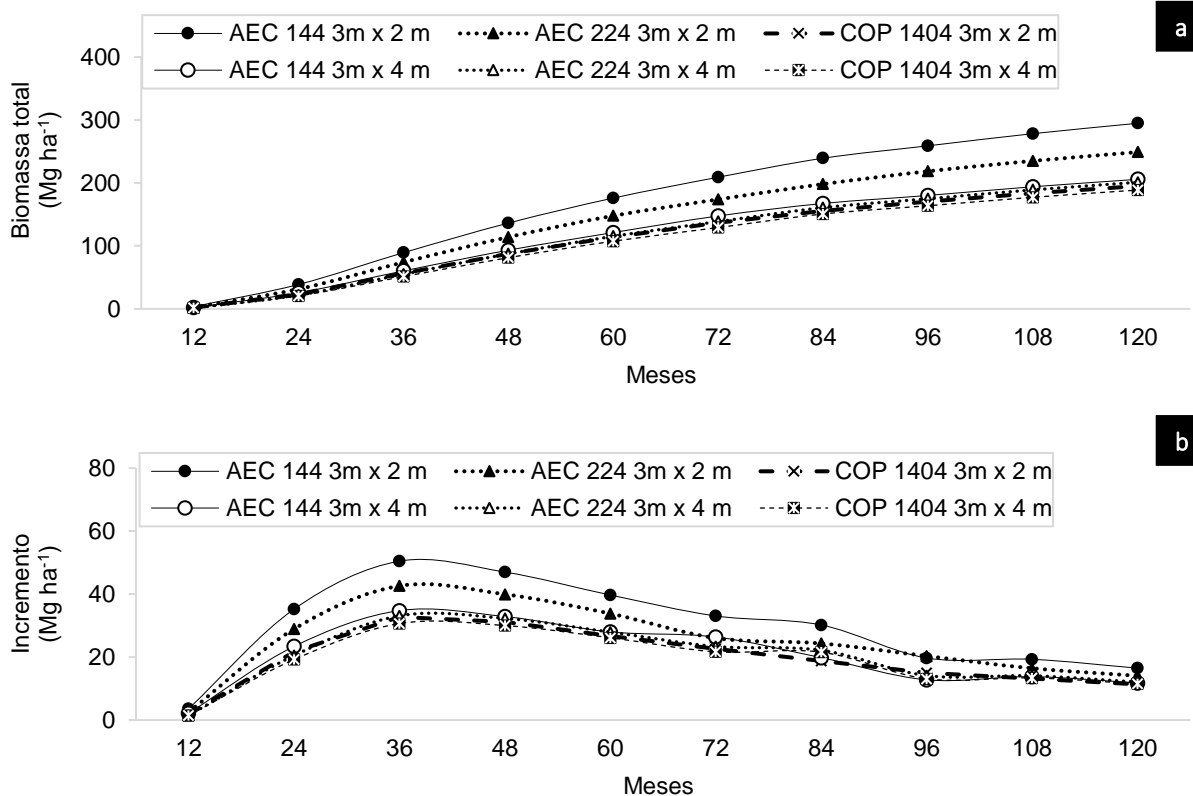


Figura 12. Tendência anual de acúmulo de biomassa (a) e incremento anual de biomassa (b) observada na interação clone x espaçamento, dos 12 aos 120 meses de idade da floresta.

A tabela 4 apresenta a compartimentalização da biomassa em biomassa “produto” e biomassa “resíduo” aos 84 meses de idade da floresta, quando a floresta atingiu a idade em que a maioria das empresas florestais brasileiras realizam o corte raso, referente ao primeiro ciclo de rotação.

Tabela 4. Efeito da interação clone x espaçamento na compartimentalização da biomassa aos 84 meses de idade da floresta.

Clone	Espaçamento	Biomassa "produto"	Biomassa "resíduo"
AEC 144	3m x 2m	0,86 ± 0,01 a	0,14 ± 0,01 d
AEC 224	3m x 2m	0,84 ± 0,01 b	0,16 ± 0,01 bc
COP 1404	3m x 2m	0,82 ± 0,02 b	0,18 ± 0,02 b
AEC 144	3m x 4m	0,84 ± 0,01 b	0,17 ± 0,01 bc
AEC 224	3m x 4m	0,77 ± 0,01 c	0,23 ± 0,01 a
COP 1404	3m x 4m	0,78 ± 0,01 c	0,22 ± 0,01 a

Nota: Letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos dentro da variável avaliada  $p < 0,05$ .

A maior compartimentalização da biomassa para a produção do componente madeira “produto” e a menor para produção de folhas, galhos e raízes “resíduo” foi para o clone AEC 144 no espaçamento 3m x 2m. Para os clones as médias de biomassa “produto” e biomassa “resíduo” apresentaram diferenças entre os espaçamentos, com maiores médias de biomassa “resíduo” no espaçamento 3m x 4m, isto é, após o corte das árvores uma maior proporção de resíduos permaneceriam no solo da floresta.

Os valores de estoque de carbono por compartimento da árvore e total na interação clone x espaçamento estão apresentados na tabela 5. Considerando os componentes aéreo e subterrâneo das árvores (folhas, galhos, tronco e raízes), as médias de estoque de carbono na interação clone x espaçamento variaram de 27,44 Mg C ha<sup>-1</sup> a 47,09 Mg C ha<sup>-1</sup>, aos 40 meses e de 71,12 Mg C ha<sup>-1</sup> a 108,69 Mg C ha<sup>-1</sup>, aos 84 meses.

Aos 84 meses, o clone AEC 144 no espaçamento 3m x 2m apresentou as maiores concentrações de carbono sendo alocadas na madeira, com total de 88,0% destinado a formação para biomassa lenhosa (98% para o tronco e 2% para galho) (Tabela 5).

Tabela 5. Estoque de carbono (Mg C ha<sup>-1</sup>) para os diferentes compartimentos da floresta na interação clone x espaçamento.

Compartimento	Valor p			40 meses					
				3m x 2m			3m x 4m		
	C	E	CxE	AEC 144	AEC 224	COP 1404	AEC 144	AEC 224	COP 1404
<b>Estoque de C (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>									
Árvore									
Folhas	<0,001	<0,001	0,011	2,87 a (6)	3,02 a (8)	2,46 b (8)	2,18 bc (6)	2,34 bc (8)	1,99 c (7)
Galhos	ns	<0,001	<0,001	4,66 ab (10)	5,00 a (13)	3,62 c (11)	4,37 ab (13)	3,99 bc (14)	4,05 bc (15)
Tronco	<0,001	<0,001	0,003	32,40 a (69)	25,61 b (65)	20,66 cd (65)	21,12 bc (62)	16,33 cd (55)	16,94 d (62)
Raízes grossas	<0,001	<0,001	<0,001	7,16 a (15)	6,12 ab (16)	5,34 bc (17)	6,30 ab (19)	6,87 a (23)	4,46 c (16)
Total	<0,001	<0,001	0,010	47,09 a (100)	39,45 b (100)	31,84 c (100)	33,98 c (100)	29,54 c (100)	27,44 c (100)
<b>52 meses</b>									
<b>Estoque de C (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>									
Árvore									
Folhas	ns	ns	0,002	2,47 ab (4)	2,78 a (5)	2,21 b (5)	2,49 ab (5)	2,51 ab (6)	2,83 a (6)
Galhos	<0,001	ns	<0,001	4,47 bc (7)	4,61 bc (8)	3,50 c (8)	5,32 ab (11)	4,59 bc (10)	5,57 a (13)
Tronco	<0,001	<0,001	0,003	52,32 a (76)	38,90 b (69)	32,60 bc (73)	34,54 bc (70)	30,09 c (67)	28,21 c (64)
Raízes grossas	<0,001	<0,001	<0,001	9,48 a (14)	9,93 a (18)	6,52 b (15)	6,88 b (14)	7,73 b (17)	7,24 b (17)
Total	<0,001	<0,001	<0,001	68,74 a (100)	56,22 b (100)	44,83 c (100)	49,23 c (100)	44,92 c (100)	43,85 c (100)

**Nota:** C: clone, E: espaçamento e CxE: interação clone x espaçamento. Valores entre parênteses representam a porcentagem de estoque carbono do componente (%) em relação ao estoque de carbono total. Letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos dentro da variável avaliada p<0,05.

Tabela 5. Continuação.

Compartimento	Valor p			72 meses (2018)					
				3m x 2m			3m x 4m		
	C	E	CxE	AEC 144	AEC 224	COP 1404	AEC 144	AEC 224	COP 1404
<b>Estoque de C (Mg.ha<sup>-1</sup>)</b>									
Árvore									
Folhas	ns	<0,001	0,001	2,40 a (2)	1,72 bc (2)	1,31 d (2)	1,23 d (2)	1,81 b (3)	1,41 cd (2)
Galhos	ns	ns	0,001	2,46 bc (2)	2,91 ab (4)	2,10 c (3)	2,71 bc (4)	3,07 ab (5)	3,15 a (5)
Tronco	<0,001	<0,001	<0,001	83,52 a (83)	64,04 b (77)	50,95 c (80)	56,02 bc (81)	51,62 c (77)	45,10 c (76)
Raízes grossas	0,002	<0,001	0,001	12,17 ab (12)	14,16 a (17)	9,48 c (15)	8,97 c (13)	10,64 bc (16)	9,88 c (17)
Total	<0,001	<0,001	0,004	100,55 a (100)	82,82 b (100)	63,84 c (100)	68,94 bc (100)	67,14 c (100)	59,54 c (100)
<b>84 meses (2019)</b>									
<b>Estoque de C (Mg.ha<sup>-1</sup>)</b>									
Árvore									
Folhas	ns	<0,001	0,018	1,70 a (2)	1,60 ab (2)	1,60 ab (2)	1,16 b (2)	1,54 ab (2)	1,78 a (2)
Galhos	0,044	ns	<0,001	2,39 c (2)	1,69 c (2)	2,35 c (3)	2,24 c (3)	5,56 a (7)	3,11 b (4)
Tronco	<0,001	<0,001	<0,001	93,05 a (86)	71,21 b (83)	58,37 b (82)	63,82 b (84)	60,18 b (77)	56,36 b (78)
Raízes grossas	ns	0,016	<0,001	11,54 a (11)	11,02 ab (13)	8,79 b (12)	9,14 ab (12)	10,51 ab (14)	10,89 ab (15)
Total	<0,001	<0,001	<0,001	108,69 a (100)	85,51 b (100)	71,12 b (100)	76,36 b (100)	77,80 b (100)	72,14 b (100)

**Nota:** C: clone, E: espaçamento e CxE: interação clone x espaçamento. Valores entre parênteses representam a porcentagem de estoque carbono do componente (%) em relação ao estoque de carbono total. Letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos dentro da variável avaliada  $p < 0,05$ .

#### 1.4. Discussão

Embora o aumento do espaçamento tenha elevado o crescimento em diâmetro das árvores, a área basal e o volume total por hectare apresentaram resultados inversos, uma vez que o aumento do incremento diamétrico individual não compensou a redução no número de árvores por área (Figuras 5b, 7b e 8b). Efeito semelhante foi relatado por Henskens et al. (2001) ao avaliarem os efeitos da densidade de plantio no crescimento e forma de árvores de *E. globulus*, sendo o volume total e a área basal aumentados com a diminuição do espaçamento. Segundo Schonau e Coetzee (1989), à medida que as árvores crescem, suas copas e raízes influenciam rapidamente o espaço dos indivíduos ao redor, resultando em uma intensa competição por fatores de crescimento, tais como água, luz e nutrientes. Neste estudo, no espaçamento mais amplo, apesar da área útil por planta ter aumentado de 6 m<sup>2</sup> para 12m<sup>2</sup>, os clones não responderam em crescimento proporcional no ciclo de crescimento estudado, visto que, para compensar a produção por área, o incremento individual das árvores teria que dobrar. Essa condição pode estar relacionada a dois fatores: (i) o potencial produtivo dos clones limitou o crescimento mesmo na condição de maior disponibilidade de recursos (espaçamento 3m x 4m) ou ii) houve restrições de recursos (água, luz e nutrientes) mesmo com o aumento do espaçamento.

Apesar do efeito do espaçamento no crescimento em altura das árvores (Figura 6b), comportamento também observado por Akhtar et al. (2008) (*E. camaldulensis*) e Bernardo et al. (1998) (*E. urophylla*) (Figura 6b), o AEC 144 não apresentou diferenças significativas nas alturas médias dos indivíduos, independente do espaçamento adotado (Figura 6c). A altura foi menos sensível ao efeito do espaçamento do que o crescimento em diâmetro (Figuras 5c e 6c), o que é consistente com outros estudos (Nielsen e Gerrand, 1999, Xue et al. 2011). Isso indica que a redução do espaçamento estimulou ainda mais o crescimento em altura das árvores, visto que o clone buscou ampliar ao máximo sua superfície foliar para captação de luz.

Embora o espaçamento mais reduzido tenha proporcionado maiores áreas basais, volume e altura, o uso de espaçamentos mais amplos precisa ser considerado como uma opção de gerenciamento de riscos climáticos futuros, principalmente em

áreas de expansão florestal, já que é esperado que o rendimento de novas plantações diminua à medida que locais progressivamente menos produtivos são colocados sob a silvicultura (elevadas temperaturas e déficit hídrico). Uma característica chave da mudança climática é o aumento projetado da variabilidade climática e o maior risco de eventos climáticos extremos em algumas regiões (Pawson et al. 2013).

Climatologicamente, as precipitações na região sudeste do Brasil apresentam um ciclo anual bem definido, com volumes máximos nos meses de dezembro a fevereiro (verão) e valores mínimos durante o período junho-agosto (inverno). No entanto, no ano de 2014, em função das chuvas muito inferiores à média histórica e das temperaturas máximas extremas, a vazão dos rios que alimentavam reservatórios dos sistemas de abastecimento e das usinas hidrelétricas das regiões Sudeste e Centro-Oeste, de maior consumo de energia, atingiu a menor marca da história. Consequentemente, a falta de chuvas nesse período resultou em um decréscimo nas taxas de crescimento em plantações florestais, já que a redução na disponibilidade de recursos hídricos afeta diretamente a produtividade dos sítios e a capacidade da floresta em assimilar o carbono atmosférico e alocá-lo na biomassa. Isto associado aos locais de expansão florestal que já possuem condições ambientais mais restritivas a produção florestal, torna ainda mais necessário a adoção de medidas e estratégias que permitam reduzir a perda de produtividade da floresta e maximizar o seu rendimento.

Avaliando a especificidade dos clones, o AEC 144 apresentou as maiores médias de produtividade em volume total de madeira (Figura 8a). Reis et al. (2014) verificaram resultados semelhantes ao estudarem a aptidão de diferentes materiais clonais de eucalipto aos 51 meses de idade na região de Ponta Porã, MS, sendo o clone AEC 144 o que apresentou melhor desempenho em volume de madeira, com  $0,31 \text{ m}^3.\text{arv}^{-1}$ . Segundo Binkley et al. (2004), a produtividade de uma floresta não depende apenas da quantidade de recursos disponíveis no ambiente, mas também da proporção de recursos que está sendo capturada pelas árvores e da eficiência de sua utilização. Soares et al. (2020) avaliando a dinâmica do crescimento de clones de eucalipto, em uma plantação próxima a área do presente estudo, com as mesmas condições de solo e clima, observou que o clone AEC 144 apresentou um maior controle estomático durante o período noturno, com um uso mais eficiente da água. Essa estratégia pode ter influenciado positivamente nas maiores médias de produtividade de madeira encontrados para este clone (Figuras 8a e 8c), que mesmo em períodos de déficit

hídrico (Figura 1) continuou mantendo crescimento superior em relação aos demais clones.

