

PEDRO RENATO LEANDRO DE SOUZA

**AS RAÍZES VIVAS DO EUCALIPTO E O MANEJO DOS RESÍDUOS DE
COLHEITA AFETAM A DECOMPOSIÇÃO DA SERRAPILHEIRA E OS TEORES
DE MATÉRIA ORGÂNICA EM PLANTIOS DE EUCALIPTO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientadora: Emanuelle Mercês Barros Soares

Coorientadores: Leonardus Vergütz
Ivo Ribeiro da Silva

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2022**

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da
Universidade Federal de Viçosa - Campus

T

S729r
2022

Souza, Pedro Renato Leandro de, 1991-
As raízes vivas do eucalipto e o manejo dos resíduos de colheita afetam a decomposição da serrapilheira e os teores de matéria orgânica em plantios de eucalipto: / Pedro Renato Leandro de Souza. - Viçosa, MG, 2022.
1 tese eletrônica (47 f.): il. (algumas color.).
Orientador: Emanuelle Mercês Barros Soares
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Solos, 2022.
Inclui bibliografia.
DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2023.086>
Modo de acesso: World Wide Web.

1. Raízes (Botânica); 2. Serrapilheira - Biodegradação; 3. Húmus; 4. Resíduos de cultivos agrícolas - Manejo; 5. Eucalipto - Nutrição; I. Soares, Emanuelle Mercês II. Universidade Federal de Viçosa.. Departamento de Solos. Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas III. Título

CDD 22. ed. 581.498

Bibliotecário(a) responsável: ALICE REGINA PINTO PIRES CRB-6/2523

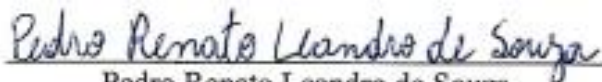
PEDRO RENATO LEANDRO DE SOUZA

AS RAÍZES VIVAS DO EUCALIPTO E O MANEJO DOS RESÍDUOS DE COLHEITA AFETAM A DECOMPOSIÇÃO DA SERRAPILHEIRA E OS TEORES DE MATÉRIA ORGÂNICA EM PLANTIOS DE EUCALIPTO

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 23 de fevereiro de 2022.

Assentimento:


Pedro Renato Leandro de Souza
Autor


Emanuelle Mercês Barros Soares
Orientadora

A Deus

A minha família

Eu dedico

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, pela presença constante na minha vida, iluminando-me e conferindo-me persistência, sabedoria e discernimento.

Aos meus familiares, em especial aos meus pais Adelson Leandro de Souza e Celiene de Souza Barros Leandro pelo amor e abdicção nesse árduo processo, vibrando a cada vitória.

Aos meus irmãos Joésio, Michael e Eduarda por se fazerem sempre presentes, apoiando em todos os momentos.

À minha esposa Raiza pelo companheirismo e compreensão, permanecendo ao meu lado em todos os momentos.

A professora Emanuelle Mercês Barros Soares, pela orientação, confiança e pelos valorosos ensinamentos que serão levados por toda uma vida.

Ao professor Rafael da Silva Texeira pela amizade, orientação e auxílio na realização deste trabalho.

Ao professor Rafael Bragança Alves Fernandes coordenador do Programa de Pós-Graduação em Solo e Nutrição de Plantas, pela amizade e auxílio na realização deste trabalho.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Solos, por possibilitarem a realização do meu aperfeiçoamento, proporcionando toda estrutura necessária.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos,

À empresa Cenibra., em nome de Guilherme Luiz de Jesus e Anderson, pela amizade e por permitirem a realização desta pesquisa, disponibilizando as áreas, auxiliando na logística, enfim, colocando toda a estrutura da empresa à disposição.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

A todos os técnicos do Departamento de Solos, em especial ao Cláudio, Humberto e João Milagres, pela amizade e auxílio na realização dos processos analíticos.

Aos secretários do Departamento de Solos Carol, Nayan e Karine por toda ajuda e atenção.

Aos grandes amigos da UFV Fabio Maia, Patrícia, Kátia, Pedro Henrique, Pedro Paulo, Luís Paulo, Joelmo, Weverton e Zinho pela amizade e apoio durante este processo.

Enfim, a todos aqueles que participaram de forma direta ou indireta durante esse processo, dando uma palavra de incentivo, um gesto de apoio, o meu muito obrigado.

“A adversidade desperta em nós capacidades que, em circunstâncias favoráveis, teriam ficado adormecidas.”

(Quinto Horácio Flaco)

BIOGRAFIA

Pedro Renato Leandro de Souza, filho de Adelson Leandro de Souza e Celiene de Souza Barros Leandro, nasceu no dia 07 de setembro de 1991, no município de Mutum, Minas Gerais.

Em março de 2012 iniciou o curso de Agronomia na Universidade Federal de Viçosa, onde graduou-se em 2015.

Em 2015 iniciou o curso de Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas, sob a orientação do professor Jaime Wilson Vargas Mello, obtendo o título de Magister Scientiae em 2017.

Em março de 2017, iniciou o curso de Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas na Universidade Federal de Viçosa, sob a orientação da professora Emanuelle Mercês Barros Soares, obtendo o título de Doctor Scientiae em fevereiro de 2022.

RESUMO

SOUZA, Pedro Renato Leandro, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2022. **As raízes vivas do eucalipto e o manejo dos resíduos de colheita afetam a decomposição da serrapilheira e os teores de matéria orgânica em plantios de eucalipto.** Orientadora: Emanuelle Mercês Barros Soares. Coorientadores: Leonardus Vergütz e Ivo Ribeiro da Silva

A matéria orgânica do solo (MOS) é formada por diversos componentes orgânicos (resíduos vegetais, animais e microbianos) em diferentes estágios de decomposição, labilidade e complexidade química e física. Embora o solo possua a capacidade de armazenar uma grande quantidade de carbono, MOS, a taxa de transferência do C de resíduos orgânicos depositados no solo para a sua MOS é pequena, variando em função da qualidade física, química e biológica do solo e dos resíduos aportados e das condições ambientais. Diante desse cenário, nosso objetivo nesse trabalho foi melhorar a compreensão de como alguns fatores podem influenciar no processo de formação dos estoques de carbono em áreas cultivadas com eucalipto. Para isso, nos concentramos em 2 capítulos sendo estes: Estudo das alterações nos estoques de carbono em diferentes condições de manejo de resíduos e de distintas adubações com N mineral em florestas em terceiro ciclo (capítulo 1); o papel das raízes da floresta de eucalipto no processo de decomposição dos resíduos da colheita bem como na liberação de nutrientes a partir destes resíduos (capítulo 2). No primeiro capítulo 1 observamos que os teores de C do solo podem ser afetados positivamente pela adição de N mineral no sistema, porém o efeito do N inorgânico é afetado pela composição química do resíduo orgânico. No segundo capítulo observamos que as raízes vivas da nova floresta de eucalipto aceleram o processo de decomposição dos resíduos da colheita e liberação dos nutrientes a partir destes resíduos. Além disso, observamos que a intensidade desses efeitos é maior em solos de baixa fertilidade, sugerindo que as plantas de eucalipto alteram sua eficiência de remoção de nutrientes da serrapilheira em função da disponibilidade de nutrientes no solo. Além disso, observamos que a presença de cascas de eucalipto nos resíduos aumenta o conteúdo inicial de nutrientes, bem como a biomassa de raízes finas em estágios posteriores do processo de decomposição, o que pode explicar os efeitos positivos da permanência da casca na decomposição dos resíduos da colheita do eucalipto.

Palavras-chave: Raízes. Decomposição da serrapilheira. Liberação de nutrientes. Matéria orgânica do solo. Manejo de resíduos da colheita.

ABSTRACT

SOUZA, Pedro Renato Leandro, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February 2022. **Live eucalyptus roots and harvest residue management affect litter decomposition and organic matter levels in eucalyptus plantations.** Adviser: Emanuelle Mercês Barros Soares. co-advisors: Leonardus Vergütz and Ivo Ribeiro da Silva.

The soil organic matter (SOM) is formed by several organic components (vegetable, animal and microbial residues) in different stages of decomposition, lability and chemical and physical complexity. Although the soil has the capacity to store a large amount of carbon, SOM, the transfer rate of C from organic residues deposited in the soil to its SOM is small, varying according to the physical, chemical and biological quality of the soil and residues. inputs and environmental conditions. Given this scenario, our objective in this work was to improve the understanding of how some factors can influence the process of formation of carbon stocks in areas cultivated with eucalyptus. For this, we focused on 2 chapters, namely: Study of changes in carbon stocks under different conditions of waste management and different mineral N fertilization in forests in the third cycle (chapter 1); the role of eucalyptus forest roots in the decomposition process of harvest residues as well as in the release of nutrients from these residues (chapter 2). In the first chapter 1 we observed that soil C contents can be positively affected by the addition of mineral N in the system, however the effect of inorganic N is affected by the chemical composition of the organic residue. In the second chapter we observe that the living roots of the new eucalyptus forest accelerate the process of decomposition of harvest residues and the release of nutrients from these residues. Furthermore, we observed that the intensity of these effects is greater in soils with low fertility, suggesting that eucalyptus plants change their nutrient removal efficiency from the litter as a function of nutrient availability in the soil. In addition, we observed that the presence of eucalyptus bark in the waste increases the initial nutrient content, as well as the fine root biomass in later stages of the decomposition process, which may explain the positive effects of the bark remaining on the waste decomposition. of the eucalyptus harvest.

Keywords: Roots. Litter decomposition. Nutrient release. Soil organic matter. Harvest residue management.

SUMÁRIO

Introdução geral.....	10
Referências bibliográficas	11
ALTERAÇÕES DOS TEORES DE MATÉRIA ORGÂNICA DE SOLOS CULTIVADOS COM EUCALYPTUS SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE MANEJO DE RESÍDUOS DA COLHEITA E NÍVEIS DE FERTILIZAÇÃO COM NITROGÊNIO.....	14
1.0 Introdução.....	14
2.0 Material e métodos	17
2.1 Área experimental.....	17
2.2 Montagem do experimento.....	18
2.3 Amostragem e análise.....	19
2.4 Análise estatística	20
3.0 Resultados e discussão	20
4.0 Conclusão	24
5.0 Referências bibliográficas	24
EUCALYPTUS LIVING ROOTS POSITIVELY ACT EUCALYPT HARVEST RESIDUES DECOMPOSITION RATE	32
1.0 Introduction	34
2.0 Methods	35
2.1 Experiment set up	35
2.2 Sampling and analysis	37
2.3 Statistical analysis	38
3.0 Results	38
4.0 Discussion.....	41
5.0 Conclusions	44
6.0 References	44

Introdução Geral

As florestas plantadas são algumas das alternativas para redução da utilização de recursos madeireiros a partir de florestas nativas. A área mundial de floresta plantada aumentou 31,9 milhões de hectares na última década, sendo 5,4 milhões de hectares na América do Sul, com o Brasil representando cerca 72,5% do crescimento de seu continente (FAO, 2020). Atualmente, as florestas cultivadas representam menos de 5 % dos 4,06 bilhões de hectares ocupados com florestas no mundo (FAO 2020). A maior parte dos cultivos florestais do mundo está na América do Sul, onde representam em torno 2% da área total de floresta (FAO 2020). No Brasil, há 9 milhões de hectares cultivados com florestas, sendo 6,97 milhões de hectares ocupados com eucalipto e 1,64 milhão de hectares com pinus (IBÁ 2020).

Os cultivos florestais além de fornecerem matéria prima para a indústria, contribuem para a mitigação das mudanças climáticas. Estima-se que os 9 milhões de hectares ocupados com florestas cultivadas no Brasil, estoque aproximadamente 1,88 bilhão de tCO₂ eq, que é 1,5 vezes superior ao que o Brasil emitiu em 2010 (IBÁ 2020). Parte desse C sequestrado pelas plantas pode ser incorporada ao solo como constituinte da MOS, permanecendo na área mesmo após o ciclo da cultura. Embora a capacidade do solo de armazenar C seja enorme, a taxa de transferência do C dos resíduos orgânicos para ele é pequena, sendo influenciado por diversos fatores como condições climáticas, características do solo, características do material orgânico aportado e da fauna do solo (Kleber et al. 2015; LaRowe and Van 2011; Lehmann and Kleber 2015; Schmidt et al. 2011).

O aumento dos estoques de carbono nos solos florestais é importante pois a MOS influencia positivamente de forma direta e indireta nas características químicas, físicas e biológicas do solo (Atere et al. 2020; Clarholm, Skjellberg, & Rosling, 2015; Diagboya, Olu-Owolabi, & Adebowale, 2015; Khan, Mack, Castillo, Kaiser, & Joergensen, 2016; Murphy, 2015; Quist et al. 2019; Yu et al. 2020). Diante desse cenário, nosso objetivo nesse trabalho foi melhorar a compreensão de como alguns fatores podem influenciar no processo de formação dos estoques de carbono em áreas cultivadas com eucalipto. Para tanto, nos concentramos em 2 capítulos. No capítulo 1, avaliamos as alterações nos estoques de carbono em diferentes condições de manejo de resíduos e de distintas adubações com N mineral em florestas em terceiro ciclo. Esse tipo de estudo se justifica pelo fato dos resíduos da colheita ser uma das principais fontes de C para formação da MOS em áreas florestais, e o N ser um dos principais

nutrientes envolvidos no processo de formação da MOS, desta forma entender a interação entre a fertilização com N e a remoção de diferentes componentes dos resíduos da floresta será de grande valia para otimizarmos o manejo nas áreas florestais e aumentarmos a transferência de C dos resíduos da colheita para MOS.

No capítulo 2, avaliamos o papel das raízes da floresta de eucalipto no processo de decomposição dos resíduos da colheita bem como na liberação de nutrientes a partir destes resíduos, avaliando ainda, os efeitos dos diferentes manejos de resíduos na distribuição do sistema radicular das plantas. Embora vários estudos mostrem que a presença de raízes vivas pode influenciar a decomposição de resíduos orgânicos (Barel et al. 2019; Chen et al. 2014; Huo et al. 2017; Kuzyakov et al. 2007; Saar et al. 2016; Shi et al. 2018) os efeitos das raízes do *Eucalyptus* na decomposição dos resíduos orgânicos geralmente são negligenciados. Além disso, as raízes são consideradas um dos principais resíduos para incremento de C no solo (Madeira, Fabiao, Pereira, Araújo, & Ribeiro, 2002), principalmente pela alta recalcitrância de seus componentes, proteção nos agregados do solo e a deposição contínua de exsudados radiculares (Rasse, Rumpel, & Dignac, 2005). Deste modo, entender como a distribuição das raízes da floresta de eucalipto no solo, é afetada pelo manejo dos resíduos da colheita da floresta, é importante para compreensão de como o manejo dos resíduos nas áreas florestais pode afetar no processo de formação e manutenção dos estoques de C dos solos.

