

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”  
FACULDADE DE ENGENHARIA  
CÂMPUS DE ILHA SOLTEIRA**

**KARLA NASCIMENTO SENA**

**SISTEMAS DE MANEJO DO RESÍDUO DA COLHEITA DO EUCALIPTO E SUA  
INFLUÊNCIA SOBRE PROPRIEDADES DO SOLO E PRODUTIVIDADE DE  
MADEIRA**

Ilha Solteira

2021

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**KARLA NASCIMENTO SENA**

**SISTEMAS DE MANEJO DO RESÍDUO DA COLHEITA DO EUCALIPTO E SUA  
INFLUÊNCIA SOBRE PROPRIEDADES DO SOLO E PRODUTIVIDADE DE  
MADEIRA**

Tese apresentada à Faculdade de Engenharia de  
Ilha Solteira – UNESP como parte dos requisitos  
para obtenção do título de Doutora em Agronomia,  
Especialidade Sistemas de Produção.

Kátia Luciene Maltoni  
**Orientadora**

Engil Isadora Pujol Pereira Mikita  
**Coorientadora**

FICHA CATALOGRÁFICA  
Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

S474s Sena, Karla Nascimento.  
Sistemas de manejo do resíduo da colheita do eucalipto e sua influência sobre propriedades do solo e produtividade de madeira / Karla Nascimento Sena. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2021  
162 f. : il.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Produção Vegetal, 2021

Orientador: Katia Luciene Maltoni  
Coorientador: Engil Isadora Pujol Pereira Mikita  
Inclui bibliografia

1. Fitomassa residual de colheita. 2. Solos arenosos. 3. Qualidade do solo. 4. Atividade enzimática. 5. Carbono do solo. 6. Análise de equações estruturais.

**CERTIFICADO DE APROVAÇÃO**

TÍTULO DA TESE: Sistemas de manejo do resíduo da colheita do eucalipto e sua influência sobre propriedades do solo e produtividade de madeira.

**AUTORA: KARLA NASCIMENTO SENA**

**ORIENTADORA: KÁTIA LUCIENE MALTONI**

**COORIENTADORA: ENGIL ISADORA PUJOL PEREIRA**

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em AGRONOMIA, área: Sistemas de Produção pela Comissão Examinadora:

Prof.ª Dr.ª KÁTIA LUCIENE MALTONI (Participação Virtual)

Departamento de Fitossanidade Engenharia Rural e Solos / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP



Prof.ª Dr.ª ANA MARIA RODRIGUES CASSIOLATO (Participação Virtual)

Departamento de Fitossanidade, Engenharia Rural e Solos / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP

Prof. Dr. MARCELO ANDREOTTI (Participação Virtual)

Departamento de Fitossanidade, Engenharia Rural e Solos / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP

Prof. Dr. ELTON GEAN ARAUJO (Participação Virtual)

Departamento de Matemática / Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS

Profa. Dra. PATRÍCIA ANJOS BITTENCOURT BARRETO-GARCIA (Participação Virtual)

Departamento de Engenharia Agrícola e Solos / Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - UESB

Ilha Solteira, 02 de dezembro de 2021

A minha grande família, por serem o pilar de todas minhas realizações,  
**Ofereço.**

Aos meus pais e avós,  
que por meio do amor e apoio,  
ensinaram a importância do estudo,

**Dedico.**

## AGRADECIMENTOS

À Deus, por guiar os meus passos e iluminar minha vida, na qual sem sua graça jamais teria conseguido chegar até aqui.

À Prof<sup>ª</sup> Dra. Kátia Luciene Maltoni, a quem muito admiro pela competência profissional e como ser humano, pela orientação, compartilhar conhecimento e suporte para meu crescimento profissional. Muito agradecida pelo ombro amigo, incentivo e compreensão. Minha eterna mestra.

À Prof<sup>ª</sup> Dra. Engil Isadora Pujol Pereira Mikita, pela coorientação, apoio, amizade, oportunidade profissional e realização de um sonho.

Aos amigos que conheci e que reencontrei durante esta etapa, em especial Maria Júlia Betiolo Troleis, Thaís Soto Boni, Anne Caroline Rocha, Viviane Cristina Modesto, Thalita Vicente das Neves, Mariana Cristina Barbosa, Giseli da Rocha Lima, Márcia Cristina de Brito Kuratany, Bruna Oliveira Marques da Costa, Lilly Victoria Elliot, Denise Cantu, Yvette Garcia, Lorena Longoria e Cynthia Harrys pelo companheirismo e ajuda imensurável, vocês foram primordiais para que eu chegasse até aqui.

Aos professores do programa de Pós-Graduação, em Agronomia, que tive o prazer de conhecer e muito contribuíram para minha formação.

À Eldorado Brasil Celulose S.A. e equipe de pesquisa florestal, agradeço a oportunidade, o apoio e o suporte dado durante a condução dos experimentos no campo, em especial os funcionários Fernando José Alcântara, João Leonardo Bellotte, Sharlles Dias e Vinícius Evangelista, que se tornaram companheiros nesta jornada.

Aos técnicos dos laboratórios de Fertilidade do solo, Nutrição de Plantas e Pedologia pelo auxílio nas análises realizadas, em especial os funcionários Carlos Araújo da Silva (Carlinhos), Marcelo Rinaldi da Silva e Diego Gonçalves Feitosa.