Nas figuras 8a e 8b, observou-se que as produtividades em volume total do tronco não foram influenciadas pela idade. Comportamento diferente foi observado no efeito de interação clone x espaçamento, como observado na figura 8c. Até os 52 meses, o clone COP 1404 era o único que não apresentava diferenças significativas entre as médias de volume entre os espaçamentos. A partir dos 69 meses, o clone AEC 224 passou a apresentar o mesmo padrão de crescimento que o COP 1404, o que evidencia que quando cultivado em espaçamento mais adensado (3m x 2m), esses clones apresentaram performance inferior em relação ao clone AEC 144, que mesmo frente à uma situação de menor disponibilidade de recursos e maior competição entre as árvores pelos fatores do meio, manteve um desempenho superior em produção de madeira.

Aos 72 meses, as médias de IAF encontradas neste estudo foram inferiores às encontradas por Muñoz et al. (2008), que ao avaliar florestas de *E. nitens* na mesma idade, encontrou um IAF médio de 4,30 m<sup>2</sup> m<sup>-2</sup> em tratamentos desbastados com 800 árv.ha (Figura 9b); porém foram semelhantes ou até superiores às observadas por Leite et al (1997), estudando o efeito da densidade populacional sobre o crescimento de *E. grandis* aos 39 meses de idade, que encontrou um IAF médio no espaçamento 3m x 2m de 3,43 m<sup>2</sup> m<sup>-2</sup> (comparar aos 40 meses, figura 9b).

As maiores médias de IAF encontradas no espaçamento 3m x 2m (Figura 9b), foram resultantes de um maior número de indivíduos por área no espaçamento mais reduzido, uma vez que o IAF considera a área foliar projetada por unidade de superfície de solo (Myneni et al. 1997). Apesar disto, avaliando a interação clone x espaçamento, os clones AEC 224 e COP 1404 não tiveram influência da mudança de espaçamento (Figura 9c). Isto pode estar relacionado às altas médias de biomassa foliar que os clones apresentaram no espaçamento mais amplo (Figura 10c). A quantidade total de folhas e sua distribuição ao longo do fuste estão inevitavelmente associadas à quantidade de luz interceptada pela copa, que influenciam diretamente nos índices de área foliar da floresta (Valladares, 1999, Maguire e Bennett, 1996, Xu e Harrington 1998, Jonckheere et al. 2004, Timlin et al. 2014).

Foi observado uma correlação positiva entre o IAF e a produtividade em volume de madeira na interação clone x espaçamento ( $r = 0,65$ ,  $p < 0,001$ , 84 meses). Os clones AEC 224 e AEC 144, que apresentaram as maiores médias de índices de área

foliar (Figura 9a), também exibiram as maiores médias de área basal (Figura 7a) e produtividades (Figura 8a). Diversos estudos também encontraram forte relação entre o IAF e a produtividade do povoamento (Vose e Allen, 1988, Xavier et al. 2002, Smethurst et al. 2003, Innes et al. 2005, Albaugh et al. 2010). Soares (2020) observou que o clone COP 1404 demonstrou uma estratégia não eficiente na produção de madeira, uma vez que investiu grande quantidade de água e energia em uma copa volumosa, porém com altos níveis de senescência foliar. Enquanto que, o AEC 144 apresentou uma elevada produção de madeira mesmo com uma menor porcentagem de copa viva, necessitando dessa forma converter pouca quantidade de seus recursos para reposição de copa com a ocorrência das chuvas. Isto explica por que o desempenho do clone COP 1404 tem sido inferior aos demais clones nas avaliações de DAP, área basal e produtividade de madeira (Figura 5a, 7a e 8a), enquanto o AEC 144 apresenta elevadas médias de produtividade (Figura 8a). Além disso, o maior volume de madeira observado para o clone AEC 144 pode estar associado a uma maior taxa fotossintética líquida que este clone, como encontrado por Silva et al. (2020), avaliando as principais características morfológicas e fisiológicas durante a ontogenia foliar em três genótipos de eucalipto, AEC 144, CO 1407 e VCC 865, que observaram que ao longo do desenvolvimento da folha, as taxas de fotossíntese tornaram-se progressivamente maiores para o clone AEC 144, seguido pelo VCC 865 e CO 1407.

O IAF também apresentou uma tendência decrescente com o aumento da idade da plantação (Figura 9c), evento que ocorreu de forma similar em outros estudos (Watson et al., 1999, Xavier et al. 2002, Homolova et al. 2007, Pokorny e Stojnic, 2012). Dovey e Du Toit (2006) avaliando uma população jovem de *E. grandis*, na região central de KwaZulu-Natal, África do Sul, encontraram um IAF médio de 4,1 m<sup>2</sup> m<sup>-2</sup> aos 2 anos e 3,8 m<sup>2</sup> m<sup>-2</sup> aos 3 anos. Almeida et al. (2007) estudando uma população híbrida de *E. grandis* na costa Atlântica Brasileira, relataram um forte efeito da idade no IAF das árvores, com uma redução de aproximadamente 65% dos 3 aos 6 anos de idade. Esse declínio é geralmente atribuído a uma perda de área foliar da base das copas das árvores devido à baixa irradiância que ocorre naturalmente com o fechamento do dossel com o passar dos anos (Mäkelä e Vanninen, 1998). Além disso, embora Laclau et al. (2000) tenha afirmado que a biomassa foliar possa permanecer constante ou apresentar uma pequena diminuição com o aumento da idade da plantação, neste estudo, a biomassa de folhas diminuiu em até 45% com o

aumento da idade da floresta, se considerarmos o período de 40 a 84 meses de idade (Figura 10c), o que refletiu diretamente na redução do IAF das plantas.

Apesar do clone AEC 224 ter apresentado um IAF e biomassa foliar ligeiramente superior ao clone AEC 144 (Figuras 9a e 10a), ainda assim o genótipo não apresentou as maiores médias volumétricas e de estoque de carbono no tronco, como observado na figura 8a e tabela 5. Segundo Sumida et al. (2018), duas explicações são possíveis para este acontecimento: 1) mesmo que a produção fotossintética seja proporcional ao IAF, uma proporção substancial dos carboidratos produzidos nesse processo pode ter sido utilizada para outros fins que não a produção de biomassa do caule; 2) um nível de IAF superior não está associado apenas a produção fotossintética, mas também ao armazenamento de nutrientes dentro da planta, principalmente o nitrogênio. Isto pode explicar parcialmente as diferenças encontradas na produtividade e de produção de biomassa entre os clones AEC 144 e AEC 224, que embora tenham sido produzidos pela mesma empresa e com a mesma finalidade, apresentaram diferentes mecanismos de produção e distribuição do carbono.

Em relação a produção de biomassa total na interação clone x espaçamento (Figura 11c), embora para os clones AEC 144 e AEC 224 a maior produção de biomassa total tenha sido encontrada no espaçamento 3m x 2m, o clone COP 1404 não apresentou diferenças significativas dentro dos espaçamentos, evento que ocorreu de forma similar em todas as idades estudadas (Figura 11c e 12a). Este comportamento resulta do clone COP 1404 também não ter apresentado diferenciação dentro dos espaçamentos para as variáveis IAF (Figura 9c) e para a produção de biomassa foliar (figura 10c), o que refletiu diretamente em sua produção de biomassa total.

Muitos estudos que avaliam a biomassa e estoque de carbono de florestas desconsideram a idade como um fator que pode influenciar nos resultados de acúmulo e incremento da biomassa. Neste estudo, observou-se que, ainda que o incremento seja maior para os clones AEC 144 e AEC 224 no espaçamento 3m x 2m (Figura 12b), com o passar dos anos este comportamento tende a ser minimizado e as médias de incremento tornam-se mais próximas uma das outras. Além disso, em talhões de eucalipto onde geralmente é realizado o corte por volta dos 84 meses, em condições semelhantes a este estudo, a floresta ainda apresenta potencial para o incremento

anual de biomassa em seus compartimentos, uma vez que o incremento apesar de reduzido, tende a se estabilizar em idades mais avançadas (Figura 12b).

Se considerarmos que aos 84 meses de idade as florestas de eucalipto geralmente completam seu primeiro ciclo de corte, o espaçamento mais amplo (3m x 4m) proporciona a maior quantidade de resíduos sendo depositados no solo da floresta, após a colheita da madeira (Tabela 4), o que é interessante para o acúmulo de carbono à longo prazo. O carbono capturado nas árvores desempenha um papel importante na retirada de C da atmosfera e incorporação em biomassa de florestas naturais e plantadas (Waring et al. 2020). A madeira extraída da floresta pode ser utilizada para diversos fins, logo, parte do carbono estocado na madeira poderia retornar a atmosfera dependendo de sua forma de utilização (por exemplo, energia). Assim, a compartimentalização do carbono sequestrado na vegetação e que se encontra na forma de biomassa “resíduo”, proporcionará um efeito positivo no acúmulo de carbono na área a longo prazo, uma vez que os resíduos que permanecem no solo após a retirada madeira, poderão ser incorporados ao solo em escalas de tempo decadais (Nave et al. 2018).

O estoque de carbono dentro dos componentes da árvore ocorreu de forma similar quando avaliada a interação clone x espaçamento, isto é, para todas as idades de avaliação, o maior acúmulo de carbono foi encontrado no tronco, seguido pelas raízes, galhos e folhas (Tabela 5). Esses resultados corroboram com aqueles encontrados por Campoe et al. (2012), avaliando florestas de *E. grandis* ao longo de um gradiente de produtividade no Estado de São Paulo, sendo a média de armazenamento de carbono no tronco (caule + casca), raízes grossas (>10mm), galhos e folhas de 82,9%, 10,6%, 3,6% e 2,9%, respectivamente.

Em geral, baixos níveis de suprimento de nutrientes e baixa disponibilidade de água no solo aumentam o particionamento de carbono abaixo do solo (Epron et al. 2012). No entanto, apesar do maior estoque de carbono nas raízes ter sido maior no espaçamento 3m x 2m, para os clones AEC 144 E AEC 224, o clone COP 1404 apresentou maior estoque de carbono nas raízes no espaçamento 3m x 4m (> 52 meses, Tabela 5), o que é interessante no gerenciamento do carbono a longo prazo, uma vez que por meio do processo de rizodeposição o carbono acabará sendo incorporado ao solo (Hemingway et al., 2019). Os solos contêm maiores quantidades de carbono do que a vegetação e atmosfera combinadas, portanto, mesmo as pequenas mudanças nesse reservatório resultarão em grandes impactos na

resistência do sumidouro de carbono da floresta (Waring et al. 2020). Cabe ressaltar que, a amostragem foi limitada às raízes grossas ( $> 10$  mm) e não incluiu raízes funcionais (raízes finas). É possível que as árvores tenham respondido ao aumento da competição por recursos aumentando a densidade, longevidade e profundidade de raízes finas, como demonstrado por alguns estudos (por exemplo, Fredericksen e Zedaker, 1995, Espeleta e Donovan, 2002, Bouillet et al. 2003).

Em todas as idades avaliadas, o clone AEC 144 foi o que destinou a maior proporção de carbono para formação do tronco (Tabela 5), o que refletiu diretamente em maiores médias de volume de madeira e biomassa total (Figura 8c e 10c). Esses resultados podem ser explicados pela boa estratégia de crescimento que o clone apresentou, mesmo em períodos de menor disponibilidade hídrica, conforme observado por Soares (2020). O autor menciona que a dinâmica de ganhos e perdas de copa foi muito importante para que o clone investisse mais energia na produção de biomassa de tronco, uma vez que, em períodos de seca, mesmo com a copa viva reduzida o clone priorizou a produção de madeira em detrimento de componente foliar.

## 1.5 Conclusões

Para fins de produção, o maior incremento em biomassa e estoque de carbono é no espaçamento mais reduzido. Entretanto, uma vez que a madeira extraída da floresta (biomassa “produto”) pode ter diversos fins de uso, inclusive retornar a atmosfera por processos oxidativos, o espaçamento 3x4 m apresentou maior potencial para o acúmulo de carbono no solo, por apresentar maiores taxas de compartimentalização da biomassa nos resíduos florestais, o que pode representar uma estratégia mais eficiente para aumentar o C sequestrado. Além disso, o clone AEC 144 apresentou o maior potencial para acúmulo de carbono no tronco, possivelmente devido a sua estratégia de investir mais energia na produção de madeira do que em biomassa foliar, enquanto o clone COP 1404 apresentou maior potencial de sequestro de carbono a longo prazo, isto é, no solo.

## Referências

Albaugh, T. J., H.L. Allen, P.M. Dougherty, et al. 1998. Leaf area and above- and belowground growth responses of loblolly pine to nutrient and water additions. *For. Sci.* 44:1-12.

Almeida, A. C., J. V. Soares, J. J. Landsberg, G. D. Rezende. 2007. Growth and water balance of *Eucalyptus grandis* hybrid plantations in Brazil during a rotation for pump production. *For. Ecol. Manage.* 251:10-21.

Akhtar, J., Z.A. Saqib, R.H. Qureshi, et al. 2008. The effect of spacing on the growth of *Eucalyptus camaldulensis* on salt-affected soils of the Punjab, Pakistan. *Canadian Journal of Forest Research.* 38:2434-2444.

Beets, P.N., A.M. Brandon, C.J. Goulding, et al. 2011. The inventory of carbon stock in New Zealand's post-1989 planted forest for reporting under the Kyoto protocol. *Forest Ecology and Management.* 262:1119-1130.

Bernardo, A.L., M.G.F. Reis, G.G. Reis, et al. 1998. Effect of spacing on growth and biomass distribution in *Eucalyptus camaldulensis*, *E. pellita* and *E. urophylla* plantations in southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management.* 104:1-13.

Binkley, D., J.L. Stape, M.G. Ryan. 2004. Thinking about efficiency of resource use in forests. *Forest Ecology and Management.* 193: 5-16.

Bouillet, J.P., J.P. Laclau, M. Arnaud, et al. 2002. Changes with age in the spatial distribution of roots of *Eucalyptus* clone in Congo: Impact on water and nutrient uptake, *Forest Ecology and Management*, 171:43-57.

Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2019. Registro Nacional de Cultivares. Disponível em: <[http://extranet.agricultura.gov.br/php/snpc/cultivarweb/detalhe\\_cultivar.php?codsr=27025](http://extranet.agricultura.gov.br/php/snpc/cultivarweb/detalhe_cultivar.php?codsr=27025)>. Acesso em: 1 mar. 2019.

Campoe, O.C., J.L. Stape, J.P. Laclau, et al. 2012. Stand-level patterns of carbon fluxes and partitioning in a *Eucalyptus grandis* plantation across a gradient of productivity, in Sao Paulo State, Brazil. *Tree Physiology*, Oxford, Special Issue, 32: 696-706.

Chan, F.C.C., M.A. Arain, M. Khomik, et al. 2018. Carbon, water and energy exchange dynamics of a young pine plantation forest during the initial fourteen years of growth, *For. Ecol. Manag.*, 410:12-26.