Referências Bibliográficas

- Atere, C. T., Gunina, A., Zhu, Z., Xiao, M., Liu, S., Kuzyakov, Y., . . . Ge, T. (2020). Organic matter stabilization in aggregates and density fractions in paddy soil depending on long-term fertilization: Tracing of pathways by ¹³C natural abundance. *Soil Biology and Biochemistry*, *149*, 107931. doi:<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107931>
- Barel JM, Kuyper TW, de Boer W, De Deyn GB (2019) Plant presence reduces root and shoot litter decomposition rates of crops and wild relatives. *Plant and Soil* 438: 313-327. doi: <https://doi.org/10.1007/s11104-019-03981-7>.
- Clarholm, M., Skjellberg, U., & Rosling, A. (2015). Organic acid induced release of nutrients from metal-stabilized soil organic matter – The unbutton model. *Soil Biology and Biochemistry*, *84*, 168-176. doi:<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.02.019>
- Chen R, Senbayram M, Blagodatsky S, Myachina O, Dittert K, Lin X, Blagodatskaya E, Kuzyakov YJGcb (2014) Soil C and N availability determine the priming effect: microbial N mining and stoichiometric decomposition theories. *Global Change Biology* 20: 2356-2367. doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.12475>.

- Diagboya, P. N., Olu-Owolabi, B. I., & Adebowale, K. O. (2015). Effects of time, soil organic matter, and iron oxides on the relative retention and redistribution of lead, cadmium, and copper on soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(13), 10331-10339. doi:<https://doi.org/10.1007/s11356-015-4241-0>
- FAO. (2020). Global Forest Resources Assessment 2020: Main report., 186. <http://www.fao.org/3/ca9825en/CA9825EN.pdf> doi:<https://doi.org/10.4060/ca9825en>
- Huo C, Luo Y, Cheng W (2017) Rhizosphere priming effect: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 111: 78-84. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.04.003>.
- Lawrence D, Vandecar K (2015) Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Climate Change* 5: 27-36. doi: <https://doi.org/10.1038/nclimate2430>.
- Lehmann J, Kleber M (2015) The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528: 60. doi: 10.1038/nature16069.
- Leigh J, Hodge A, Fitter AH (2009) Arbuscular mycorrhizal fungi can transfer substantial amounts of nitrogen to their host plant from organic material. *New Phytologist* 181: 199-207. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02630.x>
- Khan, K. S., Mack, R., Castillo, X., Kaiser, M., & Joergensen, R. G. (2016). Microbial biomass, fungal and bacterial residues, and their relationships to the soil organic matter C/N/P/S ratios. *Geoderma*, 271, 115-123. doi:<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.02.019>
- Kleber M, Eusterhues K, Keiluweit M, Mikutta C, Mikutta R, Nico PS (2015) Chapter One - Mineral–Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. In: DL Sparks (ed) *Advances in Agronomy*. Academic Press.
- Kuzyakov Y, Hill PW, Jones DL (2007) Root exudate components change litter decomposition in a simulated rhizosphere depending on temperature. *Plant and Soil* 290: 293-305. doi: <https://doi.org/10.1007/s11104-006-9162-8>.
- .Madeira, M., Fabiao, A., Pereira, J., Araújo, M., & Ribeiro, C. (2002). Changes in carbon stocks in *Eucalyptus globulus* Labill. plantations induced by different water and nutrient availability. *Forest Ecology Management*, 171(1-2), 75-85. doi:[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00462-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00462-0)
- Murphy, B. W. (2015). Impact of soil organic matter on soil properties—a review with emphasis on Australian soils. *Soil Research*, 53(6), 605-635. doi:<https://doi.org/10.1071/SR14246>
- Quist, C. W., Gort, G., Mooijman, P., Brus, D. J., van den Elsen, S., Kostenko, O., . . . Helder, J. (2019). Spatial distribution of soil nematodes relates to soil organic matter and life strategy. *Soil Biology and Biochemistry*, 136, 107542. doi:<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107542>
- Rasse, D. P., Rumpel, C., & Dignac, M.-F. (2005). Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant soil*, 269(1), 341-356. doi:<https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
- Ågren GI, Bosatta E, Magill AH (2001) Combining theory and experiment to understand effects of inorganic nitrogen on litter decomposition. *Oecologia* 128: 94-98. doi: 10.1007/s004420100646.

- Ribeiro C, Madeira M, Araújo MC (2002) Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes. *Forest Ecology and Management* 171: 31-41. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00459-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00459-0).
- Saar S, Semchenko M, Barel JM, De Deyn GB (2016) Legume presence reduces the decomposition rate of non-legume roots. *Soil Biology and Biochemistry* 94: 88-93. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.026>.
- Schmidt MWI, Torn MS, Abiven S, Dittmar T, Guggenberger G, Janssens IA, Kleber M, Kögel-Knabner I, Lehmann J, Manning DAC, Nannipieri P, Rasse DP, Weiner S, Trumbore SE (2011) Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478: 49. doi: 10.1038/nature10386.
- Shi S, Herman DJ, He Z, Pett-Ridge J, Wu L, Zhou J, Firestone MK (2018) Plant roots alter microbial functional genes supporting root litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* 127: 90-99. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.09.013>.

ALTERAÇÕES DOS TEORES DE MATÉRIA ORGÂNICA DE SOLOS CULTIVADOS COM EUCALYPTUS SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE MANEJO DE RESÍDUOS DA COLHEITA E NÍVEIS DE FERTILIZAÇÃO COM NITROGÊNIO

Resumo

Os efeitos do manejo dos resíduos da colheita e da fertilização com nitrogênio (N) nos estoques de carbono (C) de solos cultivados com eucalipto ainda são controversos. Em virtude disso, montamos um experimento com o objetivo de avaliar as mudanças nos teores de matéria orgânica do solo (MOS) a partir de diferentes níveis de fertilização com N e remoção de diferentes componentes dos resíduos da colheita. Três níveis de N (0, 50 e 100 kg ha⁻¹ de N) e cinco tipos de manejos de resíduos da colheita (sem resíduo, somente serrapilheira, serrapilheira sem casca, resíduo total com casca na linha do rodado, resíduo total com casca escorando a pilha de toras) foram testados, avaliando-se as mudanças nos teores de C em diferentes camadas (0 - 10, 10 - 20 e 20 - 40 cm) do solo durante os primeiros três anos. Houve efeito positivo do N nos teores de C do solo apenas no tratamento com a remoção total dos resíduos orgânicos. As mudanças na MOS foram mais expressivas nas camadas superiores do solo. Em resumo, mostramos que a fertilização com N afeta positivamente o acúmulo de C nas camadas superficiais do solo.

Abstract

The effects of crop residue management and nitrogen (N) fertilization on carbon (C) stocks in soils cultivated with eucalyptus are still controversial. As a result, we set up an experiment with the objective of evaluating changes in soil organic matter (SOM) levels from different levels of N fertilization and removal of different components of crop residues. Three N levels (0, 50 and 100 kg ha⁻¹ of N) and five types of harvest residue management (no residue, litter only, litter without bark, total residue with bark in the wheeled line, total residue with bark shoring up the log pile) were tested, evaluating changes in C contents in different soil layers (0 - 10, 10 - 20 and 20 - 40 cm) during the first three years. There was a positive effect of N on soil C contents only in the treatment with total removal of organic residues. Changes in SOM were more expressive in the upper soil layers. In summary, we show that N fertilization positively affects the accumulation of C in the upper soil layers.

1.0 Introdução

As áreas de florestas cultivadas vêm se espalhando cada vez mais por todo o território brasileiro, graças ao melhoramento genético, aliado a adoção de melhores práticas de manejo.

No Brasil, a área ocupada com as florestas plantadas teve um incremento médio de 390 mil hectares anuais entre 2010 a 2020 (FAO 2020). Em 2019, a área ocupada com silvicultura no Brasil chegou a 9,98 milhões de hectares, com o eucalipto representando cerca de 76 % dos plantios florestais brasileiros, seguido da floresta de pinus 20 % e outras espécies florestais, principalmente, acácia, araucária, paricá e teca que juntas somam apenas 4 % (IBÁ 2020; IBGE 2020).

O setor de florestas plantadas além de ser um importante pilar da economia brasileira, em 2019 gerou cerca 3,75 milhões de empregos (diretos e indiretos), representando cerca de 1,2 % do Produto Interno Bruto (PIB) brasileiro e 10 % das exportações agrícolas brasileiras (IBÁ 2020), também pode contribuir para a mitigação das mudanças climáticas. Estima-se que as florestas cultivadas no Brasil, possam estocar aproximadamente 1,88 bilhão de tCO₂ eq, que é 1,5% superior ao que o Brasil emitiu em 2010 (IBÁ, 2020). As plantações de *Eucalyptus*, que representam mais de 70 % das florestas cultivadas no Brasil, se bem manejadas, podem fixar até 50 t ha⁻¹ ano⁻¹ de CO₂ (Gatto et al. 2010). Grande parte do C fixado pela floresta de *Eucalyptus* durante o seu ciclo são armazenados em resíduos não comerciais. Estima-se que os plantios comerciais de *Eucalyptus* produzam em média 30 t ha⁻¹ de produtos não comerciais (Gatto et al. 2010) com a casca representando em torno de 30 % desses resíduos (Hernández et al. 2009). A manutenção desses resíduos na área após a colheita reduz a extração de nutrientes do sistema, tendo em vista que aproximadamente 75% do N, P, K, Ca e Mg acumulado pela floresta de *Eucalyptus* pode não estar armazenado na madeira (Santana et al. 2008).

Além de ser uma fonte de nutrientes para o próximo ciclo de cultivo, nos sistemas florestais o resíduo da colheita é uma das principais fontes de C para formação da MOS. Embora o solo seja um grande reservatório de C, armazenando cerca de 1500 gigatoneladas(gt) de C só no primeiro metro (Jobbágy and Jackson 2000), a taxa de transferência do C dos resíduos orgânicos para o mesmo é pequena, sendo influenciado por diversas características como qualidade e quantidade de resíduo aportado (Almeida et al. 2018), mineralogia do solo (Kaiser et al. 2002; Kaiser and Guggenberger 2000; Keil and Mayer 2014; Leinemann et al. 2018; Souza et al. 2017), temperatura (Burdige 2011; Lutzow et al. 2006; Souza et al. 2016; Yanni et al. 2018), teor de argila (Hassink 1997; Six et al. 2002; Souza et al. 2016) e microbiologia do solo (Mueller et al. 2015). Embora a MOS represente uma pequena fração do solo, é um componente de extrema importância dentro dos sistemas florestais, pois interfere em diversos fatores, tais como: ciclagem de nutrientes, conservação da água, degradação de contaminantes, resistência

a compactação do solo, porosidade, estabilidade de agregados e biodiversidade do solo (Atere et al. 2020; Clarholm et al. 2015; Diagboya et al. 2015; Khan et al. 2016; Murphy, 2015; Quist et al. 2019; Yu et al. 2020), o que justifica a existência de uma correlação positiva entre os teores de MOS e a produtividade da floresta de eucalipto (Menezes, 2005). Assim, fica evidente a necessidade de se investigar como podemos aumentar a transferência do C dos resíduos da colheita para MOS.

A redução da quantidade de resíduos orgânicos que permanece na área após a colheita diminui a quantidade de C derivado do eucalipto nas frações da MOS (Epron et al. 2015). Além da quantidade de resíduos aportados ao solo, é importante observarmos quais resíduos estamos deixando na área. A manutenção da casca do eucalipto na área parece aumentar a decomposição dos demais resíduos da colheita (Souza et al. 2016; Oliveira et al. 2021) enquanto a manutenção de uma serrapilheira rica em componentes facilmente utilizados por micróbios do solo, podem ter menor contribuição para as frações mais estáveis da MOS (Almeida et al. 2018). De fato a remoção de resíduos como casca e galhos, com a manutenção apenas de resíduos mais lábeis como folhas e galhos finos tem se mostrado uma estratégia não assertiva dentro dos sistemas florestais, pois a manutenção de materiais mais recalcitrantes promovem a conservação do C em frações mais estáveis da MOS (Almeida et al. 2018) principalmente em sistemas com maior disponibilidade de N (Demolinari, 2008). Porém a decomposição de resíduos mais lignificados, como casca e galhos, ainda não é bem compreendida (Bradford et al. 2014) principalmente nas florestas de eucalipto.

O papel do N na nutrição das plantas é bem conhecido, porém, no processo de transferência do C dos resíduos para MOS não é completamente compreendido. Os efeitos da adição de N ao sistema sobre a decomposição dos resíduos vegetais são controversos, variando em função do substrato e características locais (Hobbie et al. 2005). Porém, mais importante que entender como a adição de N ao sistema afeta a taxa de decomposição da serrapilheira é importante entendermos como esse fator poderá afetar os estoques de C dos solos florestais. O N ao ser adicionado ao sistema, altera as razões estequiométricas do solo, o que pode afetar as interações microbianas (Chung, Zak, Reich, & Ellsworth, 2007; Gao, Sun, Xing, Mu, & Bai, 2019; Tian et al. 2019), e por consequência influenciar diretamente a taxa de decomposição da MOS (Berg & Matzner, 1997). Porém o efeito da adição de N ao sistema sobre a formação da MOS, assim como para decomposição da serrapilheira, pode ser positivo ou negativo dependendo da qualidade da serrapilheira (Waldrop, Zak, Sinsabaugh, Gallo, & Lauber, 2004) e comunidade

microbiana (Carreiro, 2000), evidenciando a necessidade de estudarmos os efeitos da fertilização com N mineral em diversos manejos de resíduos da colheita.

Para tanto, montamos um experimento em uma área de segundo ciclo de cultivo florestal, avaliando-se as mudanças nos teores de C em diferentes camadas do solo nos primeiros três anos de uma rotação esperada de 7 anos. Os objetivos deste estudo foram avaliar: (1) quantidades de matéria orgânica e nutrientes em resíduos de colheita, (2) efeitos de tratamentos de resíduos de colheita na matéria orgânica, (3) efeitos da fertilização com N mineral na matéria orgânica do solo.

2.0 Material e Métodos

2.1 Área experimental

Avaliamos as mudanças nos teores de C nos primeiros três anos de uma rotação esperada de 7 anos em uma floresta no terceiro ciclo de cultivo. O experimento foi conduzido em um plantio comercial de eucalipto da empresa CENIBRA, localizado em Peçanha 18 ° 37' 16"S e 42 ° 37' 01"O em Minas Gerais, Brasil (Figura 1). A área está localizada em região com estação seca bem definida (maio a setembro), precipitação média de 1.200 mm ano⁻¹, altitude de 940 m acima do nível do mar e temperatura média de 22 ° C. O solo da área de estudo foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo e suas características químicas na época da montagem do experimento estão apresentadas na tabela 1.