Dovey, S.B., B. Du Toit. 2006. Calibration of LAI-2000 canopy analyzer with leaf area index in a young eucalypt stand. *Trees*, 20:273-277.

Epron, D., Y. Nouvellon, M.G. Ryan. 2012. Introduction to the invited issue on carbon allocation of trees and forests, *Tree Physiology*. 32: 639–643.

Espeleta, J. F., L.A. Donovan. 2002. Fine Root Demography and Morphology in Response to Soil Resources Availability among Xeric and Mesic Sandhill Tree Species. *Functional Ecology* 16:113-21.

Federici, S., F. Tubiello., M.S. H. Jacobs, J. Schmidhuber. 2015. New estimates of CO<sub>2</sub> forest emissions and removals: 1990–2015, *Forest Ecology and Management*. 352:89-98.

Fredericksen, T.S., S.M. Zedaker,. 1995. Fine root biomass, distribution, and production in young pine-hardwood stands. *New Forest* 10:99–110.

FAO. 2015. Global Forest Resources Assessment 2015. How are the World's Forests Changing? Food Agriculture Organization of the United Nations, Rome Italy, 253 p.

Hakamada, R., R.M. Hubbard, S. Ferraz, et al. 2017. Biomass production and potential water stress increase with planting density in four highly productive clonal Eucalyptus genotypes. *Southern Forests*. 2070-2639.

Hemingway, J.D., D.H. Rothman, K.E. Grant, et al. (2019). Mineral protection regulates long term global preservation of natural organic carbon. *Nature* 570: 228–231.

Henskens, F.L., M. Battaglia, M.L. Cherry, et al. 2001. Physiological basis of spacing effects on tree growth and form in Eucalyptus globulus. *Trees*. 15:365-377.

Homolova, L., Z. Malenovsky, J. Hanus, et al. 2007. Comparison of different ground techniques to map leaf area index of Norway spruce forest canopy. In: Schaepman, M.E., Liang, S., Groot, N.E., Kneubuhler, M. (Eds.). 10th International Symposium on Physical Measurements and Spectral Signatures in Remote Sensing. Davos, Switzerland. p. 499–504.

Innes, J.C., M.J. Ducey, J.H. Gove, et al. 2005. Size and density metrics, leaf area, and productivity in eastern white pine. *Can. J. For. Res.*, 35:2469-2478.

IPCC. 2000. Chapter 3: Afforestation, reforestation and deforestation activities. In: Watson R, Noble IR, Bolin B, Ravindranath NH, Verardo DJ, Dokken DJ (eds) Land use, land use change, and forestry. A special report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge, p 377.

IPCC. 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the intergovernmental Panel on Climate Change. [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 p.

IPCC. 2018. Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report. [V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H. O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J. B. R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M. I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, T. Waterfield (eds.)]. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 32 p.

Jonckheere, I., S. Fleck, K. Nackaerts, et al. 2004. Review of methods for in situ leaf area index determination Part I. Theories, sensors and hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology* 121:19-35.

Laclau, J.P., J.P. Bouillet, J. Ranger. 2000. Dynamics of biomass and nutrient accumulation in a clonal plantation of *Eucalyptus* in Congo. *For. Ecol. Manage* 128:181-196.

Laclau, J.-P., J. Ranger, J.L.M. Gonçalves, et al. 2010. Biogeochemical cycles of nutrients in tropical *Eucalyptus* plantations. Main features shown by intensive monitoring in Congo and Brazil. *For. Ecol. Manag.* 259:1771–1785.

Leite, F.P., N.F. Barros, R.F. Novais, et al. 1997. Crescimento de *Eucalyptus grandis* em diferentes densidades populacionais. *Revista Árvore*, 21: 313-321.

Lewis, S.L. C.E. Wheeler, E.T.A. Mitchard, A. Koch. 2019. Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon. *Nature*. 568:25-28.

Litton, C.M., M.G. Ryan, A. Knighte. 2004. Effects of tree density and stand age on carbon allocation patterns in postfire lodgepole pine. *Ecological Applications*. 14:460-475.

Litton, C.M., J.W. Raich, M.G. Ryan. 2007. Carbon allocation in forest ecosystems. *Global Change Biology*, 13:2089-2109.

Luyssaert, S., E. Detlef Schulze, A. Börner, et al. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, 455:213–215.

Mäkelä, A., P. Vanninen. 1998. Impacts of size and competition on tree form and distribution of aboveground biomass in Scots pine. *Canadian Journal of Forest Research* 28:216–227.

Maguire, D.A., W.S. Bennett. 1996. Patterns in the vertical distribution of foliage in young coastal Douglas-fir. *Canadian Journal of Forest Research* 26:1991–2005.

Myneni, R.B., R.R. Nemani, S.W. Running. 1997. Estimation of global leaf area index and absorbed par using radiative transfer models. *Geosci. Remote*, 35:1380-1393.

Muñoz, F., R. Rubilar, M. Espinosa, et al. 2008. The effect of pruning and thinning on above ground aerial biomass of *Eucalyptus nitens* (Deane & Maiden) Maiden. *Forest Ecology and Management*. 255:365-373.

Nave L.E., G.M. Domke, K.L. Hofmeister, et al. 2018. Reforestation can sequester two petagrams of carbon in US topsoils in a century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 115:2776-2781.

Neilsen, W.A., A.M. Gerrard. 1999. Growth and branching habit of *Eucalyptus nitens* at different spacing and the effect on final crop selection. *Forest Ecology and Management*. 123:217-229.

Pawson, S.M., A. Brin, E.G. Brockerhoff, D. Lamb, et al. 2013. Parrotta Plantation forests, climate change and biodiversity. *Biodiversity Conserv.* 22:1203-1227.

Pokorny, R., S. Stojnic. 2012. Leaf area index of Norway spruce stand in relation to age and defoliation. *Beskydy*, 5:173-180.

Popkin, G. 2019. How much can forests fight climate change? *Nature*. 565:280-282.

Prentice, I.C., G.D. Farquhar, M.J.R. Fasham, et al. 2001. The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. In: J.T. HOUGHTON, et al. (eds). *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge: Cambridge University Press, 2001, p. 183 - 237.

Reis, C.A.F., P.E.T. Santos, E. Paludyszyn Filho. 2014. Avaliação de clones de eucalipto em Ponta Porã, Mato Grosso do Sul. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 34:263-269.

Schönau, A.P.G., J. Coetzee. 1989. Initial spacing, stand density and thinning in eucalypt plantations. *For. Ecol. Manage.* 29: 245-266.

Silva, J.R.J., P.A.R. Cairo, R.A.A. Bomfim. 2020. Morphological and physiological changes during leaf ontogeny in genotypes of *Eucalyptus* young plants. *Trees*, 34:759–769.

Smethurst, P., C. Baillie, M. Cherry, G. Holza. 2003. Fertilizer effects on LAI of four *Eucalyptus nitens* plantations. *Forest Ecology and Management*, 176: 531-542.

Stape, J.L., D. Binkley, M.G. Ryan, et al. 2010. The Brazil *Eucalyptus* Potential Productivity Project: Influence of water, nutrients and stand uniformity on wood production. *Forest Ecology and Management*. 259:1684-1694.

Sumida, A., T. Watanabe, T. Miyaura. 2018. Interannual variability of leaf area index of an evergreen conifer stand was affected by carry-over effects from recent climate conditions. *Sci Rep*. 8:13590.

Timlin, D.J., D.H. Fleisher, A.R. Kemanian, V.R. Reddy. 2014. Plant Density and Leaf Area Index Effects on the Distribution of Light Transmittance to the Soil Surface in Maize. *Agron. J.* 106: 1828-1837.

Truax, B., J. Fortier, D. Gagnon, F. Lambert. 2018. Planting Density and Site Effects on Stem Dimensions, Stand Productivity, Biomass Partitioning, Carbon Stocks and Soil Nutrient Supply in Hybrid Poplar Plantations. *Forests*. 9:1-22.

Valladares, F. 1999. Architecture, ecology and evolution of plant crowns. In: Pugnaire V (ed) Handbook of functional plant ecology. Dekker, New York, pp 121–194.

Vose, J.M., H.L. Allen. 1988. Leaf area, stemwood growth, and nutrition relationships in loblolly pine. For. Sci. 34: 547– 563.

Xavier, A.C., J.V. Soares, A.C. Almeida. 2002. Variação do índice de área foliar em clones de eucalipto ao longo de seu ciclo de crescimento. Revista Árvore, Viçosa, 26: 421-427.

Xu, M., T.B. Harrington. 1998. Foliage biomass distribution of loblolly pine as affected by tree dominance, crown size, and stand characteristics. Canadian Journal of Forest Research 28:887–892.

Xue, L., L. Pan, R. Zhang, et al. 2011. Density effects on the growth of self-thinning *Eucalyptus urophylla* stands. Trees 25:1021–1031.

Watson, F.G.R., R.A. Vertessy, R.B. Grayson. 1999. Large-scale modelling of forest hydrological processes and their long-term effect on water yield. Hydrol. Proc. 13:689–700.

Wright, J.A., A. DiNicola, D. Gaitan. 2000. Latin American forest plantations: opportunities for carbon sequestration, economic development and financial returns. Am. For, 98:20-23.

## 2. MITIGAÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA DO SOLO CULTIVADO COM CLONES DE EUCALIPTO EM DIFERENTES ESPAÇAMENTOS

### Resumo

O gênero *Eucalyptus* é o mais cultivado no Brasil, no entanto o potencial dessas florestas em atuar como sumidouro de gases do Efeito Estufa (GEE) precisa ser mais bem compreendido. O objetivo deste estudo foi avaliar o potencial de florestas de eucalipto no consumo de GEE e quantificar as taxas sazonais de troca dos gases  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  na interface solo-atmosfera e sua relação com as principais variáveis do solo que afetam os processos de emissão desses gases: umidade, temperatura e atributos físico-químicos. O estudo foi conduzido na Estação Experimental de Ciências Florestais (LCF), da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ), localizada no município de Itatinga, região centro-sul do estado de São Paulo. Não houve diferenças entre os tratamentos nos fluxos sazonais de óxido nitroso e metano, o que pode ter sido resultado de não ter havido diferenças nas densidades do solo entre os tratamentos, bem como nas quantidades de nitrato do solo. As dinâmicas dos fluxos de metano foram controladas principalmente pelas concentrações de  $\text{NH}_4^+$  do solo. O solo de todos os tratamentos atuou como sumidouro líquido contínuo de  $\text{CH}_4$  absorvendo em média a taxa de  $-65 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . Em geral, a maior contribuição da emissão líquida de GEE foi proveniente das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ . O clone AEC 144 no espaçamento 3m x 2m foi o que menos emitiu GEE para a atmosfera quando foi considerado o C armazenado na camada 0-30 cm ( $4 \text{ kg Ceq ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ).

Palavras-chave: Floresta plantada, Intensidade de GEE, Metano, Óxido nitroso

### Abstract

The genus *Eucalyptus* is the most cultivated in Brazil, however, the potential of these forests to act as a sink for greenhouse gases (GHG) needs to be better understood. The aim of this study was to evaluate the potential of eucalyptus forests in the consumption of GHG and to quantify the seasonal rates of exchange of  $\text{CH}_4$  and  $\text{N}_2\text{O}$  gases at the soil-atmosphere interface and their relationship with the main soil variables that affect the emission processes of these gases: moisture, temperature, and physicochemical attributes. The study was conducted at the Experimental Forest Science Station (LCF), of the Higher School of Agriculture “Luiz de Queiroz” (ESALQ), located in the municipality of Itatinga, in the south-central region of the state of São Paulo. There were no differences between treatments in the seasonal flows of nitrous oxide and methane, which may have been the result of no differences in soil densities between treatments, as well as in the amounts of nitrate in the soil. The dynamics of the methane flows were mainly controlled by the concentrations of  $\text{NH}_4^+$  in the soil. The soil of all treatments acted as a continuous liquid sink of  $\text{CH}_4$  absorbing, on average, the rate of  $-65 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . In general, the largest contribution from net GHG emissions came from  $\text{N}_2\text{O}$  emissions. The AEC 144 clone in the 3m x 2m spacing was the one that least emitted GHG into the atmosphere when C stored in the 0-30 cm layer ( $4 \text{ kg Ceq ha}^{-1} \text{year}^{-1}$ ) was considered.

Keywords: Planted forest, GHG intensity, Methane, Nitrous oxide

## 2.1. Introdução

O aumento das emissões antropogênicas de gases de efeito estufa desde a era pré-industrial elevaram as concentrações atmosféricas de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), sendo esses, portanto responsáveis pelas mudanças climáticas globais (Dijkstra et al., 2012, Zein e Chehayeb, 2015). A cada ano, os níveis desses gases alcançam novos recordes, levando os especialistas a alertar que, sem cortes rápidos nas emissões, as mudanças climáticas terão impactos cada vez mais destrutivos e irreversíveis nos ecossistemas e na sociedade (IPCC, 2018).

Segundo a Administração Oceânica e Atmosférica Nacional dos EUA (em inglês: *National Oceanic and Atmospheric Administration*, NOAA), em novembro de 2020 a concentração média global de  $\text{CO}_2$  atingiu sua maior taxa equivalente a 412,9 partes por milhão (ppm), acima dos 410,2 ppm registrados em novembro de 2019, níveis não vistos há milhões de anos. O  $\text{CH}_4$ , aumentou em mais de 100% sua carga atmosférica desde 1800, alcançando o valor de 1876,9 partes por bilhão (ppb), em agosto de 2020. O  $\text{N}_2\text{O}$ , por sua vez, atingiu 333,2 ppb em agosto de 2020 e vem aumentando ao longo do tempo, com uma taxa média de  $0,9 \text{ ppb ano}^{-1}$ , considerando a última década.

Embora o  $\text{CO}_2$  seja, por molécula, o GEE mais importante e presente em maiores concentrações na atmosfera, o  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  são gases que possuem maiores potenciais relativos de aquecimento (GWP), com valores de 298 e 25 vezes maiores que o  $\text{CO}_2$ , respectivamente, em um horizonte temporal de 100 anos (Forster et al. 2007). A maior parte das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  (70%) e uma quantidade significativa de emissões de  $\text{CH}_4$  (15-37%) vêm do solo (IPCC, 2007). Assim, mudanças no uso da terra podem alterar significativamente a produção e o consumo desses gases, devido aos seus efeitos diretos nas propriedades hidrológicas, químicas e físicas do solo que influenciam a ciclagem de nutrientes, a dinâmica do carbono e a atividade microbiana (Livesley et al., 2009) e por conseguinte os processos de produção e emissão de GEE. Saber como esses fatores se relacionam é a primeira instância para entender a dinâmica dos processos de emissão e assim interferir no sistema, visando mitigar as emissões de GEE.

De acordo com Dickie et al. (2014), as oportunidades para mitigar os GEEs na agricultura dividem-se em três grandes categorias: i) Reduzir as emissões ao longo

de toda a cadeia produtiva, incluindo a mudança de uso da terra; ii) Impulsionar as remoções através do sequestro adicional de carbono e iii) Evitar ou desalojar emissões, por exemplo, reduzindo o desperdício de alimentos ou diminuindo a intensidade de emissão de carbono, pelo aumento da produtividade. Nesse contexto de oportunidades de mitigação das emissões, plantios florestais de rápido crescimento podem representar alternativas viáveis à redução das emissões totais de GEE.

Existem diversos trabalhos publicados avaliando os fluxos de GEE em solos de florestas tropicais com espécies nativas (Keller et al., 1986, Mosier, 2004, Yashiro et al., 2008, Petitjean et al., 2019). No entanto, visto a importância econômica no país, o potencial de mitigação da emissão de GEE em solos de plantios florestais ainda necessita ser mais bem compreendido. Cerca de dois terços das florestas plantadas no Brasil são cultivados com o gênero *Eucalyptus* (IBGE, 2019). A maior parte dessas florestas são plantações clonais, cujos materiais são desenvolvidos para as mais distintas finalidades de uso, portanto, apresentam características genéticas que se diferem intraespecificamente, podendo resultar em diferentes níveis de adaptação às condições edafoclimáticas; e consequentemente representar diferentes potenciais de mitigação de GEE do solo.

Embora os plantios florestais sequestram muito carbono na biomassa florestal, para o carbono no solo os resultados de pesquisa não são conclusivos. Segundo Paul et al. (2002), o principal fator que determina o aumento ou a redução do C no solo em plantios florestais é a cultura anterior. Esses mesmos autores numa compilação de resultados observaram que o C orgânico do solo aumenta com a idade do plantio e número de rotações, mas a magnitude desse efeito depende da espécie.

Particularmente para eucalipto, acredita-se que a magnitude dos estoques de carbono no solo também pode ser afetada pelo tipo de clone, uma vez que esses podem ter diferentes acúmulos de biomassa florestal total e alocação de carbono direcionada a compartimentos de reserva como sistema radicular (Rodrigues, 2017). Sendo assim, esses clones teriam maior potencial de afetar positivamente os estoques de carbono no solo.

As pesquisas de monitoramento das emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$  de plantios florestais ou mesmo de sistemas naturais ainda são bastante incipientes no Brasil. Estudos recentes destacam a capacidade das florestas naturais e plantadas em absorver  $CH_4$  atmosférico e contribuir na redução das emissões globais de GEE (Veloso et al., 2019; ). Todavia, um dos principais entraves para o cômputo deste

sumidouro é a relativa deficiência de informações consistentes em solos florestais. Carmo et al. (2012) avaliando fluxos de GEE em Floresta Ombrófila Densa Montana verificaram absorção de CH<sub>4</sub> equivalente a 4,9 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, valor muito similar ao reportado por Souza Neto et al. (2011) avaliando uma topossequência da mesma Floresta. Para cultivos florestais de pinus no Sul do Brasil, estudos preliminares na região Norte de SC apontam para uma absorção da ordem de 3 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Sabe-se que a emissão de CH<sub>4</sub> do solo é o resultado líquido entre o processo de produção de CH<sub>4</sub>, a metanogênese, e de absorção, a metanotrofia. Ambos os processos são regulados pelo suprimento de oxigênio (O<sub>2</sub>) no solo e disponibilidade de C lábil, sendo que em condições anaeróbicas predomina a metanogênese. Porém, mesmo em solos aerados a emissão líquida de CH<sub>4</sub> pode prevalecer se as condições forem desfavoráveis a metanotrofia, principalmente relacionados a níveis elevados de N amoniacal no solo, que contribuem para a redução da metanotrofia, devido à baixa especificidade da enzima metano monooxigenase (Powlson et al., 1997). Acredita-se que a baixa frequência de adubações em cultivos florestais não influencie negativamente as emissões de CH<sub>4</sub>.

Para N<sub>2</sub>O, Coutinho et al., 2010 mensuraram emissão em plantio de eucalipto, observando reduzidas emissões (<20 µg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) se comparado a Mata natural. Godoi (2012) avaliando a inserção tanto de eucalipto como de acácia sob campo nativo verificou que estes não alteraram significativamente os fluxos de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O do solo em relação ao campo nativo adjacente aos plantios. As taxas de fluxo de N<sub>2</sub>O foram baixas, com predomínio de valores entre -5 e 30 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, provavelmente favorecidas pela baixa precipitação do período avaliado e dos baixos teores de nitrogênio mineral do solo. Houve predomínio de oxidação de CH<sub>4</sub> nos solos sob silvicultura no período avaliado, de forma similar ao campo nativo.

Neste contexto, os objetivos deste estudo foram avaliar o potencial de florestas de eucalipto como sumidouro de GEE e quantificar as taxas sazonais de troca dos gases CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O na interface solo-atmosfera e sua relação com as principais variáveis do solo que afetam os processos de emissão desses gases: umidade, temperatura e atributos físico-químicos. Ao abordar esses objetivos, as hipóteses testadas foram: (i) a variação sazonal nas trocas solo-atmosfera de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O está relacionada principalmente às concentrações de nitrogênio do solo e níveis de umidade do solo; (ii) o consumo do metano no solo cultivado com florestas de eucalipto compensa as emissões de N<sub>2</sub>O para a atmosfera.

## 2.2. Material e Métodos

### 2.2.1. Área de estudo e delineamento experimental

O presente estudo foi realizado na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga (EECFI), pertencente à Universidade de São Paulo (USP), sob administração do Departamento de Ciências Florestais (LCF), da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ). A área está localizada no município de Itatinga, região centro-sul do estado de São Paulo, inserida dentro da Bacia Hidrográfica do Médio Paranapanema (SigRH), entre as coordenadas 23°10' S e 48°40' W. O relevo do local de implantação do experimento é plano, cuja litologia é composta por arenito, formação Marília, pertencente ao Grupo Bauru. O solo é do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico A moderado, de textura média (LVAd) (Laclau et al., 2010; Christina et al. al., 2011; Batti-Laclau et al., 2014). De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é definido como Cfa: clima temperado úmido com verão quente.

O experimento foi instalado em janeiro de 2012, adotando-se o sistema de cultivo mínimo. A subsolagem foi feita feita nas entrelinhas do ciclo anterior à 0,40 m de profundidade, com sequencial controle de formigas e mato-competição. As mudas receberam adubação de base constituída de 200 kg.ha<sup>-1</sup> de N-P-K 06-30-06, 17 kg.ha<sup>-1</sup> de FTE Br12 (substância composta de micronutrientes de lenta solubilidade), e 2 t.ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico. Aos três meses de idade, realizou-se a adubação de cobertura, na qual foram aplicados 68 kg.ha<sup>-1</sup> de sulfato de amônio, 5 kg.ha<sup>-1</sup> de borogran e 50 kg.ha<sup>-1</sup> de cloreto de potássio. Aos oito meses de idade realizou-se uma adubação complementar, aplicando-se 78 kg.ha<sup>-1</sup> de cloreto de potássio.

O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados, com esquema fatorial 3 x 2, sendo composto por três clones de eucalipto e dois espaçamentos (3m x 2m e 3m x 4m), com 3 repetições por tratamento. Foram instaladas parcelas quadradas de 25 plantas (5 linhas x 5 plantas), considerando como área útil de medição as 9 plantas centrais, com bordadura interna e externa dupla.

Os clones de *Eucalyptus urophylla* foram selecionados em função de sua representatividade a níveis de desempenho, produtividade e tolerância a condições de déficit hídrico, sendo eles: Clone AEC 144, Clone AEC 224 e Clone COP 1404

(BRASIL, 2019). Os clones AEC 144 e AEC 224, desenvolvido pela empresa Arcelor Mittal, representam os grupos de clones com alta e média-alta tolerância às condições de deficit hídrico, respectivamente. Já o clone COP 1404, desenvolvido pela Bahia Specialty Cellulose/Copener, representa o grupo de clones com baixa-média tolerância às regiões de deficiência hídrica e elevadas temperaturas.

### 2.2.2. Clima e atributos do solo

Os dados climáticos de temperatura média ( $^{\circ}\text{C}$ ), umidade relativa do ar (%), velocidade do vento ( $\text{m.s}^{-1}$ ), precipitação total (mm) e radiação líquida ( $\text{W.m}^{-2}$ ) foram obtidos por meio de uma estação automática localizada próximo a área experimental. Os sensores estavam ligados a um sistema de aquisição de dados do tipo datalogger CR1000, Campbell Scientific, Logan, Utah, EUA.

Para quantificação de amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e umidade do solo foram coletadas amostras de solo a 0-10 cm de profundidade utilizando um trado tipo calador, em pontos próximos às bases de monitoramento dos fluxos de gases do solo, com frequência mensal, ao longo de um ano. Os teores de N mineral foram determinados pelo método de extração por KCl 1M e as concentrações de  $\text{NH}_4^+$  e de  $\text{NO}_3^-$  foram obtidas por espectrofotometria em sistema de análise por injeção em fluxo contínuo (FIA) (Figura 1) (Hambridge, 2007 a, b). A umidade do solo foi determinada pelo método gravimétrico.



**Figura 1.** Análise das concentrações de  $\text{NH}_4^+$  e de  $\text{NO}_3^-$  obtidas por espectrofotometria em sistema de análise por injeção e fluxo (FIA).

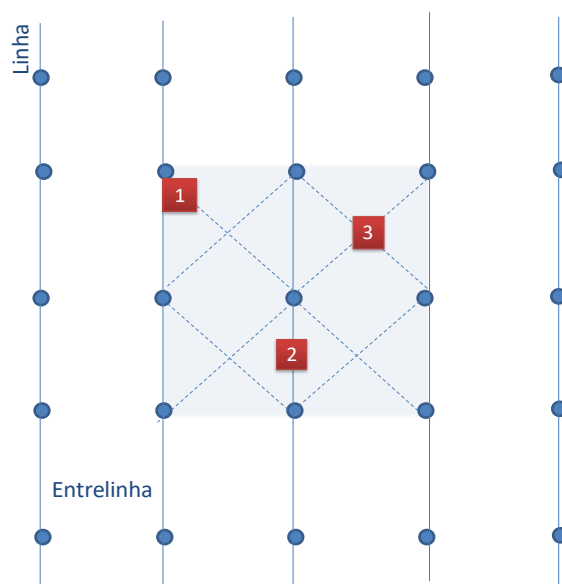
As amostragens de solo para análise dos teores de carbono orgânico, nitrogênio total e atributos físicos foram realizadas em fevereiro de 2019, por meio da abertura de trincheiras de 1m<sup>3</sup> por parcela. No total, foram abertas 18 trincheiras, isto é, uma por parcela. Amostras deformadas de solo foram obtidas em duas faces opostas de cada trincheira, com o auxílio de espátulas de aço inoxidável nas profundidades 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm (Figura 2). As amostras de solo indeformadas também foram obtidas em cada uma das camadas acima mencionadas e submetidas à análise de densidade do solo pelo método do anel volumétrico, com secagem do solo por 48h a 105°C. Nas camadas até 0-30 cm também foi determinado a porosidade total, macroporosidade e microporosidade pelo método das câmaras de Richards. Parte das amostras deformadas, após secas, foram finamente moídas para análise dos teores de C orgânico e N total do solo, por meio de um analisador automático CHNS. A partir da obtenção dos teores de C e N do solo, foram calculados os estoques de C e N, pelo método da massa equivalente de solo e as relações C/N do solo.



**Figura 2.** Visualização da coleta de solo após a abertura de trincheiras de 1m<sup>3</sup>.

### 2.2.3. Fluxos de $N_2O$ e $CH_4$ do solo

Amostras de ar foram coletadas usando o método de câmara estática, seguindo procedimentos descritos por Zanatta et al. (2014). O monitoramento do fluxo de GEE foi realizado de fevereiro de 2018 a fevereiro de 2019, a cada quatro semanas, em dois dias sequenciais, por meio da instalação de três câmaras por parcela, posicionadas de forma sistemática em três repetições de cada tratamento (Figura 3). As amostragens de ar foram realizadas sempre no período da manhã, entre 7h e 12h, assumindo que este intervalo equivale a emissão média diária, conforme descrito por Jantalia et al. (2008).



**Figura 3.** Disposição das câmaras de monitoramento dos GEE na parcela experimental. Posição 1: próximo à árvore, posição 2: entre duas árvores na mesma linha e posição 3: na entrelinha entre quatro árvores.

A base da câmara foi inserida no solo em uma profundidade de aproximadamente 5 cm e permaneceu instalada no campo durante todo o período de avaliação. As câmaras foram confeccionadas utilizando recipientes cilíndricos de poliuretano com capacidade para 33 L (36 cm de diâmetro e 36 cm de altura). Na parte superior, continham três orifícios destinados ao encaixe do termômetro, da fiação elétrica para o funcionamento do ventilador através de bateria e da válvula de três vias para retirada das amostras de ar do interior da câmara (Figura 4). Além disso, as câmaras foram cobertas com uma manta térmica metálica, visando reduzir a interferência de fontes externas de calor. Foi utilizado água para vedar a entrada de

ar entre a câmara e a base fixada no solo durante as medições, evitando perdas do ar do interior da câmara.



**Figura 4.** Câmara estática para amostragem de ar. a) orifício para saída do termômetro. b) orifícios para saída da fiação elétrica para o funcionamento da bateria de ventilação. c) válvula de encaixe da seringa para amostragem de ar para a análise de GEE.

Foram estabelecidos quatro tempos para coleta do ar para análise da concentração dos gases, sendo 0', 20', 40' e 60' após o fechamento da câmara. As amostras de ar foram coletadas com o auxílio de seringas de polipropileno de 20 mL, que posteriormente foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo rígido a fim de evitar exposição direta ao sol. Além da coleta de amostras de ar, no tempo 0', foi medido a temperatura do solo e a temperatura do ar no interior da câmara. Nos tempos 20', 40' e 60' o sistema de ventilação no interior da câmara foi acionado durante 30 segundos antes da coleta do ar e da medida da temperatura do ar no interior da câmara.

No laboratório, logo após o fim das atividades de coleta de campo, as amostras de ar das seringas foram transferidas para frascos sob vácuo, obtidos por sistema de sucção (Figura 5a). Os frascos com as amostras foram então enviados para o Laboratório de Física e Química de Solos, da Embrapa Florestas, Colombo-PR, onde as amostras foram analisadas por cromatografia gasosa conforme ilustrado na Figura 5b.



**Figura 5.** a) Acondicionamento dos frascos sob vácuo. b) Cromatógrafo gasoso utilizado para análise das concentrações de GEE das amostras de ar.

Os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  do solo foram determinados conforma a Equação 1, pela mudança na quantidade do gás dentro da câmara no intervalo de tempo.

$$F(\text{N-N}_2\text{O ou C-CH}_4) = \frac{d[\text{N}_2\text{O ou CH}_4]}{dt} \times \frac{M \times P \times V}{R \times T} \quad 1$$

sendo:

$\frac{d[\text{N}_2\text{O ou CH}_4]}{dt}$  = mudança na quantidade do gás dentro da câmara no intervalo de tempo;

M = peso molecular do gás;

V = volume (L)

T = temperatura interna ( $^{\circ}\text{K}$ ) da câmara

P = pressão no interior da câmara, assumida como 1 atm

R = constante universal dos gases ideais ( $0,0821 \text{ L.atm K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$ ).

A variação da concentração do gás no tempo foi obtida pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada para os tempos de coleta. As emissões médias diárias de cada repetição de campo foram obtidas pelo valor médio das câmaras instaladas em cada repetição de campo.

Os resultados de emissão diária foram interpolados ao longo do tempo, descrevendo a variação temporal das emissões para cada tratamento. A emissão

anual acumulada de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> do solo das áreas foi obtida pela integração da área sob a curva da emissão diária (método trapezoidal).