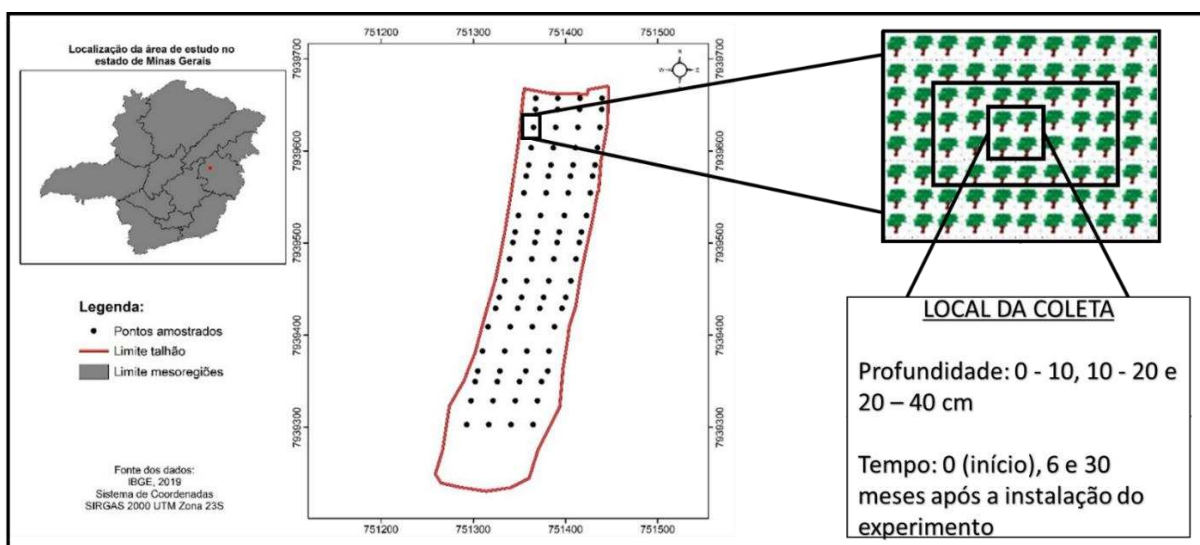


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo e distribuição geográfica dos pontos de coleta dentro da área experimental.

2.2 Montagem do experimento

Neste experimento montou-se 60 unidades experimentais compostas por 64 plantas com espaçamento 3 x 3 m, dispostas em 8 linhas com 8 plantas (4 linhas com 4 plantas como parcela útil). Os tratamentos foram instalados após a colheita da floresta de eucalipto em julho de 2017, obedecendo um delineamento em blocos ao acaso no esquema em faixa 5 x 3 com 4 repetições, sendo: cinco disposições do resíduo de colheita (1-Permanência da serrapilheira + resíduo da colheita inclusive casca na linha de tráfego (CSCRCAL); 2-Permanência da serrapilheira + resíduo da colheita inclusive casca escorando madeira (CSCRCA); 3-Permanência da serrapilheira + resíduo da colheita excluindo casca (CSCR); 4-Permanência da serrapilheira + sem permanência de resíduo da colheita (CSSR); 5-Sem Permanência da serrapilheira + sem permanência de resíduo da colheita (SSSR)) e três adubações (Sem adubação; adubação convencional (50 kg de N ha⁻¹); adubação potencial (100 kg de N ha⁻¹).

Tabela 1. Atributos químicos do solo da área de estudo localizado na região de Virginópolis - MG.

Camada (cm)	¹ pH _{H2O}	² P	² K	Na	³ Ca ²⁺	³ Mg ²⁺	⁴ H+Al
		-----mg dm ⁻³ -----				-----Cmol _c dm ⁻³ -----	
0 - 10	4,71 ± 0,3	5,15 ± 2,2	40,43 ± 9,7	4,80 ± 2,7	1,29 ± 1,6	0,35 ± 0,2	12,46 ± 2,7
10 - 20	4,73 ± 0,3	4,06 ± 3,4	31,28 ± 5,4	4,64 ± 3,0	0,59 ± 0,8	0,21 ± 0,1	10,90 ± 1,8
20 - 40	4,73 ± 0,3	2,13 ± 1,6	19,29 ± 7,2	3,90 ± 2,8	0,20 ± 0,4	0,11 ± 0,1	8,77 ± 1,5

Camada (cm)	⁵ COT	² Cu	² Zn	² Fe	² Mn	P_Rem
	dag kg ⁻¹	-----mg dm ⁻³ -----				
0 - 10	4,41 ± 0,9	1,14 ± 1,0	3,07 ± 2,5	96,16 ± 29,5	6,73 ± 5,0	7,48 ± 1,7
10 - 20	3,14 ± 0,6	0,60 ± 0,4	1,27 ± 0,7	100,89 ± 27,1	4,41 ± 3,7	7,26 ± 1,9
20 - 40	2,20 ± 0,6	0,42 ± 0,5	0,56 ± 0,6	120,24 ± 46,0	2,39 ± 1,8	7,09 ± 1,9

(1) pH (H₂O), relação 1:2,5; (2) Extrator Mehlich⁻¹(HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹); (3) Extrator KCl 1 mol L⁻¹; (4) Extrator SMP; (5) COT: Oxidação com K₂Cr₂O₇ 2 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 5 mol L⁻¹ (EMBRAPA, 2011).

Tabela 2. Quantidade de resíduo produzido pela floresta de eucalipto no momento da colheita e seus respectivos teores de nutrientes e a massa total de nutrientes que permanece na área em função dos diferentes tratamentos de resíduos.

Resíduo	kg ha ⁻¹	N	P	K	Ca	Mg	S
		g kg ⁻¹					
Folha	2930	21,7	1,30	6,29	4,97	2,13	3,04
Galhos secos	5605	1,6	0,06	0,43	0,74	0,14	0,08
Galhos verdes	8153	3,5	0,19	1,73	0,78	0,50	0,12
Casca	20764	3,9	0,68	4,87	20,83	3,39	0,37
Serapilheira	27261	5,9	0,34	0,97	4,18	0,78	0,13
Tratamentos		P	K	Ca	Mg	S	N
		kg ha ⁻¹					
CSCRCAL		13,29	115,73	484,47	41,80	19,87	346,9
CSCRCA		± 0,97	± 5,67	± 69,20	± 1,42	± 1,55	± 5,99
CSCR		8,50	45,51	102,03	19,62	12,12	262,8
		± 0,67	± 2,69	± 16,01	± 1,05	± 1,35	± 6,68
CSSR		3,77	10,37	81,63	10,54	7,37	159,59
		± 0,82	± 1,74	± 19,59	± 2,08	± 1,58	± 9,55

1-Permanência da serrapilheira + resíduo da colheita inclusive casca na linha de tráfego – CSCRCAL e escorando madeira – CSCRCA; 3-Permanência da serrapilheira + resíduo da colheita excluindo casca (CSCR); 4-Permanência da serrapilheira + sem permanência de resíduo da colheita (CSSR); 5- Sem Permanência da serrapilheira + sem permanência de resíduo da colheita (SSSR)).

2.3 Amostragem e análise

A amostragem foi realizada no início do experimento e 30 meses após a sua instalação, coletando-se amostras de solo em triplicata nas camadas de 0 - 10, 10 - 20 e 20 - 40 cm de profundidade na linha e entrelinhas na região central de cada unidade experimental. O material coletado foi transportado para o laboratório de Isótopos Estáveis da Universidade Federal de Viçosa onde foi seco e peneirado (malha de 2 mm).

O carbono orgânico total (COT) em cada amostra foi quantificado por oxidação da matéria orgânica via úmida, empregando-se solução de dicromato de potássio em meio ácido, com fonte externa de calor, (Yeomans and Bremner 1988). Resumidamente, 0,5 g de solo (moído em almofariz de ágata e passado em peneira de 0,2 mm (60 mesh)) passou pelo processo de digestão com 5 mL da solução K₂Cr₂O₇ (0,167 mol L⁻¹) e 7,5 mL de H₂SO₄ P.A. por 30 minutos na temperatura de 170°C em bloco digestor aberto. O conteúdo de cada tubo foi transferido para erlenmeyers de 250 mL, utilizando-se água destilada suficiente para um volume final de cerca de 80 mL. Deixamos a solução esfriar até a temperatura ambiente e adicionamos 0,3 mL da solução indicadora de ferroin e titulamos com a solução de sulfato ferroso amoniacal 0,2 mol L⁻¹. Nesse método assume-se que todo o C do solo é oxidado pela solução de dicromato

($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$), sendo o teor de carbono orgânico em cada amostra calculada com base no volume de sulfato ferroso gasto na titulação dos extratos das amostras com e sem solo.

2.4 Análise estatística

A normalidade da distribuição dos dados e os resíduos foram verificados examinando gráficos de resíduos. Posteriormente, os teores de carbono orgânico total foram submetidos à análise de variância, sendo as médias comparadas pelo teste Tukey ($p < 0,10$). A análise estatística foi realizada por meio do R (versão 4.0.3) e a composição dos gráficos pelo Sigma Plot 11.

3.0 Resultados e Discussão

A análise de variância revelou uma redução significativa ($p < 0001$) do COT com o aumento da profundidade da camada (Figura 2 A), sendo o COT da camada de 0 - 10 cm em média 1,5 a 2 vezes maior que o observado nas camadas de 10 - 20 e 20 - 40 cm, respectivamente. Os maiores teores de C orgânico na camada superficial do solo se deve ao aporte contínuo de material orgânico, proveniente da queda de folhas, galhos, casca e pela maior densidade de raízes finas nessa camada, fato comum em solos em solos com baixo nível de fertilidade, independentemente da cobertura vegetal do solo.

Em relação aos efeitos dos diferentes manejos de resíduos no estoque médio de C orgânico do solo, constatou-se que a interação tempo x profundidade x resíduos foi significativa ($p < 0,10$). Tendo em vista o grande impacto da colheita da floresta e do preparo do solo para o plantio da nova floresta sobre as condições locais, esperávamos que o COT do solo na fase inicial do experimento pudesse ser maior que o observado ao final no experimento (30 meses). Porém, esperávamos que a manutenção dos resíduos da colheita pudesse reduzir a perda de C do solo no estágio inicial de desenvolvimento da floresta, mas isso não foi observado. Observamos uma redução significativa do COT das camadas de 0 - 10 e 10 - 20 cm, após 30 meses de instalação do experimento mesmo nos tratamentos com a permanência de todo resíduo (colheita e serrapilheira).

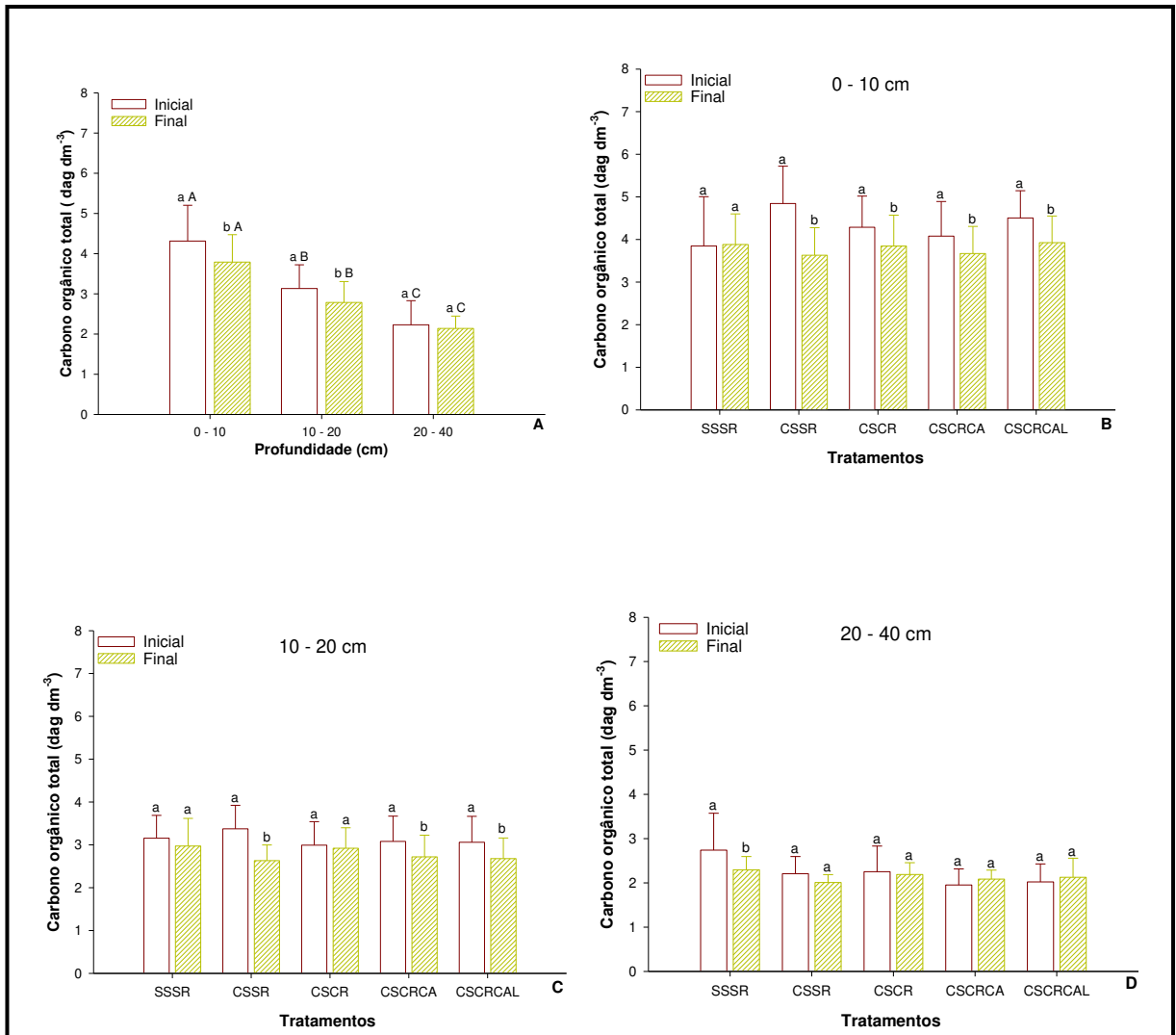


Figura 3. Teor de carbono orgânico total (dag dm^{-3}) nas camadas de 0 - 10, 10 - 20 e 20 - 40 cm de um latossolo cultivado com eucalipto sob diferentes condições de manejo dos resíduos da colheita do ciclo anterior. Onde: Permanência da serrapilheira + resíduo da colheita inclusive casca na linha de tráfego (CSCRCAL); Permanência da serrapilheira + resíduo da colheita inclusive casca escorando madeira (CSCRCA); Permanência da serrapilheira + resíduo da colheita excluindo casca (CSCR); Permanência da serrapilheira + sem permanência de resíduo da colheita (CSSR); Sem Permanência da serrapilheira + sem permanência de resíduo da colheita (SSSR). Médias seguidas de letras minúscula iguais dentro dos tratamentos não diferem entre si pelo teste de Tukey a 10 %. Médias seguidas de letras maiúsculas iguais entre os tratamentos não diferem entre si pelo teste de Tukey a 10 % (A). As barras verticais representam o desvio padrão entre as repetições.

Tabela 2. Esquema da análise de variância considerando o experimento em faixas, mostrando as fontes de variação, número de graus de liberdade (GL), e quadrado médios com seus respectivos indicadores de significância pelo teste F.

Fator	GL	SQ	QM	Fc	Pr > Fc
Bloco	3	1,5122	0,7561	1,640	0,2530
R	4	2,3015	0,5754	1,248	0,3648
Erro 1	12	4,7596	0,4760		
A	2	2,8696	0,9565	4,189	0,0642
Erro 2	6	1,37	0,2283		
A x R	8	8,9537	0,7461	1,805	0,1004
Erro 3	24	9,918779	0,4133		
P	2	211,8258	105,9129	586,811	0,0000
erro 4	6	0,7220	0,1805		
P x R	8	5,1661	0,6458	1,141	0,3894
Erro 5	24	9,0561	0,5660		
P x A	4	1,4711	0,2452	1,185	0,3762
Erro 6	12	2,4820	0,2068		
P x R x A	16	6,5182	0,2716	1,073	0,4059
erro 7	48	12,1496	0,2531		
T	1	8,9119	8,9119	2,469	0,2567
Erro 8	3	7,2192	3,6096		
T x R	4	3,8348	0,9587	1,714	0,2394
Erro 9	12	4,4758	0,5595		
T x A	2	1,5802	0,5267	1,263	0,3683
Erro 10	6	2,5031	0,4172		
T x P	2	3,1385	1,5693	4,954	0,0827
Erro 11	6	1,2670	0,3168		
T x P x A	4	0,9962	0,1660	0,484	0,8080
Erro 12	12	4,1145	0,3429		
T x P x R	8	3,9773	0,4972	2,143	0,0925
Erro 13	24	3,7115	0,2320		
T x A x R	8	6,4861	0,5405	1,410	0,2283
Erro 14	24	9,2013	0,3834		
T x P x A x R	16	6,4673	0,2695	0,840	0,6760
Erro 15	48	32,0424	0,3208		
Total Corrigido	359	363,6177			

Onde. Fator resíduo da colheita – R; Níveis de adubação – A; Tempo – T e Profundidade - P

Na literatura relata-se que a fertilização com N pode aumentar a decomposição de resíduos orgânicos (Ågren et al. 2001; Vestgarden 2001), acelerando principalmente a degradação de materiais no início do processo de decomposição (Berg 2000), por aumentar a eficiência dos decompositores (Ågren et al. 2001). Como a eficiência de uso de C por microrganismos saprófitos aumenta à medida que a relação de C para nutrientes diminui nos substratos (Keiblinger et al. 2010; Koranda et al. 2014; Manzoni et al. 2012) imaginávamos que o enriquecimento do sistema com N poderia promover um acúmulo de COT no solo,

principalmente nos tratamentos com a manutenção dos resíduos orgânicos. Entretanto, ao contrário do esperado, a fertilização com N não promoveu um incremento significativo do teor de COT nos tratamentos com a permanência dos resíduos orgânicos, aumentando somente o COT do tratamento sem nenhum resíduo orgânico. Como mais de 75% do N acumulado pela floresta de *Eucalyptus* pode retornar ao solo a partir da manutenção dos resíduos da colheita na área (Santana et al. 2008), argumentamos que a maior disponibilidade deste nutriente no sistema com a permanência de resíduos orgânicos, poderiam explicar o efeito da fertilização com N mineral apenas nos tratamentos sem a permanência de nenhum resíduo orgânico ($p < 0,10$) (Figura A), tendo em vista que correlações positivas entre a decomposição da serrapilheira e o teor de N no sistema só poderiam ocorrer se este elemento estivesse em concentrações limitantes para a decomposição ou para fatores que influenciam na decomposição (Hobbie 2005).

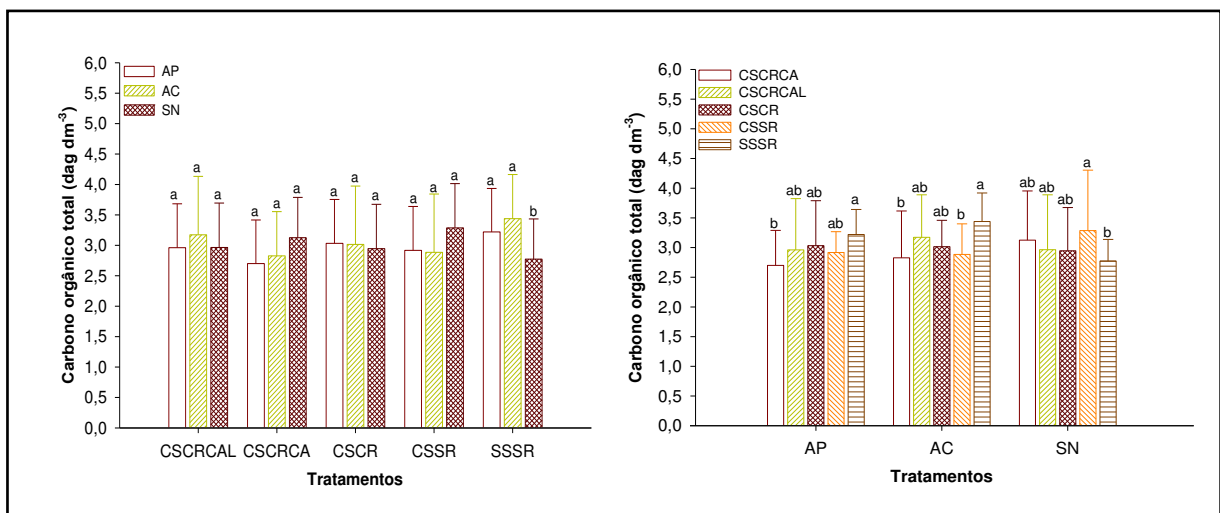


Figura 4. Teor de carbono orgânico total (dag dm^{-3}) em um latossolo cultivado com eucalipto sob diferentes condições de manejo dos resíduos da colheita e níveis de adubação. Onde: Permanência da serrapilheira + resíduo da colheita inclusive casca na linha de tráfego (CSCRCAL); Permanência da serrapilheira + resíduo da colheita inclusive casca escorando madeira (CSCRCA); Permanência da serrapilheira + resíduo da colheita excluindo casca (CSCR); Permanência da serrapilheira + sem permanência de resíduo da colheita (CSSR); Sem Permanência da serrapilheira + sem permanência de resíduo da colheita (SSSR); Sem adubação (SN); SN - Sem adubação; AC - adubação convencional ($50 \text{ kg de N ha}^{-1}$); AP - adubação potencial ($100 \text{ kg de N ha}^{-1}$). Médias seguidas de letras minúscula iguais entre os tratamentos não diferem entre si pelo teste de Tukey a 10 %. As barras verticais representam o desvio padrão entre as repetições.

Entre os vários estudos acerca do efeito da adição de N mineral em sistemas florestais, há um consenso que esta prática melhora o desenvolvimento inicial da floresta de eucalipto (Ferreira et al. 2018; Jesus et al. 2012; Pulito 2009; Santos 2014; Silva 2011). O maior

crescimento da floresta de eucalipto significa um maior volume de raízes no solo (Ferreira et al. 2018), que podem contribuir para o aumento do COT do solo por meio da rizo deposição de compostos orgânicos ou mesmo pela morte de raízes (Chirinda et al. 2012; Farias et al. 2005; Guo et al. 2005; Kong and Six 2010; Kuzyakov et al. 2000; Mrnka et al. 2020). Além disso, o melhor desenvolvimento da floresta representa um maior aporte de folhas e galhos finos, que possuem um tempo de meia vida em torno de 6 meses (Oliveira 2011) e podem ter contribuído para o aumento do COT do solo.

Entretanto, para aumentarmos a taxa de transferência de C da floresta de eucalipto para o solo não basta apenas adicionarmos N ao sistema, tendo em vista que, elevadas doses de N (300-1600 kg ha⁻¹ de N) já foram testadas, mas não alteram o acúmulo de C no solo em solos cultivados por eucalipto (Binkley et al. 2004). Além disso, em estudos realizados por Ferreira et al. (2018), constatou-se que a dose de 48 kg ha⁻¹ de N resultou nos maiores conteúdos de C em diferentes camadas do solo, enquanto a dose de 108 kg ha⁻¹ reduziu o aporte de C a partir da floresta de eucalipto. Desse modo, apesar das respostas da fertilização com N na dinâmica de COT do solo, encontradas aqui ou em outros estudos em sistemas florestais (Binkley et al. 2004; Ferreira et al. 2018; Oliveira 2011; Souza 2012) e não florestal (Brandani 2010), não serem padronizadas argumentamos que são indicativos de que o manejo adequado da fertilização com N aliada ao manejo de resíduos orgânicos pode aumentar os estoques de C do solo.

4.0 Conclusão

Nossos resultados mostram que os teores de C do solo podem ser afetados positivamente pela adição de N mineral no sistema. Porém os efeitos parecem ser influenciados pelo manejo dos resíduos orgânicos. Deste modo, nossos resultados indicam que a fertilização com N mineral em sistemas florestais pode ser utilizada para o aumento do teor de COT do solo, porém as doses devem ser ajustadas em função do manejo de resíduos.

5.0 Referências Bibliográficas

- Ågren GI, Bosatta E, Magill AH (2001) Combining theory and experiment to understand effects of inorganic nitrogen on litter decomposition. *Oecologia* 128: 94-98. doi: 10.1007/s004420100646.
- Almeida LFJ, Hurtarte LCC, Souza IF, Soares EMB, Vergütz L, Silva IR (2018) Soil organic matter formation as affected by eucalypt litter biochemistry — Evidence from an incubation study. *Geoderma* 312: 121-129. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.004>.

- Alovisi AMT, Cassol CJ, Nascimento JS, Soares NB, Silva Junior IR, Silva RS, Silva JAM (2020) Soil factors affecting phosphorus adsorption in soils of the Cerrado, Brazil. *Geoderma Regional* 22: e00298. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00298>.
- Bakker PA, Berendsen RL, Doornbos RF, Wintermans PC, Pieterse CM (2013) The rhizosphere revisited: root microbiomics. *Frontiers in plant science* 4: 165. doi: <https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00165>.
- Barel JM, Kuyper TW, de Boer W, De Deyn GB (2019) Plant presence reduces root and shoot litter decomposition rates of crops and wild relatives. *Plant and Soil* 438: 313-327. doi: <https://doi.org/10.1007/s11104-019-03981-7>.
- Beling RR (2016) *Brasilian Forestry and Timber yearbook*. Editora Gazeta, Santa Cruz.
- Berg B (2000) Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133: 13-22. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00294-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00294-7).
- Binkley D, Kaye J, Barry M, Ryan MG (2004) First-rotation changes in soil carbon and nitrogen in a Eucalyptus plantation in Hawaii. *Soil Science Society of America Journal* 68: 1713-1719. doi: <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1713>.
- Brandani CB (2010) Decomposição de resíduos de eucalipto e efluxo de C-CO₂ em solos em diferentes locais do Brasil.
- Bunn RA, Simpson DT, Bullington LS, Lekberg Y, Janos DP (2019) Revisiting the ‘direct mineral cycling’ hypothesis: arbuscular mycorrhizal fungi colonize leaf litter, but why? *The ISME Journal* 13: 1891-1898. doi: <https://doi.org/10.1038/s41396-019-0403-2>.
- Burdige DJ (2011) Temperature dependence of organic matter remineralization in deeply-buried marine sediments. *Earth and Planetary Science Letters* 311: 396-410. doi: <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2011.09.043>.
- Campos M, Antonangelo JA, Alleoni LRF (2016) Phosphorus sorption index in humid tropical soils. *Soil and Tillage Research* 156: 110-118. doi: <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.09.020>.
- Campos M, Antonangelo JA, van der Zee SEATM, Alleoni LRF (2018) Degree of phosphate saturation in highly weathered tropical soils. *Agricultural Water Management* 206: 135-146. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.05.001>.
- Chen R, Senbayram M, Blagodatsky S, Myachina O, Dittert K, Lin X, Blagodatskaya E, Kuzyakov YJGcb (2014) Soil C and N availability determine the priming effect: microbial N mining and stoichiometric decomposition theories. *Global Change Biology* 20: 2356-2367. doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.12475>.
- Chirinda N, Olesen JE, Porter JR (2012) Root carbon input in organic and inorganic fertilizer-based systems. *Plant and Soil* 359: 321-333. doi: <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1208-5>.