#### 2.2.4. Emissão líquida de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> do solo

A emissão líquida anual de GEE do solo foi obtida de acordo com a equação 2:

$$\text{Emissão líquida de GEE} = \text{N}_2\text{O} + \text{CH}_4 - \Delta\text{COT} \quad 2$$

sendo:

N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>: emissões anuais acumuladas de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> devidamente convertidos em CO<sub>2</sub>-C equivalente (Ceq) depois de considerar os potenciais de aquecimento global (298 para N<sub>2</sub>O, 25 para CH<sub>4</sub>) e fatores de conversão.

ΔCOT: variação anual do estoque de carbono orgânico do solo (COT) para 1 m de profundidade, que foi calculada como a diferença entre o COT do tratamento experimental (plantação de eucalipto) e o tratamento referência (tratamento controle avaliado por Almeida (2017)). A ΔCOT foi dividida pelo tempo decorrido desde a implementação do experimento, ou seja, 7 anos.

#### 2.2.5. Análise Estatística

Os dados foram testados ao pressuposto de normalidade e homogeneidade da variância com os testes de Kolmogorov-Smirnov e Bartlett ( $p \leq 0,05$ ), respectivamente. Quando as pressuposições não foram atendidas foi realizada a transformação dos dados de acordo com a metodologia Box-Cox (Box e Cox, 1964). Em seguida, os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ( $p < 0,05$ ), com o auxílio do software R Studio. O modelo matemático utilizado para as análises está descrito na equação 3.

$$Y_{ijk} = \mu + b_i + t_j + e_k + (t \times e)_{jk} + \varepsilon_{ijk} \quad 3$$

sendo:

Y<sub>ijk</sub>: valor observado na parcela que recebeu o i-ésimo bloco, no j-ésimo clone, no k-ésimo espaçamento;

μ: constante inerente a toda população;

b<sub>i</sub>: efeito devido ao i-ésimo bloco;

$t_j$ : efeito do j-ésimo clone;

$e_k$ : efeito devido do k-ésimo espaçamento;

$(t \times e)_{jk}$ : efeito da interação entre o j-ésimo clone e o k-ésimo espaçamento;

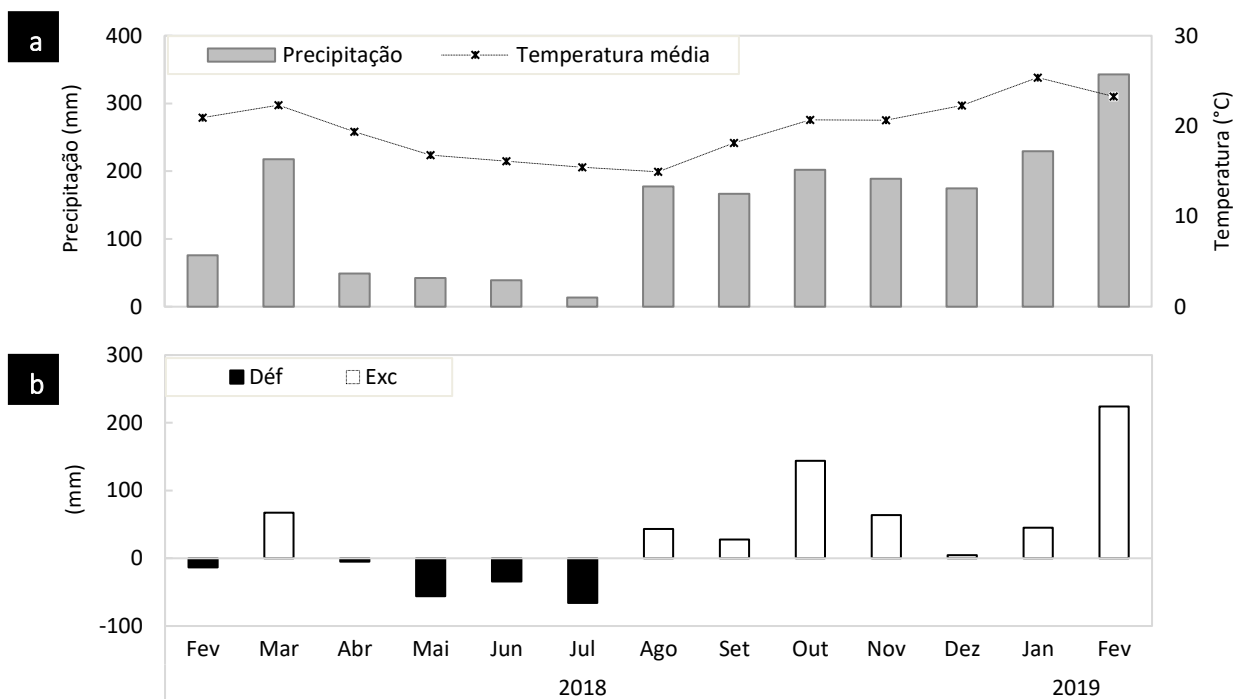
$\varepsilon_{ijk}$ : efeito dos fatores não controlados do i-ésimo bloco, no j-ésimo clone, no k-ésimo espaçamento.

A análise de correlação entre as variáveis foi realizada utilizando o teste de Pearson e sua interpretação foi feita segundo a classificação proposta por Dancey e Reidy (2005) que consideram:  $r = 0,10$  até  $0,30$  (fraco);  $r = 0,40$  até  $0,60$  (moderado);  $r = 0,70$  até  $1$  (forte).

## 2.3. Resultados

### 2.3.1. Clima e atributos do solo

Os valores médios de precipitação total mensal, temperatura média mensal e balanço hídrico estão apresentados nas figuras 6a e 6b. A precipitação total anual de fevereiro de 2018 a fevereiro de 2019 foi de 1.919 mm, sendo o mês mais chuvoso fevereiro de 2019, com 342 mm. O mês de janeiro de 2019 apresentou a maior temperatura média mensal de 25,4 °C, enquanto o mês com temperaturas mais baixas foi agosto de 2018 com 14,9 °C (Figura 6a). De acordo com o balanço hídrico mensal pelo método Penman-Monteith, padronizado pela FAO (1998), os meses de fevereiro de 2018 e de abril de 2018 a julho de 2018 apresentaram déficit hídrico do solo, com maior intensidade no mês de julho de 2018 (Inverno). De agosto de 2018 a fevereiro de 2019 houve excendente hídrico do solo (Figura 6b).



**Figura 6.** a) Precipitação mensal (mm) e temperatura média mensal (°C) na área de estudo. b) Extrato do balanço hídrico mensal pelo método Penman-Monteith, padronizado pela FAO (1998). Déf – Déficit hídrico; Exc. Excedente hídrico.

Os resultados da densidade do solo, porosidade do solo e os estoques de nitrogênio total estão apresentados na tabela 1.

**Tabela 1.** Atributos físicos e químicos do solo em diferentes profundidades na interação clone x espaçamento. São dados os valores de *p* para os efeitos do clone (C, AEC 144, AEC 224 e COP 1404), espaçamento (E, 3m x 2m e 3m x 4m) e suas interações (CxE).

Profundidade (cm)	Valor p			Tratamento					
	C	E	Cx E	3m x 2m			3m x 4m		
				AEC 144	AEC 224	COP 1404	AEC 144	AEC 224	COP 1404
Porosidade total (%)									
0-5	ns	ns	ns	56,83 ± 3,42 a	55,88 ± 5,95 a	53,53 ± 3,93 a	54,69 ± 2,44 a	55,50 ± 2,98 a	55,55 ± 4,90 a
5-10	ns	ns	ns	50,20 ± 2,66 a	45,75 ± 1,84 a	49,23 ± 2,51 a	51,10 ± 1,55 a	48,60 ± 1,04 a	47,97 ± 2,20 a
10-20	ns	ns	ns	45,18 ± 0,30 a	45,57 ± 2,97 a	43,80 ± 2,26 a	47,66 ± 2,45 a	44,11 ± 2,76 a	45,14 ± 4,02 a
20-30	ns	ns	ns	46,08 ± 1,85 a	48,43 ± 1,83 a	45,18 ± 1,49 a	47,65 ± 4,47 a	45,38 ± 1,88 a	46,65 ± 3,25 a
Macroporosidade (%)									
0-5	ns	ns	<0,001	40,13 ± 1,84 a	40,46 ± 3,52 a	30,40 ± 5,02 b	34,00 ± 1,12 ab	31,70 ± 3,84 b	40,16 ± 0,80 a
5-10	ns	ns	ns	32,45 ± 4,40 a	28,31 ± 4,16 a	28,96 ± 2,20 a	29,49 ± 7,15 a	31,59 ± 2,42 a	30,16 ± 2,14 a
10-20	ns	ns	ns	29,80 ± 0,44 a	29,46 ± 3,70 a	25,98 ± 4,41 a	30,33 ± 3,11 a	29,49 ± 0,88 a	30,06 ± 2,89 a
20-30	ns	ns	ns	31,08 ± 3,99 a	29,59 ± 7,21 a	27,78 ± 3,10 a	32,42 ± 4,12 a	28,13 ± 3,92 a	30,35 ± 4,35 a
Microporosidade (%)									
0-5	ns	ns	0,002	16,67 ± 3,59 ab	15,46 ± 2,52 b	23,13 ± 1,95 ab	20,66 ± 1,35 ab	23,83 ± 1,15 a	15,36 ± 4,16 b
5-10	ns	ns	ns	17,75 ± 3,90 a	17,43 ± 3,66 a	20,28 ± 0,58 a	21,60 ± 7,04 a	17,01 ± 2,09 a	17,81 ± 3,29 a
10-20	ns	ns	ns	15,39 ± 0,72 a	16,13 ± 1,59 a	17,82 ± 2,93 a	17,33 ± 2,91 a	14,61 ± 1,92 a	15,08 ± 1,22 a
20-30	ns	ns	ns	15,00 ± 2,11 a	18,84 ± 6,35 a	17,39 ± 2,49 a	15,23 ± 0,96 a	17,25 ± 2,15 a	12,93 ± 1,15 a
Densidade do solo (g cm <sup>-3</sup> )									
0-5	ns	ns	ns	1,05 ± 0,16 a	1,17 ± 0,16 a	1,23 ± 0,11 a	1,20 ± 0,06 a	1,29 ± 0,22 a	1,18 ± 0,13 a
5-10	ns	ns	ns	1,32 ± 0,07 a	1,43 ± 0,05 a	1,34 ± 0,06 a	1,29 ± 0,04 a	1,36 ± 0,03 a	1,38 ± 0,06 a

**Tabela 1. Continuação.**

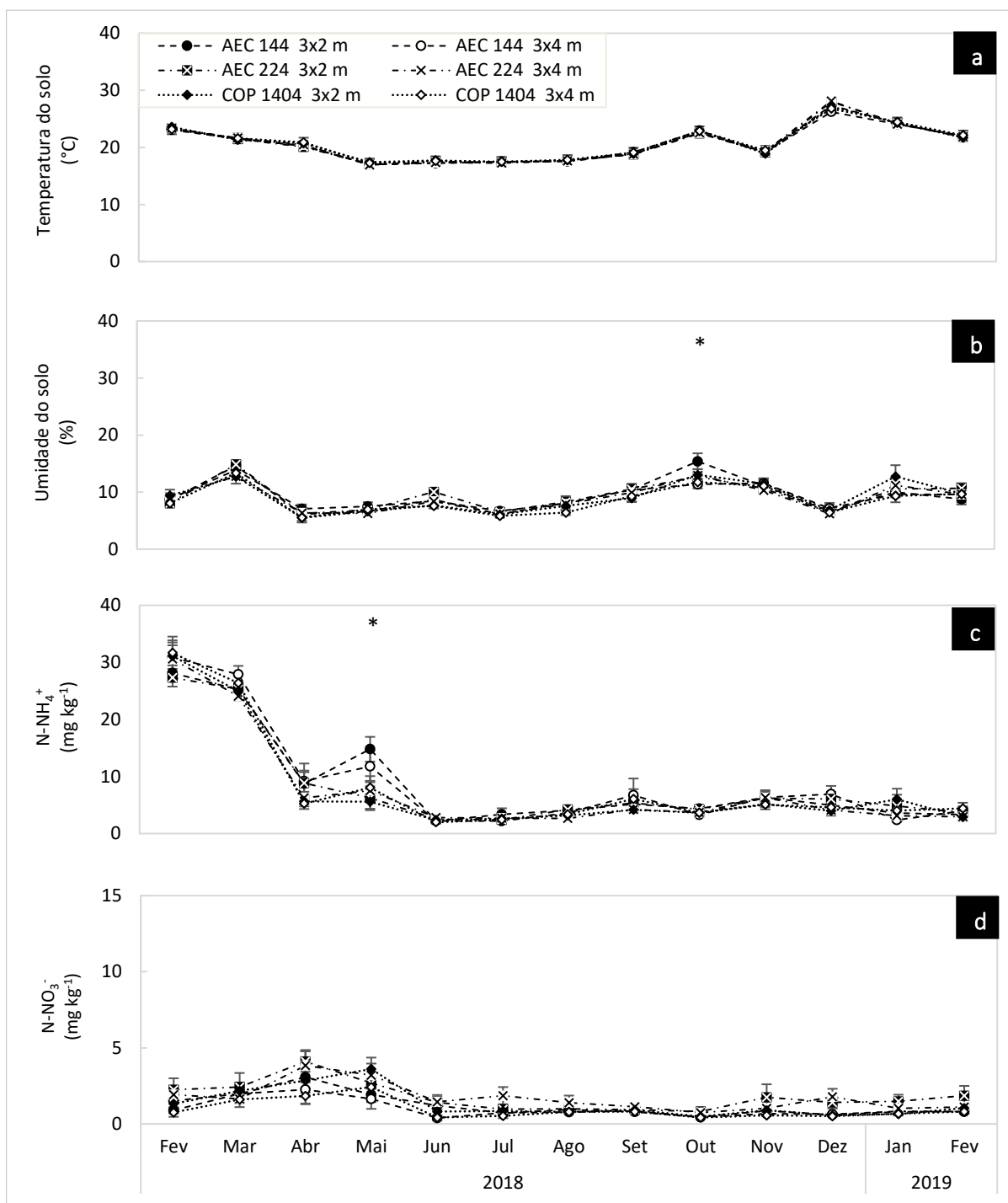
10-20	ns	ns	ns	1,45 ± 0,01 a	1,44 ± 0,08 a	1,48 ± 0,05 a	1,38 ± 0,06 a	1,48 ± 0,07 a	1,45 ± 0,10 a
20-30	ns	ns	ns	1,43 ± 0,05 a	1,36 ± 0,04 a	1,45 ± 0,03 a	1,39 ± 0,12 a	1,45 ± 0,04 a	1,49 ± 0,15 a
30-40	ns	ns	ns	1,62 ± 0,07 a	1,65 ± 0,16 a	1,72 ± 0,13 a	1,59 ± 0,03 a	1,84 ± 0,07 a	1,80 ± 0,14 a
40-60	0,033	ns	ns	1,59 ± 0,03 a	1,70 ± 0,19 a	1,78 ± 0,11 a	1,55 ± 0,03 a	1,83 ± 0,04 a	1,74 ± 0,19 a
60-80	0,025	ns	ns	1,59 ± 0,07 a	1,67 ± 0,12 a	1,69 ± 0,10 a	1,57 ± 0,06 a	1,77 ± 0,04 a	1,73 ± 0,12 a
80-100	0,024	ns	ns	1,53 ± 0,03 a	1,66 ± 0,13 a	1,66 ± 0,11 a	1,52 ± 0,03 a	1,73 ± 0,07 a	1,68 ± 0,10 a
Estoque de nitrogênio (Mg ha <sup>-1</sup> )									
0-5	ns	ns	ns	0,86 ± 0,33 a	0,74 ± 0,07 a	0,63 ± 0,29 a	0,53 ± 0,23 a	0,70 ± 0,28 a	0,69 ± 0,18 a
5-10	0,021	ns	ns	1,13 ± 0,28 a	1,34 ± 0,15 a	1,08 ± 0,27 a	0,71 ± 0,18 a	1,20 ± 0,30 a	1,17 ± 0,43 a
10-20	ns	0,035	0,001	2,62 ± 0,64 a	1,88 ± 0,31 ab	2,03 ± 0,52 ab	1,29 ± 0,21 b	1,97 ± 0,48 ab	2,12 ± 0,50 ab
20-30	ns	ns	0,017	2,86 ± 1,02 ab	2,66 ± 1,08 ab	2,61 ± 0,67 ab	1,66 ± 0,13 b	3,12 ± 0,50 a	2,82 ± 0,57 ab
30-40	<0,001	ns	0,003	3,56 ± 0,67 a	3,89 ± 1,19 a	4,30 ± 1,58 a	1,59 ± 0,34 b	5,17 ± 1,29 a	3,80 ± 0,71 a
40-60	0,025	ns	<0,001	6,83 ± 2,27 a	5,35 ± 0,83 ab	5,34 ± 1,13 ab	2,96 ± 1,41 b	7,71 ± 1,37 a	5,37 ± 1,15 ab
60-80	0,032	ns	0,002	7,24 ± 0,85 a	6,17 ± 3,42 ab	7,87 ± 2,15 a	3,79 ± 1,42 b	8,72 ± 2,05 a	6,91 ± 1,13 ab
80-100	0,007	ns	ns	7,63 ± 2,43 a	9,05 ± 2,83 a	8,57 ± 2,17 a	5,07 ± 1,56 a	11,22 ± 4,26 a	7,07 ± 1,74 a
Estoque de carbono orgânico (Mg ha <sup>-1</sup> )									
0-5	ns	ns	ns	15,28 ± 7,83 a	10,19 ± 1,10 a	10,10 ± 6,34 a	12,05 ± 5,00 a	11,53 ± 3,45 a	10,45 ± 4,31 a
5-10	ns	ns	ns	12,30 ± 2,94 a	15,83 ± 5,77 a	12,72 ± 4,70 a	12,95 ± 2,43 a	13,55 ± 1,85 a	13,80 ± 5,64 a
10-20	ns	ns	ns	22,43 ± 5,78 a	19,36 ± 2,82 a	17,86 ± 2,78 a	19,49 ± 2,51 a	22,49 ± 5,88 a	21,41 ± 5,51 a
20-30	ns	ns	0,018	27,56 ± 3,94 ab	23,59 ± 3,14 ab	25,28 ± 3,54 ab	23,70 ± 1,70 ab	28,16 ± 5,13 a	22,58 ± 2,91 b
30-40	0,045	ns	ns	33,08 ± 4,73 a	35,86 ± 5,26 a	32,47 ± 4,63 a	35,59 ± 3,09 a	38,79 ± 5,13 a	36,44 ± 2,41 a
40-60	0,012	ns	ns	43,55 ± 3,91 a	44,40 ± 5,97 a	45,91 ± 7,67 a	46,02 ± 5,65 a	52,19 ± 4,10 a	50,11 ± 5,67 a
60-80	ns	0,014	0,041	53,39 ± 4,00 ab	54,73 ± 8,13 ab	53,37 ± 5,87 ab	49,34 ± 2,79 b	61,81 ± 5,84 a	58,56 ± 5,22 ab
80-100	ns	<0,001	ns	56,30 ± 4,28 a	69,65 ± 3,77 a	63,51 ± 9,40 a	56,87 ± 2,61 a	70,59 ± 7,42 a	69,16 ± 8,93 a