- Coe MT, Costa MH, Soares-Filho BS (2009) The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River–Land surface processes and atmospheric feedbacks. *Journal of hydrology* 369: 165-174. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.043>.
- Cuevas E, Medina E (1988) Nutrient dynamics within amazonian forests. *Oecologia* 76: 222-235. doi: <https://doi-org.ez35.periodicos.capes.gov.br/10.1007/BF00379956>.
- D'Almeida C, Vörösmarty CJ, Hurtt GC, Marengo JA, Dingman SL, Keim BDJJoCAJotRMS (2007) The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society* 27: 633-647. doi: <https://doi.org/10.1002/joc.1475>.
- David JF (2014) The role of litter-feeding macroarthropods in decomposition processes: A reappraisal of common views. *Soil Biology and Biochemistry* 76: 109-118. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.05.009>.
- Davidson EA, de Araújo AC, Artaxo P, Balch JK, Brown IF, C. Bustamante MM, Coe MT, DeFries RS, Keller M, Longo M, Munger JW, Schroeder W, Soares-Filho BS, Souza CM, Wofsy SC (2012) The Amazon basin in transition. *Nature* 481: 321-328. doi: 10.1038/nature10717.
- Dou X, He P, Zhu P, Zhou W (2016) Soil organic carbon dynamics under long-term fertilization in a black soil of China: Evidence from stable C isotopes. *Scientific Reports* 6: 21488. doi: 10.1038/srep21488.
- Du L, Zhu Z, Qi Y, Zou D, Zhang G, Zeng X, Ge T, Wu J, Xiao Z (2020) Effects of different stoichiometric ratios on mineralisation of root exudates and its priming effect in paddy soil. *Science of The Total Environment* 743: 140808. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140808>.
- Epron D, Nouvellon Y, Deleporte P, Ifo S, Kazotti G, Thongo M'Bou A, Mouvondy W, Andre LS, Roupsard O, Jourdan C (2006) Soil carbon balance in a clonal Eucalyptus plantation in Congo: effects of logging on carbon inputs and soil CO₂ efflux. *Global Change Biology* 12: 1021-1031. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01146.x>.
- Fang Y, Singh BP, Cowie A, Wang W, Arachchi MH, Wang H, Tavakkoli E (2019) Balancing nutrient stoichiometry facilitates the fate of wheat residue-carbon in physically defined soil organic matter fractions. *Geoderma* 354: 113883. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113883>.
- FAO (2020) *Global Forest Resources Assessment 2020: Main report.*, Rome.
- Farias EP, Zonta E, Canellas LP, Santos GdA (2005) Aporte de carbono solúvel pelo sistema radicular de arroz e sua influência nos teores de substâncias húmicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo. *Revista brasileira de Ciência do Solo* 29: 875-882. doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000600005>.
- Ferreira GW, Oliveira FC, Silva LO, Souza JLL, Soares E, Araújo EF, Silva IR (2018) Nitrogen alters initial growth, fine-root biomass and soil organic matter properties of a Eucalyptus

- dunnii Maiden plantation in a recently afforested grassland in southern Brazil. *Forests* 9: 62. doi: <https://doi.org/10.3390/f9020062>.
- Ferreira GWD, Soares EMB, Oliveira FCC, Silva IR, Dungait JAJ, Souza IF, Vergütz L (2016) Nutrient release from decomposing Eucalyptus harvest residues following simulated management practices in multiple sites in Brazil. *Forest Ecology and Management* 370: 1-11. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.047>.
- Foster R, Rovira A, Cock T (1983) Ultrastructure of the root-soil interface. American Phytopathological Society.
- Gatto A, Barros NFD, Novais RF, Silva IRd, Leite HG, Leite FP, Villani EMdA (2010) Estoques de carbono no solo e na biomassa em plantações de eucalipto *Revista Brasileira de Ciência do solo* 34: 1069-1080.
- Gregory PJ (2006) Roots, rhizosphere and soil: the route to a better understanding of soil science? *European Journal of Soil Science* 57: 2-12. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00778.x>.
- Guo LB, Halliday MJ, Siakimotu SJM, Gifford RM (2005) Fine root production and litter input: Its effects on soil carbon. *Plant and Soil* 272: 1-10. doi: <https://doi.org/10.1007/s11104-004-3611-z>.
- Hassink J (1997) The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil* 191: 77– 87. doi: 10.1023/a:1004213929699.
- Hawkesford M, Horst W, Kichey T, Lambens H, Schjoerring J, Moller IS, White P (1995) Functions of Macronutrients. In: H Marschner (ed) *Marschner's mineral nutrition of higher plants*. Academic press.
- Hernández J, del Pino A, Hitta M, Lorenzo M (2016) Management of forest harvest residues affects soil nutrient availability during reforestation of *Eucalyptus grandis*. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 105: 141-155. doi: <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9781-2>.
- Hernández J, del Pino A, Salvo L, Arrarte G (2009) Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of a *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. *Forest Ecology and Management* 258: 92-99. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.050>.
- Hobara S, Osono T, Hirose D, Noro K, Hirota M, Benner R (2014) The roles of microorganisms in litter decomposition and soil formation. *Biogeochemistry* 118: 471-486. doi: <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9912-7>.
- Hobbie SEJE (2005) Contrasting effects of substrate and fertilizer nitrogen on the early stages of litter decomposition. *8*: 644-656.
- Hodge A, Fitter AH (2010) Substantial nitrogen acquisition by arbuscular mycorrhizal fungi from organic material has implications for N cycling. *Journal Proceedings of the*

- National Academy of Sciences 107: 13754-13759. doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1005874107>.
- Huo C, Luo Y, Cheng W (2017) Rhizosphere priming effect: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 111: 78-84. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.04.003>.
- IBÁ (2020) Relatório. Indústria brasileira de árvores.
- IBGE (2020) Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura 2019. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística Rio de Janeiro.
- Jesus GLd, Barros NFd, Silva IRd, Neves JCL, Henriques EP, Lima VC, Fernandes LV, Soares EMB (2012) Doses e fontes de nitrogênio na produtividade do eucalipto e nas frações da matéria orgânica em solo da região do cerrado de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 36: 201-214. doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000100021>
- Jobbágy EG, Jackson RB (2000) The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological applications* 10: 423-436.
- José JFBdS, Vargas LK, Bayer C, Lisboa BB, Araújo EFd (2020) Initial Growth and Nutrition of Eucalyptus Under Different Management of Harvest Residues *Floresta e Ambiente* 27. doi: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.016118>
- Kaiser K, Eusterhues K, Rumpel C, Guggenberger G, Kögel-Knabner I (2002) Stabilization of organic matter by soil minerals—investigations of density and particle-size fractions from two acid forest soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165: 451-459.
- Kaiser K, Guggenberger G (2000) The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Organic geochemistry* 31: 711-725.
- Keiblinger KM, Hall EK, Wanek W, Szukics U, Hämmerle I, Ellersdorfer G, Böck S, Strauss J, Sterflinger K, Richter A, Zechmeister-Boltenstern S (2010) The effect of resource quantity and resource stoichiometry on microbial carbon-use-efficiency. *FEMS Microbiology Ecology* 73: 430-440. doi: 10.1111/j.1574-6941.2010.00912.x %J FEMS Microbiology Ecology.
- Keil RG, Mayer LM (2014) Mineral Matrices and Organic Matter. 337-359. doi: 10.1016/b978-0-08-095975-7.01024-x.
- Kirkby CA, Richardson AE, Wade LJ, Conyers M, Kirkegaard JA (2016) Inorganic nutrients increase humification efficiency and C-sequestration in an annually cropped soil. *PLoS One* 11: e0153698. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153698>.
- Kleber M, Eusterhues K, Keiluweit M, Mikutta C, Mikutta R, Nico PS (2015) Chapter One - Mineral–Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. In: DL Sparks (ed) *Advances in Agronomy*. Academic Press.
- Kong AY, Six J (2010) Tracing root vs. residue carbon into soils from conventional and alternative cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* 74: 1201-1210. doi: <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0346>.

- Koranda M, Kaiser C, Fuchslueger L, Kitzler B, Sessitsch A, Zechmeister-Boltenstern S, Richter A (2014) Fungal and bacterial utilization of organic substrates depends on substrate complexity and N availability. *FEMS Microbiology Ecology* 87: 142-152. doi: 10.1111/1574-6941.12214 %J FEMS Microbiology Ecology.
- Kuzyakov Y, Domanski G, Science S (2000) Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition* 163: 421-431. doi: [https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200008\)163:4<421::AID-JPLN421>3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200008)163:4<421::AID-JPLN421>3.0.CO;2-R).
- Kuzyakov Y, Hill PW, Jones DL (2007) Root exudate components change litter decomposition in a simulated rhizosphere depending on temperature. *Plant and Soil* 290: 293-305. doi: <https://doi.org/10.1007/s11104-006-9162-8>.
- LaRowe DE, Van PC (2011) Degradation of natural organic matter: A thermodynamic analysis. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 75: 2030-2042. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gca.2011.01.020>.
- Lawrence D, Vandecar K (2015) Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Climate Change* 5: 27-36. doi: <https://doi.org/10.1038/nclimate2430>.
- Lehmann J, Kleber M (2015) The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528: 60. doi: 10.1038/nature16069.
- Leigh J, Hodge A, Fitter AH (2009) Arbuscular mycorrhizal fungi can transfer substantial amounts of nitrogen to their host plant from organic material. *New Phytologist* 181: 199-207. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02630.x>.
- Leinemann T, Preusser S, Mikutta R, Kalbitz K, Cerli C, Höschel C, Mueller CW, Kandeler E, Guggenberger G (2018) Multiple exchange processes on mineral surfaces control the transport of dissolved organic matter through soil profiles. *Soil Biology and Biochemistry* 118: 79-90. doi: 10.1016/j.soilbio.2017.12.006.
- Li Y, Veen GF, Hol WHG, Vandenbrande S, Hannula SE, ten Hooven FC, Li Q, Liang W, Bezemer TM (2020) 'Home' and 'away' litter decomposition depends on the size fractions of the soil biotic community. *Soil Biology and Biochemistry* 144: 107783. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107783>.
- Lutzow Mv, Kogel-Knabner I, Ekschmitt K, Matzner E, Guggenberger G, Marschner B, Flessa H (2006) Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *European Journal of Soil Science* 57: 426-445. doi: 10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x.
- Mahmood R, Pielke Sr RA, Hubbard KG, Niyogi D, Dirmeyer PA, McAlpine C, Carleton AM, Hale R, Gameda S, Beltrán-Przekurat AJJoc (2014) Land cover changes and their biogeophysical effects on climate. 34: 929-953. doi: <https://doi.org/10.1002/joc.3736>.
- Manzoni S, Taylor P, Richter A, Porporato A, Ågren GI (2012) Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. *New Phytologist* 196: 79-91. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04225.x>.

- Meyer N, Welp G, Rodionov A, Borchard N, Martius C, Amelung W (2018) Nitrogen and phosphorus supply controls soil organic carbon mineralization in tropical topsoil and subsoil. *Soil Biology and Biochemistry* 119: 152-161. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.024>.
- Mrnka L, Koukol O, Hrabal R, Novák F (2020) Interactions of saprotrophic and root symbiotic fungi control the transformation of humic substances and phosphorus in Norway spruce needle litter. *Soil Biology and Biochemistry* 149: 107919. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107919>.
- Mueller KE, Hobbie SE, Chorover J, Reich PB, Eisenhauer N, Castellano MJ, Chadwick OA, Dobies T, Hale CM, Jagodziński AM, Kałucka I, Kieliszewska-Rokicka B, Modrzyński J, Rožen A, Skorupski M, Sobczyk Ł, Stasińska M, Trocha LK, Weiner J, Wierzbicka A, Oleksyn J (2015) Effects of litter traits, soil biota, and soil chemistry on soil carbon stocks at a common garden with 14 tree species. *Biogeochemistry* 123: 313-327. doi: <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0083-6>.
- Nottingham AT, Turner BL, Winter K, Chamberlain PM, Stott A, Tanner EVJ (2013) Root and arbuscular mycorrhizal mycelial interactions with soil microorganisms in lowland tropical forest. *FEMS Microbiology Ecology* 85: 37-50. doi: <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12096>.
- Oliveira FCCd (2011) Interação nitrogênio e resíduo de eucalipto na estabilização do carbono no solo.
- Olson JS (1963) Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322-331. doi: <https://doi.org/10.2307/1932179>.
- Paterson E (2003) Importance of rhizodeposition in the coupling of plant and microbial productivity. *European journal of soil science* 54: 741-750. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1351-0754.2003.0557.x>.
- Poggere GC, Barrón V, Inda AV, Barbosa JZ, Brito ADB, Curi N (2020) Linking phosphorus sorption and magnetic susceptibility in clays and tropical soils. *Soil Research* 58: 430-440. doi: <https://doi.org/10.1071/SR20099>.
- Powers JS, Montgomery RA, Adair EC, Brearley FQ, DeWalt SJ, Castanho CT, Chave J, Deinert E, Ganzhorn JU, Gilbert ME (2009) Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. *Journal of Ecology* 97: 801-811. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01515.x>.
- Pulito AP (2009) Resposta à fertilização nitrogenada e estoque de nitrogênio biodisponível em solos usados para plantações de Eucalyptus. Universidade de São Paulo.
- Ribeiro C, Madeira M, Araújo MC (2002) Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes. *Forest Ecology and Management* 171: 31-41. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00459-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00459-0).

- Saar S, Semchenko M, Barel JM, De Deyn GB (2016) Legume presence reduces the decomposition rate of non-legume roots. *Soil Biology and Biochemistry* 94: 88-93. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.026>.
- Santana RC, Barros NFd, Novais RF, Leite HG, Comerford NB (2008) Alocação de nutrientes em plantios de eucalipto no Brasil *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 32: 2723-2733. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000700016>
- Shi S, Herman DJ, He Z, Pett-Ridge J, Wu L, Zhou J, Firestone MK (2018) Plant roots alter microbial functional genes supporting root litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* 127: 90-99. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.09.013>.
- Silva PHMd (2011) Impactos das doses e do parcelamento da fertilização na produtividade, lixiviação e ciclagem de nutrientes em plantações de eucalipto. Universidade de São Paulo.
- Six J, Conant RT, Paul EA, Paustian K (2002) Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241: 155-176. doi: 10.1023/a:1016125726789.
- Souza IF, Archanjo BS, Hurtarte LCC, Oliveros ME, Gouvea CP, Lidizio LR, Achete CA, Schaefer CER, Silva IR (2017) Al-/Fe-(hydr)oxides–organic carbon associations in Oxisols — From ecosystems to submicron scales. *Catena* 154: 63-72. doi: 10.1016/j.catena.2017.02.017.
- Souza IF, Barros NFd, Silva IRd, Renier RF, Silva LdÁ, Novais RFd (2016) Decomposition of eucalypt harvest residues as affected by management practices, climate and soil properties across southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management* 374: 186-194. doi: 10.1016/j.foreco.2016.05.012.
- Vestgarden LS (2001) Carbon and nitrogen turnover in the early stage of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needle litter decomposition: effects of internal and external nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 465-474. doi: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00187-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00187-5).
- Wang F-C, Fang X-M, Ding Z-Q, Wan S-Z, Chen F-S (2016a) Effects of understory plant root growth into the litter layer on the leaf litter decomposition of two woody species in a subtropical forest. *Forest Ecology and Management* 364: 39-45. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.01.003>.
- Wang W, Wu X, Hu K, Liu J, Tao J (2016b) Understorey fine root mass and morphology in the litter and upper soil layers of three Chinese subtropical forests. *Plant and Soil* 406: 219-230. doi: <https://doi.org/10.1007/s11104-016-2878-1>.
- Yanni SF, Diochon A, Helgason BL, Ellert BH, Gregorich EG (2018) Temperature response of plant residue and soil organic matter decomposition in soil from different depths. *European Journal of Soil Science* 69: 325-335. doi: 10.1111/ejss.12508.
- Yeomans JC, Bremner JM (1988) A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 19: 1467-1476. doi: 10.1080/00103628809368027.

Submitted as original paper to

EUCALYPTUS LIVING ROOTS POSITIVELY AFFECT EUCALYPT HARVEST RESIDUES DECOMPOSITION RATE

Highlights

- ✓ Interaction of root growth and litter decomposition was *in situ* studied in eucalyptus forest.
- ✓ The living roots of eucalyptus affected positively the decomposition of harvest residues.
- ✓ The effect of living roots in nutrients release rates decreased in the order: P > Ca > S > N > Mg > K.
- ✓ Bark enhance the fine root biomass in soil surface at later stages in decomposition process.
- ✓ The type soil had little influence on decomposition rate of eucalypt harvest residues.
- ✓ The Ca release rate was greater in low soil fertility with presence of roots.

Abstract

Decomposition of eucalyptus harvest residues is an important process in forests systems and can be affected by plant roots. In spite litter decomposition had been extensively investigating in forest systems, the effects of eucalyptus plants roots in this process they are unknown. Due to, we studied the effect of the presence of eucalyptus roots in decomposition rate of eucalyptus harvest residues and macronutrient release from them. The experiment was executed simulated harvest residue management practices under field conditions. The experimental design includes: two types of litter (with or without bark); two soil (S₁ and S₂) and two conditions (with or without root growth restriction) organized in a randomized block design, with four replications. After the experiment set up, residues were sampled five times and their remaining mass and contents of Ca, Mg, N, P, K and S were determined. We used the litters remaining mass and nutrient concentration in them to fit the single exponential decay model ($X = X_0e^{-kt}$) and calculate half-life time ($hl = \ln(2)/k$) of litter and each nutrient. The presence of bark increased the initial amount of all nutrients ($p < 0.05$), Ca being the most strongly increased nutrient. Was observed that the total removal of the litter decreased fine root biomass in topsoil, while bark removal significant effected of fine roots biomass only at later stages in decomposition process. The living roots of eucalyptus decreased the half-life time litter by 17.5% by the end of the 30 months study. The half-life time of all nutrients but K were positively correlated with half-life time of litter and negatively with roots biomass present in layer 0 - 1 cm depth of the system. The half-life time of K, Ca and Mg were higher in the

presence of bark than in their absence. There was significant effect of soil only in Ca release rate, with half-life time Ca being lower in the treatment with soil S₁ than soil S₂. Our results show that eucalypt living roots positively act on litter decomposition, and that intensity this effect could change with soil nutrients availability. In spite presence of the eucalyptus bark had increased nutrients initial content, as well as fine root biomass at later stages in decomposition process, their effects on half-life time of litter showed negligible.

Resumo

A decomposição dos resíduos da colheita do eucalipto é um processo importante nos sistemas florestais e pode ser afetada pelas raízes das plantas. Apesar da decomposição da serrapilheira ter sido extensivamente investigada em sistemas florestais, os efeitos das raízes das plantas de eucalipto neste processo são desconhecidos. Devido a isso, estudou-se o efeito da presença de raízes de eucalipto na taxa de decomposição dos resíduos da colheita do eucalipto e na liberação de macronutrientes. O experimento foi executado simulando práticas de manejo de resíduos de colheita em condições de campo. O delineamento experimental inclui: dois tipos de cama (com ou sem casca); dois solos (S₁ e S₂) e duas condições (com ou sem restrição radicular) organizados em delineamento de blocos ao acaso, com quatro repetições. Após a montagem do experimento, os resíduos foram amostrados cinco vezes e sua massa restante e os teores de Ca, Mg, N, P, K e S foram determinados. Usamos a massa remanescente da serrapilheira e a concentração de nutrientes nela para ajustar o modelo de decaimento exponencial único ($X = X_0 e^{-kt}$) e calcular o tempo de meia-vida ($hl = \ln(2)/k$) da serrapilheira e de cada nutriente. A presença da casca aumentou a quantidade inicial de todos os nutrientes ($p < 0,05$), sendo o Ca o nutriente mais fortemente aumentado. Observou-se que a remoção total da serrapilheira diminuiu a biomassa de raízes finas no solo, enquanto a remoção da casca afetou significativamente a biomassa de raízes finas apenas em estágios posteriores do processo de decomposição. As raízes vivas do eucalipto diminuíram o tempo de meia-vida da serrapilheira em 17,5% ao final dos 30 meses de estudo. O tempo de meia-vida de todos os nutrientes, exceto K, correlacionou-se positivamente com o tempo de meia-vida da serrapilheira e negativamente com a biomassa radicular presente na camada 0 - 1 cm de profundidade. O tempo de meia-vida de K, Ca e Mg foram maiores na presença de casca do que na ausência delas. Houve efeito significativo do solo apenas na taxa de liberação de Ca, sendo o tempo de meia-vida do Ca menor no tratamento com solo S₁ do que com solo S₂. Nossos resultados mostram que as raízes vivas do eucalipto atuam positivamente na decomposição da serrapilheira, e que a intensidade desse efeito pode mudar com a disponibilidade de nutrientes no solo. Apesar da presença da

casca do eucalipto ter aumentado o teor inicial de nutrientes, bem como a biomassa das raízes finas em fases posteriores do processo de decomposição, seus efeitos sobre o tempo de meia-vida da serrapilheira mostraram-se desprezíveis.

1.0 Introduction

Eucalyptus plantations are distributed in more than 15 states in Brazil, cover almost 6 million hectares (Beling 2016). With an average productivity of $35 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, eucalypt forest is the main source of wood in the country, that can be used in producing wood, cellulose, paper, and bioenergy feedstock (IBÁ 2020). It estimates that commercial plantations of *Eucalyptus* in Brazil yield, average, 30 t ha^{-1} of residues at harvesting (Gatto et al. 2010), that more than 30 % of this residue can be bark (Hernández et al. 2009). It is important to maintain these components in the field, as approximately 75% of N, P, K, Ca and Mg accumulated by eucalyptus can be in other components of the aerial part of the tree, and not in the wood (Santana et al. 2008).

Harvest residues decomposition is an essential process in *Eucalyptus* plantations, as it releases nutrients for plant growth (José et al. 2020). Although several studies suggest that presence of growing plants can influence the breakdown of organic materials (Huo et al. 2017), effect of *Eucalyptus* roots on litter decomposition are usually neglected. The positive effects of roots in decomposition process are attributed mainly rhizodeposits as a labile energy-source for microorganisms (Chen et al. 2014), which could increase of microbial biomass and enzyme activity soil in presence of living roots (Kuzyakov et al. 2007; Nottingham et al. 2013; Subke et al. 2004; Wang et al. 2016a). On the other hand, the negative effects living roots on decomposition usually is related decrease of soil moisture from evapotranspiration of plants (Shi et al. 2018), competition for nutrients with saprotrophic community (Barel et al. 2019) with negative effects of roots for litter with low N- and P-concentrations (Saar et al. 2016). Nevertheless, negative effects of roots were also found in systems were not competing for mineral N, which can be justified by preferential use of root exudates by saprotrophic community (Saar et al. 2016; Shi et al. 2018). These studies indicate that roots effects on decomposing litter could vary with litter quality and characteristics soil, showing the needs we evaluate effect of eucalyptus roots systematically combining these factors.

Management practices that are common in *Eucalyptus* plantations can affect on harvest residues decomposition and nutrient release from them. The de-bark in field is common practice in many forests systems, in addition decrease nutrient amount exported from forest system, can enhance litter decomposition (Ferreira et al. 2016; Souza et al. 2016). However, it is unclear the

why bark positive effect on decomposition process of harvest residues. The greater amount residues and nutrients that remains in system, when bark is kept, can enhance roots growth in litter (Sayer et al. 2006), which could justify positive effect of bark on residues decomposition process.

Given this scenario, we set up an experimental inside a eucalypt forest, simulating harvest residue management practices, aiming at understanding the role of eucalypt roots on litter decomposition process under different conditions. In this study, we evaluated the litters remaining mass and nutrient concentration in them at different times to fit the single exponential decay model ($X = X_0e^{-kt}$) and calculate half-life time ($hl = \ln(2)/k$) of litter and each nutrient. Treatments were applied based on following hypotheses: (i) The roots of eucalyptus plant stimulate the litter decomposition (ii) The greater nutrients content in litter with presence of bark enhance roots growth in surface layer of soil, which could enhance litter decomposition.

2.0 Methods

2.1 Experiment set up

The experiment was conducted in eucalyptus commercial plantation of the company CENIBRA company located in Peçanha 18°37'16''S and 42°37'01''O in Minas Gerais state, Brazil, over the course of thirty months. The area is located in region with well-defined dry season (May to September), average rainfall of 1,000 mm year⁻¹, altitude of 940 m above sea level and, an average temperature of 22 °C.

The effect of plant presence on litter decomposition was tested by incubating litters in experimental units (EU) that allow or disallow entry of living roots. Our EU were composed of PVC tubes (25 x 10 cm of height and diameter) introduced 20 cm into soil at 40 cm from the stem of eucalyptus plants (Figure 1). On the wall of half the tubes 12 lateral accesses (5 cm holes) were done to allow entry of living roots. In addition, on the wall of all tubes lateral accesses (2 cm holes) were done, that after installation of EU were flush with soil surface, allowing fauna and water movement. This type of experimental unit could minimize some problems found in litterbag studies, such as fauna exclusion and possible loss of tiny fragments (Powers et al. 2009; Shorohova and Kapitsa 2014).

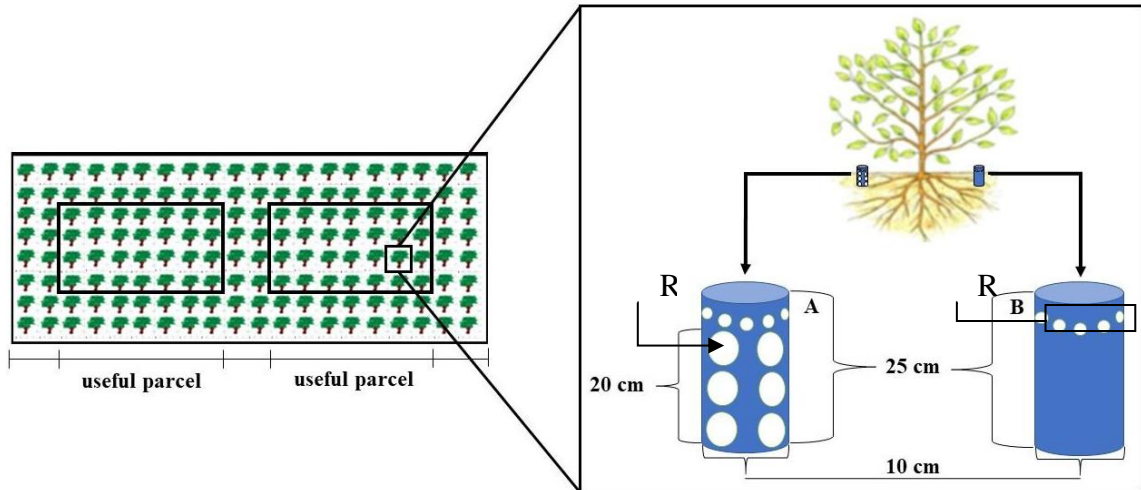


Figure 1. Schematic diagram of the pot experiment design installed in eucalyptus forest. For a given Eucalyptus plant inside experimental plot, there were tubes (EU) without root growth restriction (A) and with root growth restriction (B). In each tube contained same soil and litter type. lateral accesses for fauna and water movement (R1) and roots (R2).

The tubes were fill up to a height of 20 cm with fresh soil (S_1 and S_2) sieved in 2 mm mesh (Table 1). The S_1 and S_2 soils were collected up to 20 cm depth from pasture cultivated areas in Cantagalo ($18^\circ 35' 36''S$ and $42^\circ 39' 10''O$) and Bom Jesus do Galho ($19^\circ 35' 13'' S$ and $42^\circ 27' 21''O$) in Minas Gerais State, respectively. The bulk density of the soil in EU (around 1 g cm^3) has was similar to the soil density of the experimental area.

Table 1. Physical and chemical characteristics of soils used in experiments.

Soil	Clay	Sand	Silt	C	N	P	K	Ca	Mg
	-----dag kg ⁻¹ -----				--mg dm ⁻³ --			cmol _c dm ⁻³	
S_1	69.46	29.17	1.37	1.79	0.14	0.09	29.64	0.21	0.09
S_2	69.57	29.76	0.67	2.61	0.19	0.05	30.46	2.33	0.72
Soil	Cu	Mn	Zn	Fe	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	SiO ₂	Kr ⁽¹⁾	Ki ⁽²⁾
	-----mg dm ⁻³ -----				-----g kg ⁻¹ -----				
S_1	0.32	27.81	1.45	161.63	143.63	143.55	47.94	0.44	0.57
S_2	0.77	2.33	0.46	335.00	197.39	177.31	155.25	0.89	1.34

S_1 and S_2 soils collected in Cantagalo and Bom Jesus do Galho, Minas Gerais State, Brazil, respectively. ⁽¹⁾ Kr: molecular relation $[1,7 \times \text{SiO}_2 / (\text{Al}_2\text{O}_3 + (0,64 \times \text{Fe}_2\text{O}_3))]$, $\text{Kr} \leq 0,75$ oxidic soil and $\text{Kr} \geq 0,75$ kaolinitic soil; ⁽²⁾ Ki: molecular relation $1,7 \times \text{SiO}_2 / \text{Al}_2\text{O}_3$.

Influence of eucalyptus plant presence on decomposition of eucalyptus harvest residues was tested in systems with removal (-B) or maintenance (B) of eucalyptus bark in the area. The residues used in our experiment (leaves, branches, barks and litter) were collected from randomly selected four eucalyptus plants inside experimental area before harvest of the forest. These residues were dried at 50°C in a forced draft oven, chopped into pieces varying from 1 to 5 cm (leaves were left uncut). The amount of leaves, branches, barks, and plant litter added to each EU (Table 2) was calculated from the quantification of the residues that remained per

unit area after the eucalyptus forest harvesting. After addition of the residues, EU was closed with a net of 1 x 1 cm avoid external material input after its installation in field. The experimental design thus included two conditions (with or without root growth restriction), two type soil (S₁ and S₂) and two types of litter (B or -B), and was replicated 4 times, resulting 128 EU installed in the eucalyptus forest in 4 randomised blocks.

Table 2. Amount of each residue component (dry matter) inputted in experimental unit (EU) and their chemical characteristics. Total amount inputted correspond to 43.9 and 64.7 t ha⁻¹, without and with bark, respectively.

Tissue	g EU ⁻¹	C	N	P	K	Ca	Mg	S
		g kg ⁻¹						
Leaves	2.3	440.4	21.7	1.30	6.29	4.97	2.13	3.04
Branches	4.4	455.0	1.6	0.06	0.43	0.74	0.14	0.08
Green Branches	6.4	450.9	3.5	0.19	1.73	0.78	0.50	0.12
Bark	16.3	426.6	3.9	0.68	4.87	20.83	3.39	0.37
Litter	21.4	441.5	5.9	0.34	0.97	4.18	0.78	0.13

2.2 Sampling and analysis

The residues were sampled five times during decomposition (0, 5, 13, 20 and 30 months). At each sampling time, four replications for each treatment (totaling 32 EU) were collected, sealed and transported to the lab. Residues were separated from soil, dried at 50 °C until constant weight, and weighted to determination the remaining dry matter. After weighted, samples were and ground (<0.85 mm) to determination of nutrients total content.