Nota: Letras minúsculas diferentes representam diferenças entre os tratamentos (p < 0,05).

Apesar da interação do clone x espaçamento ter afetado a macro e microporosidade do solo na profundidade 0-5 cm, a densidade aparente do solo foi diferente apenas entre os clones e nas camadas mais profundas de solo, entre 40-100 cm. Os estoques de nitrogênio variaram de 0,53 Mg ha<sup>-1</sup> a 0,86 Mg ha<sup>-1</sup> na camada 0-5 cm e foram maiores com o aumento da profundidade do solo, podendo alcançar até 9,05 Mg ha<sup>-1</sup> na camada 80-100 cm. O estoque de carbono orgânico do solo também aumentou com a profundidade do solo, alcançando médias entre 56,30 e 70,59 Mg ha<sup>-1</sup>, na profundidade 80-100 cm.

As médias de temperatura do solo variaram de 17°C (maio/18) a 26°C (dezembro/18) e não apresentaram diferenças entre os tratamentos na interação clone x espaçamento (Figura 7a). A umidade do solo, por sua vez, foi diferente entre os tratamentos em outubro de 2018 ( $p = 0,009$ ), variando entre 11% e 15%, com a maior média observada no clone AEC 144 no espaçamento 3m x 2m (Figura 7b). A variação sazonal da umidade do solo foi baixa nas diferentes estações do ano e teve correlação positiva com a precipitação ( $r = 0,68$ ,  $p = 0,011$ ). No inverno (junho/18 a agosto/18), cuja temperatura média e precipitação média mensal foi de 17,6°C e 74,9 mm, respectivamente, a umidade do solo variou de 5,9% a 10,1%. No verão (dezembro/18 a fevereiro/19), com temperatura média e precipitação média mensal de 23,2°C e 244 mm, respectivamente, a umidade do solo variou de 6,4% a 12,7% (Figura 7b).

As concentrações de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> variaram entre 2,0 e 31,6 mg N kg<sup>-1</sup> ao longo do período de estudo e apresentaram diferenças entre os tratamentos na interação clone x espaçamento, apenas em maio de 2018, com a maior média de 14,9 mg N kg<sup>-1</sup> para o clone AEC 144 no espaçamento 3m x 2m. Em fevereiro/18 e março/18 foram observadas elevadas médias de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, sendo 8,6 e 7,3 vezes superiores ao mês de fevereiro/19, respectivamente (Figura 7c). As concentrações de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> variaram de 0,39 mg N kg<sup>-1</sup> a 4,09 mg N kg<sup>-1</sup>, e não apresentaram diferenças entre os tratamentos na interação clone x espaçamento (Figura 7d).



**Figura 7.** a) Temperatura do solo (°C), b) umidade do solo (%), c) teores de amônio (mg N kg<sup>-1</sup>) e d) teores de nitrato e na profundidade 0-10 cm, entre fevereiro de 2018 e fevereiro de 2019 (barras de erro padrão, n = 18). Diferenças significativas entre os tratamentos nos níveis de confiança  $p \leq 0,05$  (\*) são indicadas dentro de cada mês de medição.

### 2.3.2. Fluxos de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> do solo

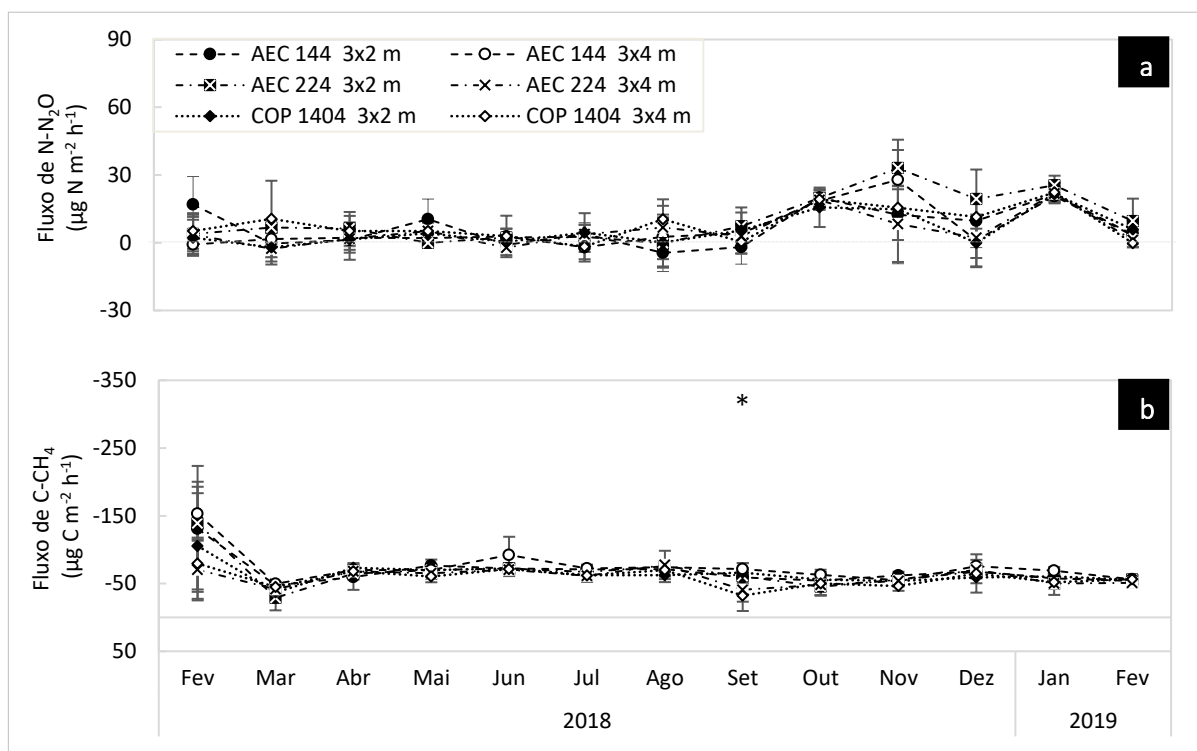
Na interação clone x espaçamento, as emissões de N<sub>2</sub>O do solo não apresentaram diferenças entre os tratamentos em nenhum dos meses avaliados e

foram positivamente correlacionadas com a umidade e temperatura do solo (Figura 8a e Tabela 2). O clone AEC 224 no espaçamento 3m x 2m teve a mais alta correlação das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  com a temperatura do solo ( $r = 0,30$ ,  $p < 0,001$ ) e umidade do solo ( $r = 0,22$ ,  $p = 0,01$ ), como observado na tabela 2.

Não houve correlação dos fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  com as concentrações de amônio do solo (Tabela 2). Apenas o clone AEC 224 no espaçamento 3m x 4m apresentou uma fraca correlação negativa das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  com os teores de nitrato do solo ( $r = -0,14$ ,  $p < 0,05$ ) (Tabela 2).

Avaliando a dinâmica dos fluxos de metano do solo, houve consumo de  $\text{CH}_4$  em todos os tratamentos avaliados, isto é, as emissões foram negativas, como observado na figura 8b. Os fluxos de  $\text{CH}_4$  apresentaram variabilidade entre os tratamentos apenas em setembro de 2018, com variação entre  $-32,18 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  e  $-71,41 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , com maior consumo para o clone COP 1404 no espaçamento 3m x 4m. Apesar da temperatura do solo ter sido positivamente correlacionada com as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ , não houve correlação com as emissões de metano.

Os resultados das correlações dos teores de amônio ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) e nitrato ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), temperatura do solo ( $^{\circ}\text{C}$ ) e umidade do solo (%) com os fluxos de gases ( $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) podem ser observados na tabela 2. Houve uma correlação positiva do fluxo de  $\text{CH}_4$  com a umidade do solo apenas para o clone AEC 224 em ambos espaçamentos e não foram observadas variações sazonais nos fluxos de  $\text{CH}_4$  ao longo do ano, exceto no mês de fevereiro de 2018 que apresentou as mais altas taxas de consumo do gás atingindo  $-153,01 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ .



**Figura 8.** a) Emissões médias de  $N_2O$  do solo e b)  $CH_4$  do solo durante os meses de fevereiro de 2018 a fevereiro de 2019 (barras de erro padrão,  $n = 18$ ). Diferenças significativas entre os tratamentos nos níveis de confiança  $p \leq 0,05$  (\*) são indicadas dentro de cada mês de medição.

**Tabela 2.** Correlação de Pearson das variáveis de solo e das emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$ .

Variável	3m x 2 m			3m x 4 m		
	AEC 144	AEC 224	COP 1404	AEC 0144	AEC 224	COP 1404
$N_2O$ ( $\mu g N m^{-2} h^{-1}$ )						
	n= 205	n= 199	n= 200	n= 203	n= 203	n= 185
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	0,10	-0,05	-0,04	-0,08	-0,04	-0,03
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	-0,06	-0,06	-0,10	-0,10	-0,14*	-0,01
Temperatura do solo (°C)	0,14*	0,30***	0,08	0,05	0,15*	0,22**
Umidade do solo (%)	0,13	0,22**	0,18*	0,21**	0,17*	0,15*
$CH_4$ ( $\mu g N m^{-2} h^{-1}$ )						
	n= 218	n= 214	n= 209	n= 215	n= 214	n= 211
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	-0,24***	-0,26***	-0,18*	-0,31***	-0,09	-0,11
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	0,09	0,01	-0,08	0,07	-0,11	0,02
Temperatura do solo (°C)	-0,02	-0,01	-0,02	-0,08	0,01	-0,02
Umidade do solo (%)	0,11	0,22**	0,11	0,12	0,19**	0,11

Nota: Diferenças significativas entre os tratamentos na interação clone x espaçamento são indicadas por asteríssticos nos níveis de confiança  $p \leq 0,05$  (\*), 0,01 (\*\*) e 0,001 (\*\*\*). n = número de observações.

### 2.3.3. Emissões acumuladas e líquidas de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> do solo

Na interação clone x espaçamento as emissões acumuladas de óxido nitroso variaram entre 0,49 e 0,91 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Embora não tenham sido observadas variações no fluxo sazonal de N<sub>2</sub>O entre os tratamentos na interação clone x espaçamento (Figura 8a), as maiores emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O foram observadas no clone AEC 224 no espaçamento 3m x 2m, e as menores no mesmo clone, porém dentro do espaçamento mais amplo (3m x 4m) (Tabela 3).

A absorção anual de CH<sub>4</sub> do solo variou de -5,06 e -6,60 kgCha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> e apesar das médias não terem apresentado diferenças entre os tratamentos na interação clone x espaçamento, o consumo de metano tendeu a ser maior para o clone AEC 144 no espaçamento 3m x 4m (Tabela 3).

Em geral, a emissão líquida anual de GEE teve maior contribuição proveniente das emissões de N<sub>2</sub>O, embora tenha sido parcialmente compensada pelo consumo de CH<sub>4</sub> em todos os tratamentos, somada aos estoques de carbono do solo para o clone AEC 144 no espaçamento 3m x 2m e para o clone AEC 224 no espaçamento 3m x 4m. A contribuição do CH<sub>4</sub> na mitigação de GEE variou entre 29,5% e 78,2% na camada 0-30 cm e 26,3% a 64,5% na camada 0-100 cm de solo.

**Tabela 3.** Emissões acumuladas e líquidas de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> no solo, mudança anual do estoque de carbono orgânico do solo ( $\Delta$ COT) e relação C/N do solo na interação clone x espaçamento, com o desvio padrão. A participação do CH<sub>4</sub> na emissão total de GEE são apresentadas em porcentagem São dados os valores de p para os efeitos do clone (C, AEC 144, AEC 224 e COP 1404), espaçamento (E, 3m x 2m e 3m x 4m) e suas interações (CxE).

Variável	Valor p			Tratamento					
				3m x 2m			3m x 4m		
	C	E	CxE	AEC 144	AEC 224	COP 1404	AEC 144	AEC 224	COP 1404
N <sub>2</sub> O									
kg N-N <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	ns	ns	0,001	0,54 ± 0,30 ab	0,91 ± 0,19 a	0,52 ± 0,24 b	0,63 ± 0,26 ab	0,49 ± 0,10 b	0,81 ± 0,11 ab
kg C <sub>eq</sub> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	ns	ns	0,001	69 ± 38 ab	116 ± 24 a	66 ± 31 b	81 ± 33 ab	62 ± 13 b	103 ± 14 ab
CH <sub>4</sub>									
kg C-CH <sub>4</sub> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	ns	ns	ns	-5,49 ± 0,49 a	-5,83 ± 0,87 a	-5,76 ± 1,27 a	-6,60 ± 0,62 a	-5,49 ± 0,79 a	-5,06 ± 1,48 a
kg C <sub>eq</sub> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	ns	ns	ns	-50 ± 4 a	-53 ± 7 a	-52 ± 11 a	-59 ± 5 a	-50 ± 7 a	-46 ± 13 a
Emissão líquida GEE									
0-30 (kg C <sub>eq</sub> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	ns	ns	ns	4 ± 155 a	131 ± 43 a	106 ± 134 a	82 ± 79 a	36 ± 99 a	122 ± 121 a
0-100 (kg C <sub>eq</sub> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	ns	ns	ns	81 ± 182 a	154 ± 97 a	155 ± 143 a	151 ± 103 a	-11 ± 119 a	107 ± 110 a
ΔCOT									
0-30 (kg C <sub>eq</sub> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	ns	ns	ns	-15 ± 132 a	68 ± 60 a	92 ± 156 a	60 ± 84 a	24 ± 92 a	65 ± 123 a
0-100 (kg C <sub>eq</sub> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	ns	ns	ns	62 ± 161 a	91 ± 119 a	141 ± 146 a	130 ± 108 a	-23 ± 114 a	50 ± 101 a
C/N	<0,001	<0,001	<0,001	10 ± 4 b	11 ± 4 b	10 ± 3 b	17 ± 3 a	10 ± 4 b	11 ± 3 b
Red CH <sub>4</sub> - emissão total									
0-30 (%)	-	-	-	78,2	29,7	32,9	44,7	54,6	29,5
0-100 (%)	-	-	-	64,5	26,3	31,3	31,7	62,2	30,9

Nota: Emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> de fevereiro de 2018 a fevereiro de 2019, com sinal negativo significando consumo da atmosfera no solo.  $\Delta$ COT refere-se à mudança anual no estoque de COT do solo até 1 m de profundidade, com sinal negativo significando consumo da atmosfera no solo. Emissão líquida de GEE = N<sub>2</sub>O + CH<sub>4</sub> -  $\Delta$ COT, com sinal negativo significando consumo da atmosfera para o solo. Valores seguidos por letras diferentes são significativamente diferentes entre os tratamentos (p = 0,05).

## 2.4. Discussão

### 2.4.1. Fluxos de N<sub>2</sub>O

A variação temporal dos fluxos de N<sub>2</sub>O foi caracterizada principalmente por valores abaixo de 10  $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ , combinados com períodos de maiores fluxos durante a estação chuvosa (Figuras 6a e 8a). O fluxo anual médio de N<sub>2</sub>O de 7,0  $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ , considerando todos os seis tratamentos da interação clone x espaçamento (Figura 8a), está de acordo com as médias de fluxos encontradas por Alvarez et al. (2020), ao avaliar as emissões de óxido nitroso do solo em uma plantação de eucalipto na Argentina, que variaram entre 4 e 8  $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ; porém foi superior a média encontrada por Cuer et al. (2018), que ao avaliarem as trocas de N<sub>2</sub>O em um Latossolo Vermelho-Amarelo argiloso em Minas Gerais, cultivado com *Eucalyptus urograndis* aos 6 anos de idade, observaram uma média equivalente a 4,8  $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ .

O N<sub>2</sub>O é resultante de dois processos principais do ciclo do nitrogênio no solo: a nitrificação (oxidação do amônio em nitrito e nitrato) e a desnitrificação (redução do nitrato e nitrito em óxido nítrico, óxido nitroso e dinitrogênio) (Luo et al. 2013). O potencial geral de emissão de N<sub>2</sub>O do solo é controlado por diversos fatores, entre eles o pH do solo (Stevens et al. 1997, Hénault et al. 2019), os estoques de carbono e nitrogênio do solo (Li et al. 2005, Zhang et al. 2005) e a umidade e temperatura do solo (Livesley et al. 2009, Liu et al. 2013). Florestas de cerrado, por exemplo, por geralmente ocorrerem em solos bem drenados com baixos teores de nitrogênio e baixas taxas de nitrificação, apresentam baixas taxas de emissão de N<sub>2</sub>O, com médias variando entre 1 e 3,5  $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$  (Carvalho et al. 2017, Oliveira et al. 2020). Neste estudo, o baixo teor de umidade do solo (~9%) e as elevadas temperaturas do solo (~21°C) (Figuras 7a e 7b) influenciaram diretamente as médias de emissões temporais de N<sub>2</sub>O (Figura 8a), uma vez que o gás foi positivamente correlacionado com ambas variáveis, enquanto não apresentou correlação com as concentrações de amônio e nitrato do solo (Tabela 2).

Em geral, solos bem drenados e aerados apresentam baixas taxas de desnitrificação, processo o qual está associado à elevadas emissões de N<sub>2</sub>O nos ecossistemas terrestres (Mosier, 1998). Tal processo é realizado principalmente por meio da atividade microbiana sob condições anaeróbicas, sendo as taxas de desnitrificação aumentadas à medida que a água preenche o espaço poroso do solo

tornando menor a disponibilidade de oxigênio ( $O_2$ ) (Holtan-Hartwig et al. 2000). Isto é, solos com características semelhantes a este estudo, com maiores quantidades de macroporos e geralmente com baixa umidade (Tabela 1 e figura 7b), tendem a apresentar reduzidas taxas de desnitrificação e conseqüentemente menores quantidades de  $N_2O$  são produzidos e emitidos para a atmosfera. Veloso et al. (2019), avaliando uma floresta de pinus no Sul do Brasil, em solos de textura média, também verificaram uma menor emissão de  $N_2O$  no solo, resultante de um menor teor de umidade do solo (<40% ao longo do ano), associada a uma maior macroporosidade do solo de  $0,43 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ .

Embora a umidade do solo tenha variado entre os tratamentos na interação clone x espaçamento em outubro de 2019, não houve efeito sobre a dinâmica de fluxos do óxido nitroso (Figuras 7b e 8a). Isto pode ter sido resultado de não ter havido diferenças nas densidades do solo entre os tratamentos, bem como nas quantidades de nitrato do solo, apesar das concentrações de N total terem se diferenciado nas profundidades de 10 a 80 cm de solo e as quantidades de amônio terem variado em maio de 2019. Essa condição pode estar relacionada a hipótese de que aos 7 anos de idade, houve uma menor diferenciação das condições do solo entre os tratamentos, isto é, com o passar dos anos, os recursos (água, luz e nutrientes) que anteriormente estavam disponíveis em maiores quantidades, passaram a ser mais escassos à medida que a floresta atingiu idades mais avançadas, tornando essa diferenciação das condições de solo menos acentuadas entre os tratamentos. No Capítulo 1 ainda é possível observar que as taxas incremento de biomassa a partir dos 3 anos de idade, começaram a diminuir até manterem-se constantes, e isto possivelmente é devido ao solo ter chegado ao seu limite de fornecimento de recursos para a planta, que então respondeu reduzindo sua capacidade de alocação de carbono nos seus respectivos compartimentos (Capítulo 1, Figura 12b).

As emissões anuais acumuladas de  $N_2O$  encontradas neste estudo (Tabela 3) foram superiores àquelas observadas por Livesley et al (2009) em florestas de *Eucalyptus globulus* no sudoeste da Austrália, aos 7 anos de idade (<  $0,10 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) e inferiores ou semelhantes às médias observadas por Veloso et al (2019), ao avaliar uma área natural de floresta subtropical (<  $0,94 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) e uma área cultivada com *Pinus taeda* aos 17 anos de idade (<  $0,77 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), respectivamente.

A maior emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  foi observada no cultivo do clone AEC 224 no espaçamento 3m x 2m, sendo 85% superior à média encontrada no mesmo clone, porém no espaçamento mais amplo. Apesar do clone AEC 224 não ter apresentado diferenças no estoque de carbono nas folhas entre os espaçamentos, a maior média foi observada no espaçamento mais adensado (3m x 2m) (Capítulo 1, Tabela 5). Isto possivelmente refletiu em uma maior deposição de resíduos sobre o solo, o que proporcionou melhores condições para atividade microbológica do solo, devido a manutenção de condições favoráveis de umidade e temperatura a produção do  $\text{N}_2\text{O}$ , resultando em uma maior emissão de fluxo de  $\text{N}_2\text{O}$  do solo para atmosfera. Em contrapartida, Rodrigues (2017) observou que a deposição de folheto para o clone AEC 224 no espaçamento 3m x 4m, entre 4,3 e 5 anos de idade da floresta, foi a menor entre todos seis tratamentos avaliados, corroborando para o entendimento de que a menor quantidade de material depositado sobre solo teve um efeito negativo nas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  do solo. Apesar da relação C/N do solo ter sido baixa nesse tratamento (Tabela 3), o que indicaria uma maior decomposição da matéria orgânica do solo e uma maior liberação de N para a atmosfera (Watson et al. 2002), a atividade microbológica foi limitada pela baixa umidade do solo (em média 9%, Figura 7b) mesmo que o suprimento de N total do solo tenha sido maior para este tratamento.

#### 2.4.2. Fluxos de $\text{CH}_4$

O solo de todos os tratamentos na interação clone x espaçamento atuou como sumidouro líquido contínuo de  $\text{CH}_4$  absorvendo em média a taxa de  $-65 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ , superior as médias relatadas por Livesley et al. (2009) ao avaliarem os fluxos de  $\text{CH}_4$  em uma plantação de *Eucalyptus globulus* no sudoeste da Austrália Ocidental, com taxa média de  $-5,3 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ; e Neves (2016), avaliando a dinâmica de gases de efeito estufa em plantações de *Acacia mearnsii* em solos no Bioma Pampa, encontrou emissões médias de  $\text{CH}_4$  de aproximadamente  $-10 \mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ .

As dinâmicas dos fluxos de metano foram controladas principalmente pelas concentrações de  $\text{NH}_4^+$  do solo. A correlação negativa do fluxo de  $\text{CH}_4$  com as concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  do solo indicam que o consumo de metano diminuiu à medida que a concentração de  $\text{NH}_4^+$  no solo foi aumentada (Tabela 2). Isto ocorre pois o  $\text{NH}_4^+$  não atua somente como fonte de nitrogênio para o crescimento metanotrófico, mas também como um inibidor competitivo da enzima oxidante do metano (Castro et al. 1995, Baggs e Blum, 2004, Bodelier e Laanbroek, 2004, He et al. 2017). Devido às

semelhanças físico-químicas entre o íon amônio  $\text{NH}_4^+$  e o  $\text{CH}_4$  e a especificidade relativamente baixa das enzimas monooxigenase, tanto os metanotrofos quanto os nitrificadores podem oxidar o  $\text{NH}_4^+$  e o  $\text{CH}_4$ , isto é, a competição entre o  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{CH}_4$  é o mecanismo para o efeito inibitório do  $\text{NH}_4^+$  na oxidação de  $\text{CH}_4$  (Bedard e Knowles, 1989, King e Schnell, 1998). Além disso, o nitrito produzido a partir do metabolismo da amônia sugere que a inibição da oxidação de  $\text{CH}_4$  é resultado de uma ação competitiva entre o  $\text{NH}_4^+$  e o  $\text{CH}_4$  para os sítios ativos das enzimas metano monooxigenase (Mosier et al. 1991, Nyerges e Stein, 2009).

Segundo Chowdhury e Dick et al. (2013), o amônio pode inibir a oxidação do  $\text{CH}_4$  no solo em diferentes níveis entre três grupos de metanotrofos: (1) inibição imediata, envolvendo a competição do substrato da enzima ou a toxicidade do íon; (2) inibição retardada, por supressão do crescimento de oxidantes  $\text{CH}_4$ , mas com impacto limitado no potencial em oxidar  $\text{CH}_4$ ; ou (3) nenhuma inibição, como resultado de oxidantes  $\text{CH}_4$  insensíveis a  $\text{NH}_4^+$ . Uma mistura dessas três populações bacterianas poderia explicar a variedade de respostas dos tratamentos aos efeitos das concentrações de amônia no solo, uma vez que a correlação negativa do  $\text{CH}_4$  com o  $\text{N-NH}_4^+$  não foi observada nos clones AEC 224 e AEC 1404 no espaçamento 3m x 4m.

Para o clone AEC 224, nos dois espaçamentos de plantio, o teor de umidade do solo teve uma correlação positiva com os fluxos de  $\text{CH}_4$  (Tabela 2). Em geral, o solo apresentou um baixo teor de umidade, aproximadamente 9% ao longo do ano, o que de acordo com Fest et al. (2009), é um fator positivo para que ocorra a difusão do  $\text{CH}_4$ , uma vez que, as condições de baixa umidade do solo favorecem o processo de oxidação do  $\text{CH}_4$  pelas bactérias metanotróficas, que utilizam este composto como fonte de carbono e energia. Além disso, o fluxo difusivo de  $\text{CH}_4$  ainda pode ser controlado por fatores que afetam o transporte físico do gás na interface água-atmosfera, tais como a densidade e porosidade do solo (Barbosa, 2013). Neste estudo, a porcentagem de poros presente no solo favoreceu uma ampla gama de macro e microporos com nichos micro aerofílicos para oxidação do  $\text{CH}_4$  por metanotróficos (Borken e Beese, 2006, Le Mer e Roger, 2001), o que teve um efeito positivo no consumo de  $\text{CH}_4$  para todos os tratamentos.

As taxas anuais de consumo de  $\text{CH}_4$  encontrados neste estudo (Tabela 3) foram superiores às aquelas observadas por Oliveira et al. (2020) avaliando dois povoamentos híbridos de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus grandis* na região

Sudeste do Brasil, composto pelos clones EAC 1528 (3 anos de idade) e GG100 (5 anos de idade) que observaram taxas anuais de  $-1,34 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e  $-1,85 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente. Carvalho et al. (2014), estudando uma área com vegetação nativa (Cerrado *stricto sensu*) e outra com pastagem (*Brachiaria decumbens*), na região Centro-Oeste do Brasil, observaram fluxos de metano de  $-4,35 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e  $1,03 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente. As elevadas taxas de absorção de metano pelo solo cultivado com os clones avaliados demonstram que em condições ambientais semelhantes a este estudo, esses clones apresentam excelentes potencial de mitigação de metano, sendo inclusive comparáveis à condição de vegetação nativa.