Content of macronutrients were determined using wet chemical digestion of samples, with utilization of external standards were used to ensure the quality of analysis. Briefly, 0.5 g of residues were weighted and digested with nitroperchloric (4:1) acid solution. Extracts were diluted to 25 mL with deionized water. Afterward, the contents of P, K, Ca, Mg and S were determined by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-OES). N content was determined by Kjeldahl distillation, after mineralization with a mixture of catalysts (CuSO₄ and K₂SO₄) and H₂SO₄. For each experimental unit, total amount of each element was obtained by multiplying its content by the remaining weight at each sampling time.

The remaining mass of residues and nutrient amount at each sampling time were used to fit the single exponential decay model (Olson 1963):

$$f_{\text{rem}} = X_0 e^{-kt}$$

Where: f_{rem} = remaining amount; X_0 = initial amount; k = release and decomposition rate; t = time, in months. The exponential model allowed us to estimate the time required to lose 50%, i.e. half-life time (yr), of mass (Mhl) and nutrients (Nhl), through the following equation:

$$hl = \ln(2) / k$$

After removal of residues of the EU, we collected the roots presents in the layer of 0 – 1 cm depth. These roots were separated from soil, washed and dried at 50°C to determination of them mass.

2.3 Statistical analysis

The normality of data distribution and residuals were checked by examining residual plots. Afterward, the litter and nutrient half-life time and roots biomass in layers were compared by using analysis of variance (ANOVA). The Turkey's multiple range was used to test differences between treatments. The minimum significance level for the estimated parameters was set at $p < 0.1$, and we performed the statistical analysis using R (version 4.0.3) and the graphs were composed using Sigma Plot 11.

3.0 Results

The presence of bark increased the initial amount of all nutrients ($p < 0.05$), Ca being the most strongly increased nutrient, around 3.1- fold (Figure 2 and Table 2). In addition, calcium showed the highest average half-life time among nutrients, around 2-fold higher than harvest residues (Figure 4). Contrary to our expectation, the presence of bark did not affect on decomposition of harvest residues (Table 3), and interestingly, increased the half-life time of K, Ca and Mg, while half-life of P, S and N were not affected by presence its (Figure 4).

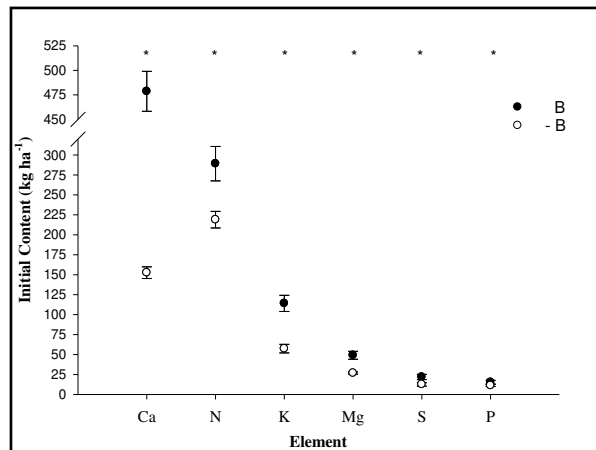


Figure 2. Nutrients initial content in litter (kg ha^{-1}) with bark (B) and without bark (-B). Vertical bars represent standard deviation among repetitions; *indicate significant effects ($p < 0.05$).

Harvest residues were significantly more decomposed in with-root EU than in no-root (Table 3), with presence of eucalyptus roots decreasing the half-life time of litter by 17.5% by the end of the 30 months study (Figure 3 B). The presence of eucalyptus roots decreased the half-life time of all nutrients, exception K, being half-life time of P the most strongly decreased, around of 30 % (Figure 4). The soil type had little or no effect on decomposition of harvest residues

and nutrient release dynamics from them. There was significant effect of soil only in Ca release rate, with half-life time Ca being lower in the treatment with soil S₁ than soil S₂ (Figure 4).

Table 3. Effects of soil, eucalyptus roots and bark on half-life time (hl) of mass and nutrients of decomposing harvest residues.

Source	P _{hl}	K _{hl}	Mg _{hl}	Ca _{hl}	S _{hl}	N _{hl}	Mass _{hl}
Bark (B)	0.3138	0.0490	0.0302	0.0057	0.1907	0.4828	0.5632
Soil (S)	0.2014	0.7823	0.7416	0.0108	0.5013	0.8099	0.5203
Root ®	0.0003	0.3407	<i>0.0547</i>	0.0014	0.0249	0.0085	0.0081
S x R	0.0011	<i>0.0612</i>	0.9765	<i>0.0923</i>	0.8801	0.4041	0.5794
B x S	0.3398	0.6223	0.837	0.0012	0.7144	0.7727	0.9422
B x R	0.6238	0.2979	0.7467	0.0491	0.0498	0.8697	0.702
B x S x R	0.8982	0.8042	0.858	0.0171	0.8857	0.8635	0.8804

Bold *p*-values highlight $p < 0.05$; Italic highlight $0.05 < p < 0.10$.

We observed that at first 13 months of experimentation root biomass in topsoil was lower in treatment without litter than with litter, there being not significant differences root biomass between treatments with or without bark (Figure 3 A). However, in all subsequent sampling, there were significantly more root biomass in topsoil of treatment with bark than in others treatments, there being not significant difference of root biomass between treatments no-bark or total removal of litter.

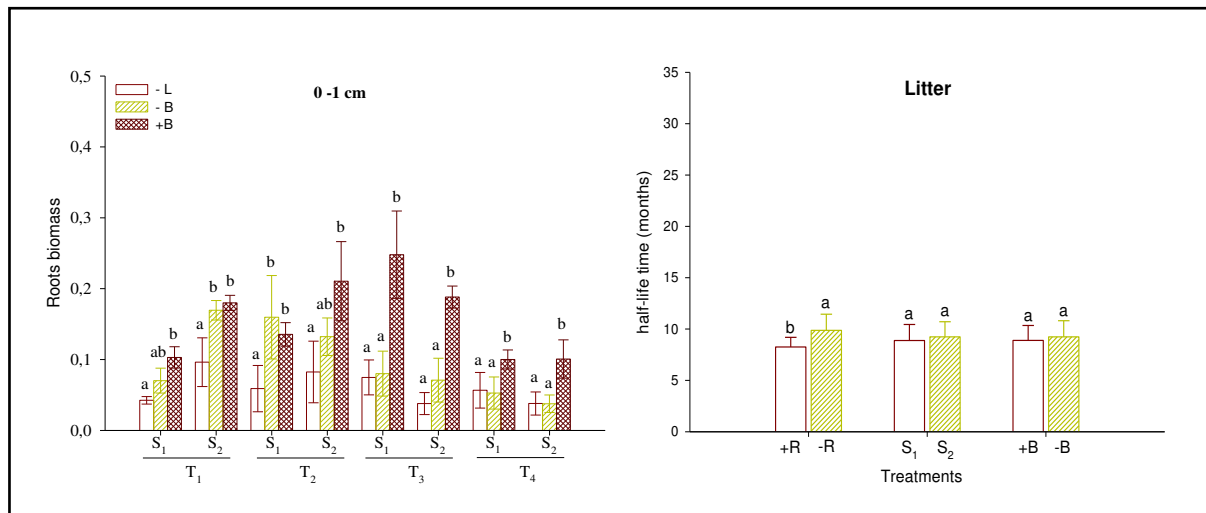


Figure 3. Root biomass in the soil layers of 0-1 cm depth (A) and average half-life time (months) of harvest residues of eucalyptus (B): 6 (T₁) and 13 (T₂), 20 (T₃) and 30 (T₄) months after installation of experimental units; soil from Ipaba (S₁); soil from Virginópolis (S₂); presence of bark (+B); absence of bark (-B); without root growth restriction (+R); with root growth restriction (-R); Vertical bars represent standard deviation among repetitions. Column with different letters are statistically different (Turkey's test, $p < 0.10$)

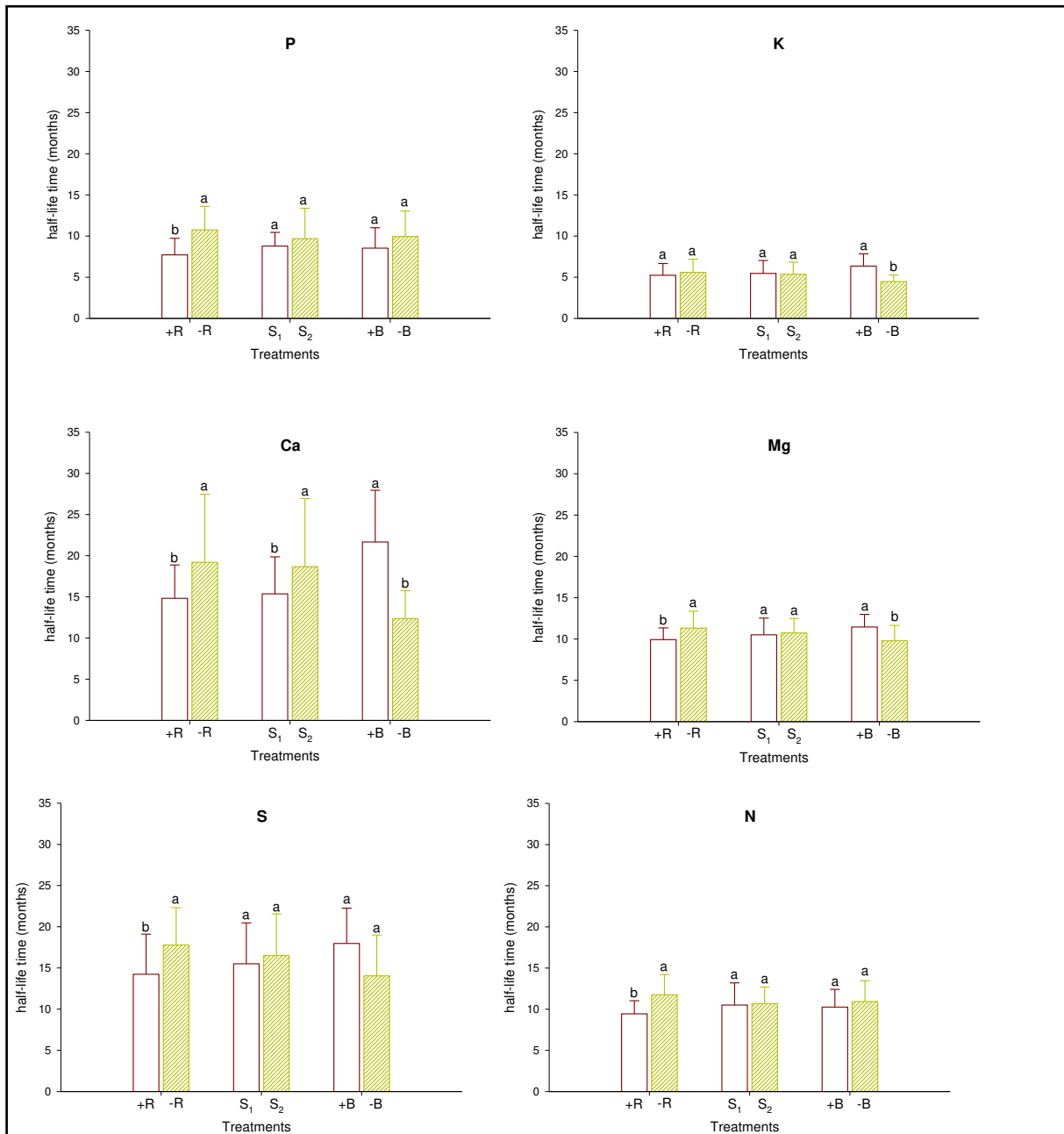


Figure 4. Average half-life time (months) of P, K, Ca, Mg, S and N from harvest residues of eucalyptus in systems with: presence of bark (+B); absence of bark (-B); without root growth restriction (+R); with root growth restriction (-R); Soil from Ipaba (S₁); Soil from Virginópolis (S₂); Vertical bars represent standard deviation among repetitions. Column with different letters are statistically different (Turkey's test, $p < 0.10$)

The elemental ratios were highly altered during decomposition of harvest residues, being C:N, C:P and C:Ca ratios much narrower, while C:S, N:S, Ca:S and Ca:Mg wider at the end of experiment. However, we expected that presence of fine roots alters the stoichiometric ratio in the remaining litter, but it was not observed. Nevertheless, there were significant effect of bark in some elemental ratios (Table 4).

Table 4. Effects of soil, eucalyptus roots and bark on element ratios at after 30 months of decomposing harvest residues.

Source	C:N	C:P	C:Ca	C:Mg	C:S	N:P	N:K	N:S	Ca:S	Ca:Mg
Bark (B)	0.644	0.247	0.000	0.031	0.030	0.947	0.264	0.008	0.021	0.042
Soil (S)	0.382	0.896	0.798	0.275	0.285	0.256	0.523	0.115	0.157	0.162
Root (R)	0.636	0.219	0.649	0.731	0.894	0.458	0.861	0.732	0.626	0.411
S x R	0.427	0.897	0.464	0.770	0.960	0.382	0.919	0.570	0.222	0.209
B x S	0.127	0.283	0.124	0.593	0.736	<i>0.078</i>	0.175	0.244	0.167	0.411
B x R	0.609	0.456	<i>0.091</i>	0.484	0.441	0.946	0.514	0.272	0.675	0.821
B x S x R	0.380	<i>0.072</i>	<i>0.096</i>	0.547	0.446	0.946	0.861	0.979	0.199	0.209

Bold *p-values* highlight $p < 0.05$; Italic highlight $0.05 < p < 0.10$.

4.0 Discussion

Contents for nutrients found in the different tissues of plants as well as amount litter used in this study are in agreement with reported in the literature for eucalypt harvest residues (Ferreira et al. 2016; Hernández et al. 2009; Santana et al. 2008). Further, were seen inside EU the presence of macroarthropods that playing an important role in litter decomposition (David 2014). These observations leads us to believe there was inside EU an environment match with natural environment of forest areas.

The half-life time nutrient as well as litter observed in this study were smaller than observed in others studies in eucalyptus plantations (Ferreira et al. 2016; Hernández et al. 2016; Hernández et al. 2009; Santana et al. 2008). It is assumed that this may be due to the greater fractionation of our litter (1 - 5 cm) and, consequently, greater surface area exposed to decomposition factors. Nevertheless, same with lower half-life time of litter and nutrients, the dynamic of release and immobilization of nutrients followed the pattern that have been relating in literature, as expressive immobilization of Ca, greatest K release rate, low correlation between the K release rate with other factors (Ferreira et al. 2016; Hernández et al. 2016).

The increase of the fine root biomass in layer of 0 - 1 cm depth with maintenance of the harvest residues can be seen as a strategy of eucalyptus plants to maximize nutrient acquisition. This strategy is not only used by eucalyptus plants, in view that similar results had been observed in studies with others species in subtropical forest (Wang et al. 2016b) and tropical forest (Sayer et al. 2006). However, we expected that already in the first evaluations the fine roots biomass was greater in litter with bark than without its, due to greater amount of nutrient and residues in system with maintenance of bark (Table 2), but it was not observed. As increase fine root biomass in surface soil is a plant response to a more readily available nutrient source

rather (Sayer et al. 2006), it is plausible to hypothesize that the low decomposition rate of eucalypt bark (Epron et al. 2006; Hernández et al. 2009; Shorohova and Kapitsa 2014) can justify the significant effect of bark in root biomass in topsoil only at later stages in decomposition process.