Apesar de não ter sido observadas diferenças entre os tratamentos na interação clone x espaçamento, o maior consumo de  $\text{CH}_4$  foi observado no clone AEC 144 no espaçamento 3m x 4m (Tabela 3). O principal fator que favoreceu o maior consumo de metano para esse tratamento foi possivelmente a melhor aeração do solo proporcionada pela maior macroporidade do solo (0-30 cm) e menor densidade do solo (0-100 cm) e também pelas menores taxas de N total do solo (Tabela 1). Veloso et al. (2019) observaram que o que favoreceu o aumento do consumo de  $\text{CH}_4$  no *Pinus taeda* com 32 anos de idade, foi possivelmente a melhoria da estrutura do solo, que pode afetar o efeito da umidade do solo, porém de forma secundária.

#### **2.4.3. Emissões líquidas de GEE do solo**

Todos os tratamentos na interação clone x espaçamento apresentaram emissões líquidas semelhantes ou bem inferiores às aquelas observadas por Veloso et al. (2019) ao avaliarem uma área natural de floresta Ombrófila Mista e outra área cultivada com *Pinus taeda* aos 17 anos de idade, com taxas médias de emissão líquida de  $100 \text{ kg C}_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e  $2800 \text{ kg C}_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente.

Embora os tratamentos não tenham apresentado diferenças nas taxas de emissão líquida de GEE (Tabela 3), o clone AEC 144 no espaçamento 3m x 2m foi o que menos emitiu GEE para a atmosfera quando se considerou o C armazenado na camada 0-30 cm ( $4 \text{ kg C}_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ). Levando-se em conta a camada 0-100 cm, o

clone AEC 224 no espaçamento 3m x 4m teve uma emissão líquida negativa de GEE ( $-11 \text{ kg C}_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), resultado da absorção de  $\text{CH}_4$  do solo somada a maior capacidade do tratamento em manter ou aumentar os estoques de C do solo.

Em geral, a maior contribuição da emissão líquida de GEE foi proveniente das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ . Isso indica que as abordagens para mitigação de GEE em solos cultivados com plantações de eucalipto devem, em primeiro lugar, investir esforços para reduzir as emissões óxido nítrico do solo, como por exemplo, na manipulação de fertilizantes nitrogenados. Além disso, em todos os tratamentos avaliados a contribuição do metano para a mitigação de GEE foi de no mínimo 26%, podendo chegar a 78% no tratamento de menor emissão líquida de GEE na camada 0-30 cm, isto é, o clone AEC 144 no espaçamento 3m x 2m.

## 2.5 Conclusões

Dentre as variáveis avaliadas, as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e consumo de  $\text{CH}_4$  nos tratamentos avaliados tiveram maior influência da baixa umidade do solo e dos teores de  $\text{N-NH}_4^+$ .

Embora tenha sido observado consumo de  $\text{CH}_4$  para os três clones avaliados dentro dos dois espaçamentos, as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  para a atmosfera somadas as perdas de carbono do solo fizeram do eucalipto, uma fonte de GEE no curto prazo, quando não consideramos o C armazenado na biomassa vegetal.

## Referências

- Alvarez, C.R., H. Rinski-Korsakov, A.M. Lupi, et al. 2020. Soil nitrous oxide emissions from Eucalyptus plantation in Argentina, Forest Ecology and Management, 473, 118301.
- Almeida, R.F. 2017. Estoque de carbono, nitrogênio e enxofre em plantio de Eucalyptus grandis sob diferentes manejos de resíduos. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 107 p.
- Baggs, E.M., H. Blum. 2004.  $\text{CH}_4$  oxidation and emissions of  $\text{CH}_4$  and  $\text{N}_2\text{O}$  from *Lolium perenne* swards under elevated atmospheric  $\text{CO}_2$ . Soil Biol. Biochem. 36:713-723.
- Barbosa, P.M. 2013. Avaliação do Fluxo Difusivo de Metano ( $\text{CH}_4$ ) em Ambientes do Médio-baixo Solimões. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 74 p.

Battie-Laclau, P., J.P. Laclau, J.C. Domec, et al. 2014. Effects of potassium and sodium supply on drought-adaptive mechanisms in *Eucalyptus grandis* plantations, *New Phytologist* 203, 401-413.

Bedard, C., R. Knowles. 1989. Physiology, biochemistry, and specific inhibitors of CH<sub>4</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, and CO Oxidation by methanotrophs and nitrifiers. *Microbiol.* 53:68-84.

Bodelier, P.L.E., H.J. Laanbroek. 2004. Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 47:265-277.

Borken, W., F. Beese. 2006. Control of nitrous oxide emissions in European beech, Norway spruce and Scots pine forest *Biogeochemistry*, 76:141-159.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2019. Registro Nacional de Cultivares. Disponível em: <[http://extranet.agricultura.gov.br/php/snpc/cultivarweb/detalhe\\_cultivar.php?codsr=27025](http://extranet.agricultura.gov.br/php/snpc/cultivarweb/detalhe_cultivar.php?codsr=27025)>. Acesso em: 1 mar. 2019.

Carmo, J.B., E.R. Souza Neto, P.J. Duarte-Neto, et al. 2012. Conversion of the coastal Atlantic forest to pasture: Consequences for the nitrogen cycle and soil greenhouse gas emissions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 148:37-43.

Carpenedo, V., J. Mielniczuk. 1990. Estado de agregação e qualidade dos agregados de latossolos roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 14:99-105.

Carvalho, A.M., W.R.D. Oliveira, M.L.G. Ramos, et al. 2017. Soil N<sub>2</sub>O fluxes in integrated production systems, continuous pasture and Cerrado. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 108:69-83.

Carvalho, J.L.N., G.S. Raucci, L.A. Frazão, et al. 2014. Crop-pasture rotation: A strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 183:167-175.

Castro, M.S., P.A. Steudler, J.M. Melillo, et al. 1995. Factors controlling atmospheric methane consumption by temperate forest soils. *Global Biogeochem. Cycles*, 9:1-10.

Christina, M., J.P. Laclau, J.L.M. Gonçalves, et al. 2011. Almost symmetrical vertical growth rates above and below ground in one of the world's most productive forests. *Ecosphere* 2:1–10.

Chowdhury, T.R., R.P. Dick. 2013. Ecology of aerobic methanotrophs in controlling methane fluxes from wetlands. *Appl. Soil. Ecol.*, 65:8-22.

Cuer, C.A., R.D.A.R. Rodrigues, F.C. Balieiro, et al. 2018. Short-term effect of *Eucalyptus* plantations on soil microbial communities and soil-atmosphere methane and nitrous oxide exchange. *Sci Rep* 8, 15133.

Dickie, A., C. Streck, S. Roe, et al. 2014. "Strategies for Mitigating Climate Change in Agriculture: Abridged Report." Climate Focus and California Environmental Associates. 87 p.

Dijkstra, F.A., S.A. Prior, G.B. Runion, et al. 2012. Effects of elevated carbon dioxide and increased temperature on methane and nitrous oxide fluxes: evidence from field experiments. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10:520–527.

EMBRAPA. 1997. Centro nacional de Pesquisas de solos. Manual de métodos e análise de solo. 2. Ed. rev. atual. Rio de Janeiro, RJ. 212p.

Fest, B.J., S.J. Livesley, M. Drosler, et al. 2009. Soil–atmosphere greenhouse gas exchange in a cool, temperate *Eucalyptus delegatensis* forest in south-eastern Australia, *Agricultural and Forest Meteorology*, 149:393-406.

Forster, P., V. Ramaswamy, P. Artaxo, P., et al. 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*, ed Solomon S, et al. (Cambridge Univ Press, Cambridge, UK, and New York), pp 747–845.

Hambridge J. QuikChem method 12-107-04-1-J: determination of nitrate in 2M KCl soil extracts by flow injection analysis. Loveland: Lachat Instruments; 2007. [a]

Hambridge J. QuikChem method 12-107-06-2-F: determination of ammonia (salicylate) in 2M KCl soil extracts by flow injection analysis (high throughput). Loveland: Lachat Instruments; 2007. [b]

He, R., Chen, M., R.C. Ma, et al. 2017. Ammonium conversion and its feedback effect on methane oxidation of *Methylosinus sporium*, *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 123:466-473.

Hénault, C., H. Bourennane, A. Ayzac, et al. 2019. Management of soil pH promotes nitrous oxide reduction and thus mitigates soil emissions of this greenhouse gas. *Sci Rep* 9, 20182.

Holtan-Hartwig, L., P. Dorsch, L.R. Bakken. 2000. Comparison of denitrifying communities in organic soils: kinetics of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and N<sub>2</sub>O reduction. *Soil Biology & Biochemistry*, 32:833-843.

IBGE. 2019. Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura 2018. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brasil, 8 p.

IPCC. 2007. Climate change 2007: Mitigation. In: Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R., Meyer, L.A. (Eds.), Contribution of Working group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, 851 p.

IPCC. 2018. Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report. [V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H. O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J. B. R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M. I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, T. Waterfield (eds.)]. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 32 p.

Jantalia, C. P., H.P. Santos, S. Urquiaga, S., et al. 2008. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 82:161-173.

Keller, M., W.A. Kaplan, S.O. Worsy. 1986. Emissions of N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> from tropical forest soils. *Journal of Geophysical Research*, 91:11.791-11.802.

Kemper, W.D., R.C. Rosenau. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: Klute, A. (ed.). *Methods of soil analysis*. Madison: American Society of Agronomy, 1986. Part 1, p.425-442. *Agronomy* 9.

King, G.M., S. Schnell. 1998. Effects of ammonium and non-ammonium salt additions on methane oxidation by *Methylosinus trichosporium* OB3b and Maine forest soils. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64:253-257.

Laclau, J-P., J. Ranger, J-L.M. Gonçalves. et al. 2010. Biogeochemical cycles of nutrients in tropical Eucalyptus plantations. Main features shown by 10 years of monitoring in Congo and Brazil. *Forest Ecology and Management*, 259:1771-1785.

Le Mer, J. P. Roger. 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *European Journal of Biology*, 31:25-50.

Li, Y., J. Zhang, S.X. Chang, et al. 2014. Converting native shrub forests to Chinese chestnut plantations and subsequent intensive management affected soil C and N pools, *Forest Ecology and Management*, 312:161-169

Liu, X. C.R. Chen, W.J. Wang, et al. 2013. Soil environmental factors rather than denitrification gene abundance control N<sub>2</sub>O fluxes in a wet sclerophyll forest with different burning frequency, *Soil Biology and Biochemistry*, 57:292-300.

Livesley, S.J, R. Kiese, P. Miehe, et al., 2009. Soil-atmosphere exchange of greenhouse gases in a Eucalyptus marginal woodland, a clover-grass pasture, and Pinus radiata and Eucalyptus globulus plantation. *Glob Chang Biol* 15:425-440.

Luo, G. J., R. Kiese, B. Wolf, et al. 2013. Effects of soil temperature and moisture on methane uptake and nitrous oxide emissions across three different ecosystem types. *Biogeosciences*, 10:3205–3219.

Mosier, A., R. Wassmann, L. Verchot, L. et al. 2004. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. *Environment, Development and Sustainability*. 6:11:49.

Mosier, A., D. Schimel, D. Valentine, et al. 1991. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands, *Nature*, 350, 330-332.

Mosier, A.R. 1998. Soil processes and global change. *Biology and Fertility of Soils*, 27:221-229.

NOAA. 2020. Global Greenhouse Gas Reference Network. Disponível em: < <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/html>>. Acesso em: 30 dec. 2020.

Nyerges, G., L.Y. Stein. 2009. Ammonia cometabolism and product inhibition vary considerably among species of methanotrophic bacteria. *FEMS Microbiol Lett*, 297:131–136.

Oliveira, A.D., F.P. Ribeiro, E.A.B. Ferreira, et al. 2020. CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes from planted forests and native Cerrado ecosystems in Brazil. *Sci. agric*. 78, 20180355.

Paul, K.I., P.J. Polglase, J.G. Nyakuengama, et al. 2002. Change in soil carbon following afforestation, *Forest Ecology and Management*, 168:241-257.

Petitjean, C., C. Le Gall, C. Pontet, et al. 2019. Soil N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, and CO<sub>2</sub> Fluxes in Forest, Grassland, and Tillage/No-Tillage Croplands in French Guiana (Amazonia). *Soil Systems*, 3:1-20.

Salton, J.C., J. Mielniczuk, C. Bayer, et al. 2008. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32:11-21.

Souza, A.L., A. Boina, C.P. Boechat, et al. 2011. Estoque e crescimento em volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em Floresta Estacional Semidecidual. *Revista Árvore*, 35:1277-1285.

Stevens, R.J, R.J. Laughlin, L.C. Burns, et al. 1997. Measuring the contributions of nitrification and denitrification to the flux of nitrous oxide from soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 29:139–151.

Zanatta, J.A., B.J.R. Alves, C. Bayer, et al. 2014. Protocolo para medição de fluxos de gases de efeito estufa do solo. Colombo, PR. 81 p. (Embrapa Florestas: Documentos, 265).

Watson, C., D. Atkinson, P. Gosling, et al. 2002. Managing soil fertility in organic farming systems. *Soil Use Manag.*, 18:239-247.

Yuichiro, Y., R.K. Wan, O. Toshinori, et al. 2008. The effects of logging on soil greenhouse gas (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) flux in a tropical rain forest, Peninsular Malaysia. *Agricultural and Forest Meteorology*. 148:799-806.

Zein, A.L., N.A. Chehayeb, 2015. Effect of Greenhouse Gases on Earth's Temperature. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*. 2:74-79.

Zhang, J., Y. Li, S.X. Chang, et al. 2015. Understory management and fertilization affected soil greenhouse gas emissions and labile organic carbon pools in a Chinese chestnut plantation. *Forest Ecology and Management*. 337:126–134



### 3. CONCLUSÕES GERAIS

Os clones apresentaram padrões diferentes na compartimentalização do carbono, sendo os clones mais produtivos aqueles que apresentaram maiores estoque de carbono na mandeira (AEC144 > AEC224 > COP1404). No entanto, a maior produção de biomassa “resíduo” do clone COP 1404 sugere que, à longo prazo, o potencial de alocação de carbono no solo para este clone, seja superior aos demais materiais genéticos avaliados.

O espaçamento mais reduzido proporcionou uma maior alocação de carbono na biomassa de tronco e menores taxas de compartimentalização da biomassa nos resíduos florestais.

Embora tenha sido observado consumo de CH<sub>4</sub> para os três clones avaliados dentro dos dois espaçamentos, as emissões superiores de N<sub>2</sub>O do solo fez das plantações de eucalipto uma fonte notável de carbono.



## APÊNDICE

### Apêndice A.

Tabela A1. Densidade básica média da madeira ( $\text{kg.m}^{-3}$ ) por idade.

Clone	Espaçamento	Idade (Meses)			
		40	52	60	72
AEC 144	3m x 2m	0,42	0,44	0,46	0,48
AEC 224	3m x 2m	0,42	0,41	0,43	0,46
COP 1404	3m x 2m	0,45	0,47	0,50	0,53
AEC 144	3m x 4m	0,45	0,44	0,45	0,46
AEC 224	3m x 4m	0,43	0,41	0,42	0,45
COP 1404	3m x 4m	0,48	0,46	0,49	0,54