The smaller half-life time of litter in the presence of living roots than in their absence, corroborate results observed in studies realized in subtropical and tropical forests (Cuevas and Medina 1988; Nottingham et al. 2013; Wang et al. 2016a). The positive effect these living roots in litter decomposition as well as positive effect of bark in fine root biomass at later stages in decomposition process, can justify in part, the positive effect of eucalyptus bark in decomposition process of harvest residues in eucalyptus forest (Ferreira et al. 2016). The decrease of the half-life time of litter at 17.5% in the presence of eucalyptus roots, after 30 months of experiment, interestingly is much similar did observe in a study at 29 months with pitch pine (*Pinus rigida*) (Zhu and Ehrenfeld, 1996). However, effect of roots in half-life time of nutrients were greater than litter, which suggest a nutrient direct acquisition from litter by eucalyptus roots.

The effects of living roots on nutrients release showed up non-uniform for all nutrients, as already were expected. However, we hypothesized that the effect of roots in nutrients release, would be dependent on the amount of each nutrient accumulated by eucalyptus plants, but it was not observed. The intensity of the reduction in the half-life of nutrients in the presence of eucalyptus roots decreasing order was $P > Ca > S > N > Mg > K$, while average amount usually accumulated by these plants in decreasing order is $Ca > N > K > Mg > S > P$. The great P direct acquisition by eucalyptus roots from litter, can explain, in part, the success of these plants in highly weathered tropical soils, that admittedly there are low availability of P, due to their great sorption capacity P (Alovisi et al. 2020; Campos et al. 2016; Campos et al. 2018; Poggere et al. 2020).

The no effect of living roots in K release rate can be justified by K great solubility in litter (Schreeg et al. 2013) due to lack of incorporation of this element into organic structures (Hawkesford et al. 1995). On the other hand, only 4 % of total Ca in litters are soluble (Schreeg et al. 2013), which justify the great immobilization of Ca during the litter decomposition (Cuevas and Medina 1988; Ferreira et al. 2016; Hernández et al. 2016; Ribeiro et al. 2002). Therefore, it is plausible to hypothesize that, Ca removal from litter by microbes demand high amount energy, in this context, root exudates, especially simple sugars such as glucose, can be a source important of energy to saprophyte communities directly involved in this process, justifying, in

part, the expressive effect of living root of eucalyptus in Ca release. In addition, eucalyptus accumulate great amount of Ca in its biomass, mainly in bark (Ferreira et al. 2016; Gatto et al. 2010; Vergutz et al. 2012), and due to it needs to be extremely efficient in the acquisition process of Ca, mainly, in low availability environment its, as highly weathered tropical soils, which can also explain this result.

The half-life time of Ca smaller in the treatment with soil S₁ than soil S₂, cannot be attributed the fine roots biomass in each soil, as there was not significant difference (Figure 4). It presumes that, this result could be explained in part by lower availability of Ca in soil S₁ than S₂, which can indicate an increase of efficiency of eucalyptus plant in Ca acquisition from litter in function of its availability in soil. Therefore, these results would suggest the adaptive ability of Eucalyptus to extract Ca from poor soil. Changes in the biomass and morphology of fine roots (Wang et al. 2016b), as well as the association of roots with microorganisms (Bunn et al. 2019; Gregory 2006; Hodge and Fitter 2010; Leigh et al. 2009; Paterson 2003) have been suggested as strategies used by plants to maximize nutrient acquisition from the litter and soil. Indeed, the visual examination of the living roots revealed that roots in soil surface and under litter of the treatments with soil S₁ were more associated with fungal agglomerations than S₂. In addition, we observed that roots were more easily separated in soil S₂ than S₁, due to great amount of very fine root in soil S₁. It is plausible to hypothesize the effect these factors on the Ca release rate, in view that, microorganisms play crucial role in litter decomposition (Hobara et al. 2014; Li et al. 2020; Singh et al. 2020), and rhizosphere area, which is the region of higher microbial activity in soil (Bakker et al. 2013; Foster et al. 1983), is directly proportional the fine root biomass.

The nutrients are not only fundamental to plant growth but also serve as crucial components of SOM. The availability of nutrients as well as stoichiometric ratios significantly affect the turnover and mineralisation of organic compounds in soil (Du et al. 2020; Meyer et al. 2018; Su et al. 2019). Further, the greater amount of nutrients in system can also increase the transfer of residue-C to soil organic matter (Dou et al. 2016; Fang et al. 2019; Kirkby et al. 2016). Therefore, the bark effect on stoichiometric ratios of litter raises a question: Could maintenance of eucalyptus bark in field be used as strategy for increases of transfer rate of residue-C to soil organic matter in eucalyptus forest. That hypothesize should be study in futures tests, as increase of C stocks in soil forest is extremely important for the sustainability of these systems.

5.0 Conclusions

Our results provide that living roots of eucalypt enhance decomposition of harvest residue and nutrients release from them. Nevertheless, the significant effect of soil in Ca release is indicative that intensity of these effects is greater in low fertility soils than great fertility one, suggesting eucalyptus plants seems to change their nutrients removal efficiency from litter with soil nutrients availability. In spite presence of the eucalyptus barks had increased nutrients initial content, as well as fine root biomass at later stages in decomposition process, their effects on half-life time of litter showed negligible.

6.0 References

- Alovisi, A.M.T. et al. 2020. Soil factors affecting phosphorus adsorption in soils of the Cerrado, Brazil. *Geoderma Regional*, 22, e00298.
- Bakker, P.A., Berendsen, R.L., Doornbos, R.F., Wintermans, P.C., Pieterse, C.M., 2013. The rhizosphere revisited: root microbiomics. *Frontiers in plant science*, 4, 165.
- Barel, J.M., Kuyper, T.W., de Boer, W., De Deyn, G.B., 2019. Plant presence reduces root and shoot litter decomposition rates of crops and wild relatives. *Plant and Soil*, 438, 313-327.
- Beling, R.R., 2016. *Brasilian Forestry and Timber yearbook*. Editora Gazeta, Santa Cruz.
- Bunn, R.A., Simpson, D.T., Bullington, L.S., Lekberg, Y., Janos, D.P., 2019. Revisiting the ‘direct mineral cycling’ hypothesis: arbuscular mycorrhizal fungi colonize leaf litter, but why? *The ISME Journal*, 13, 1891-1898.
- Campos, M., Antonangelo, J.A., Alleoni, L.R.F., 2016. Phosphorus sorption index in humid tropical soils. *Soil and Tillage Research*, 156, 110-118.
- Campos, M., Antonangelo, J.A., van der Zee, S.E.A.T.M., Alleoni, L.R.F., 2018. Degree of phosphate saturation in highly weathered tropical soils. *Agricultural Water Management*, 206, 135-146.
- Chen, R. et al. 2014. Soil C and N availability determine the priming effect: microbial N mining and stoichiometric decomposition theories. *Global Change Biology*, 20, 2356-2367.
- Cuevas, E., Medina, E., 1988. Nutrient dynamics within amazonian forests. *Oecologia*, 76, 222-235.
- David, J.F., 2014. The role of litter-feeding macroarthropods in decomposition processes: A reappraisal of common views. *Soil Biology and Biochemistry*, 76, 109-118.
- Dou, X., He, P., Zhu, P., Zhou, W., 2016. Soil organic carbon dynamics under long-term fertilization in a black soil of China: Evidence from stable C isotopes. *Scientific Reports*, 6, 21488.

- Du, L. et al. 2020. Effects of different stoichiometric ratios on mineralisation of root exudates and its priming effect in paddy soil. *Science of The Total Environment*, 743, 140808.
- Epron, D. et al. 2006. Soil carbon balance in a clonal Eucalyptus plantation in Congo: effects of logging on carbon inputs and soil CO₂ efflux. *Global Change Biology*, 12, 1021-1031.
- Fang, Y. et al. 2019. Balancing nutrient stoichiometry facilitates the fate of wheat residue-carbon in physically defined soil organic matter fractions. *Geoderma*, 354, 113883.
- Ferreira, G.W.D. et al. 2016. Nutrient release from decomposing Eucalyptus harvest residues following simulated management practices in multiple sites in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 370, 1-11.
- Foster, R., Rovira, A., Cock, T., 1983. Ultrastructure of the root-soil interface. *American Phytopathological Society*.
- Gatto, A. et al. 2010. Estoques de carbono no solo e na biomassa em plantações de eucalipto. *Revista Brasileira de Ciência do solo* 34, 1069-1080.
- Gregory, P.J., 2006. Roots, rhizosphere and soil: the route to a better understanding of soil science? *European Journal of Soil Science*, 57, 2-12.
- Hawkesford, M. et al. 1995. Functions of Macronutrients. in: Marschner, H. (Ed.), *Marschner's mineral nutrition of higher plants*. Academic press, pp. 645.
- Hernández, J., del Pino, A., Hitta, M., Lorenzo, M., 2016. Management of forest harvest residues affects soil nutrient availability during reforestation of *Eucalyptus grandis*. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 105, 141-155.
- Hernández, J., del Pino, A., Salvo, L., Arrarte, G., 2009. Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of a *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. *Forest Ecology and Management*, 258, 92-99.
- Hobara, S. et al. 2014. The roles of microorganisms in litter decomposition and soil formation. *Biogeochemistry*, 118, 471-486.
- Hodge, A., Fitter, A.H., 2010. Substantial nitrogen acquisition by arbuscular mycorrhizal fungi from organic material has implications for N cycling. *Journal Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107, 13754-13759.
- Huo, C., Luo, Y., Cheng, W., 2017. Rhizosphere priming effect: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 111, 78-84.
- IBÁ, 2017. Relatório. Indústria brasileira de árvores.
- José, J.F.B.d.S., Vargas, L.K., Bayer, C., Lisboa, B.B., Araújo, E.F.d., 2020. Initial growth and nutrition of eucalyptus under different management of harvest residues florets e environment, 27.

- Kirkby, C.A., Richardson, A.E., Wade, L.J., Conyers, M., Kirkegaard, J.A., 2016. Inorganic nutrients increase humification efficiency and C-sequestration in an annually cropped soil. *PLoS One*, 11, e0153698.
- Kuzyakov, Y., Hill, P.W., Jones, D.L., 2007. Root exudate components change litter decomposition in a simulated rhizosphere depending on temperature. *Plant and Soil*, 290, 293-305.
- Leigh, J., Hodge, A., Fitter, A.H., 2009. Arbuscular mycorrhizal fungi can transfer substantial amounts of nitrogen to their host plant from organic material. *New Phytologist*, 181, 199-207.
- Li, Y. et al. 2020. 'Home' and 'away' litter decomposition depends on the size fractions of the soil biotic community. *Soil Biology and Biochemistry*, 144, 107783.
- Meyer, N. et al. 2018. Nitrogen and phosphorus supply controls soil organic carbon mineralization in tropical topsoil and subsoil. *Soil Biology and Biochemistry*, 119, 152-161.
- Nottingham, A.T. et al. 2013. Root and arbuscular mycorrhizal mycelial interactions with soil microorganisms in lowland tropical forest. *FEMS Microbiology Ecology*, 85, 37-50.
- Olson, J.S., 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44, 322-331.
- Paterson, E., 2003. Importance of rhizodeposition in the coupling of plant and microbial productivity. *European journal of soil science*, 54, 741-750.
- Poggere, G.C. et al. 2020. Linking phosphorus sorption and magnetic susceptibility in clays and tropical soils. *Soil Research*, 58, 430-440.
- Powers, J.S. et al. 2009. Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. *Journal of Ecology*, 97, 801-811.
- Ribeiro, C., Madeira, M., Araújo, M.C., 2002. Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes. *Forest Ecology and Management*, 171, 31-41.
- Saar, S., Semchenko, M., Barel, J.M., De Deyn, G.B., 2016. Legume presence reduces the decomposition rate of non-legume roots. *Soil Biology and Biochemistry*, 94, 88-93.
- Santana, R.C., Barros, N.F.d., Novais, R.F., Leite, H.G., Comerford, N.B., 2008. Alocação de nutrientes em plantios de eucalipto no Brasil *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32, 2723-2733.
- Sayer, E.J., Tanner, E.V.J., Cheesman, A.W., 2006. Increased Litterfall Changes Fine Root Distribution in a Moist Tropical Forest. *Plant and Soil*, 281, 5-13.
- Schreeg, L.A., Mack, M.C., Turner, B.L., 2013. Nutrient-specific solubility patterns of leaf litter across 41 lowland tropical woody species. *Ecology* 94, 94-105.

- Shi, S. et al. 2018. Plant roots alter microbial functional genes supporting root litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 127, 90-99.
- Shorohova, E., Kapitsa, E., 2014. Mineralization and fragmentation rates of bark attached to logs in a northern boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 315, 185-190.
- Singh, A., Kumar, M., Saxena, A.K., 2020. Role of Microorganisms in Regulating Carbon Cycle in Tropical and Subtropical Soils, *Carbon Management in Tropical and Sub-Tropical Terrestrial Systems*. Springer, pp. 249-263.
- Souza, I.F. et al. 2016. Decomposition of eucalypt harvest residues as affected by management practices, climate and soil properties across southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 374, 186-194.
- Su, L. et al. 2019. Soil and fine roots ecological stoichiometry in different vegetation restoration stages in a karst area, southwest China. *Journal of Environmental Management*, 252, 109694.
- Subke, J.-A. et al. 2004. Feedback interactions between needle litter decomposition and rhizosphere activity. *Oecologia*, 139, 551-559.
- Vergutz, L., Manzoni, S., Porporato, A., Novais, R.F., Jackson, R.B., 2012. Global resorption efficiencies and concentrations of carbon and nutrients in leaves of terrestrial plants. *Ecological Monographs*, 82, 205-220.
- Wang, F.-C., Fang, X.-M., Ding, Z.-Q., Wan, S.-Z., Chen, F.-S., 2016a. Effects of understory plant root growth into the litter layer on the leaf litter decomposition of two woody species in a subtropical forest. *Forest Ecology and Management*, 364, 39-45.
- Wang, W., Wu, X., Hu, K., Liu, J., Tao, J., 2016b. Understorey fine root mass and morphology in the litter and upper soil layers of three Chinese subtropical forests. *Plant and Soil*, 406, 219-230.
- Zhu, W., Ehrenfeld, J.G., 1996. The effects of mycorrhizal roots on litter decomposition, soil biota, and nutrients in a spodosolic soil. *Plant and Soil*, 179, 109-118.