Ao Eduardo De Pieri Prando, pelo amor incondicional, acompanhado de companheirismo, apoio e muita paciência.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pela bolsa de estudos no Brasil e exterior e todo apoio financeiro. O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) – Processo número 17/14049-2, e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

À Faculdade de Engenharia-UNESP, Campus de Ilha Solteira, e à University of Texas Rio Grande Valley onde desenvolvi os trabalhos de pesquisa.

A todos, que direta ou indiretamente contribuíram com meu aprendizado em mais esta etapa.

*“Não desista nas primeiras tentativas. A persistência é amiga da conquista”.*

Bill Gates

## RESUMO

O carbono orgânico (CO) introduzido nos solos, em sua maior parte via matéria orgânica, tem papel relevante em várias propriedades do mesmo e destacada importância, ainda mais em solos arenosos. Nestes, o aporte de material orgânico é necessário para garantir a sustentabilidade dos sistemas de produção. Este trabalho teve por objetivo verificar as alterações nos teores de CO, a influência deste sobre algumas propriedades químicas, físicas e microbiológicas do solo e da produção de madeira aos 3 anos, em função da fitomassa residual da colheita do eucalipto em áreas de plantio comercial, no leste do Mato Grosso do Sul. O estudo foi realizado em uma área comercial de *Eucalyptus urograndis* (clone E13) no município de Água Clara (MS), Brasil, em solo classificado como Neossolo quartzarênico. A área em análise foi submetida a colheita do eucalipto de primeiro ciclo em junho de 2017, usando o sistema *cut-to-length*. Após 120 dias (setembro de 2017), as parcelas foram preparadas para simular os sistemas de manejo de colheita (SMC): CTL= *cut to length* - manutenção de todos os resíduos na área; BA= *bare* - retirada de todos os resíduos, instalação de sombrite®, sem adubação de cobertura; BL= *bare litter* - retirada de todos os resíduos com entrada de serapilheira; TL= *tree length* - retirada da casca e manutenção dos demais resíduos; BLF= *bare litter* com fertilização - retirada de todos os resíduos, instalação de sombrite®, com adubação de cobertura. Os estudos de campo foram conduzidos em delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC), com 4 repetições. Após 90 dias do estabelecimento dos SMC e antes do plantio do eucalipto, em dezembro de 2017, amostras indeformadas de solo foram coletadas nas profundidades de 0,00-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m para determinações de estabilidade de agregados, densidade do solo (Ds), macro (Macro) e microporosidade (Micro), porosidade total (PT), teores de carbono orgânico total (COT) e cálculo do estoque de carbono (EstC), os dois últimos continuaram nas profundidades de 0,20-0,40, 0,40-0,60, 0,60-0,80 e 0,80-1,00 m. A resistência mecânica à penetração do solo (RP) foi determinada até 0,40 m em intervalos de 0,10 m. O teor de carbono foi avaliado nos agregados da camada de 0,00-0,05 m após tamisamento úmido com diâmetro de 2000, 1000, 250 e 53  $\mu\text{m}$ . As amostras de solo foram coletadas nas camadas de 0,00-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60, 0,60-0,80 e 0,80-1,00 m para análises das propriedades químicas (P, MO, pH, K, Ca, Mg, H+Al, Al e S). *Litter bags* foram utilizados para avaliar a decomposição dos resíduos de colheita, durante um período de 36 meses após a colheita de eucalipto, com intervalos de coleta a cada 4 meses. Carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal do solo (RBS), atividades das enzimas  $\beta$ -glucosidase (BGlu), fosfatase ácida (P-ase), arilsulfatase (Aril-S), enzimas totais (FDA) e cálculo dos quocientes metabólico ( $q\text{CO}_2$ ) e microbiano ( $q\text{Mic}$ ) foram avaliados na camada de 0,00-0,10 m. Amostras

indeformadas de solo foram coletadas na camada de 0,00-0,10 m em agosto de 2019, para o fracionamento dos agregados considerando três classes de diâmetro dos agregados (macroagregados grandes - MaG: 2000 - 4000  $\mu\text{m}$ , macroagregados médios - MaM: 250 - 2000  $\mu\text{m}$  e microagregados - MiP: 0 - 250  $\mu\text{m}$ ) para análise do CBM, RBS,  $q\text{CO}_2$ ,  $q\text{Mic}$ , COT, nitrogênio total (NT), atividades enzimáticas (FDA e Bglu) e carbono ativo. Após 3 anos do plantio foram avaliadas as propriedades químicas do solo nas mesmas camadas estratificadas até 1 m, microbiológicas e enzimáticas na camada de 0,00-0,10 m e estimada a produtividade da madeira em casca. A curto prazo, a manutenção de resíduos florestais teve efeitos positivos sobre COT e RP em relação aos SMC. O sistema de manejo da colheita CTL proporcionou menor redução no COT, maior macroporosidade (0,00-0,05 m), agregados com mais carbono e menor resistência mecânica à penetração do solo. A atividade microbiológica foi mais eficiente onde os resíduos da colheita foram mantidos sobre o solo. A colheita no sistema CTL fornece maior quantidade de fitomassa e de N, P, K, Ca e C, tendo a maior decomposição dos resíduos ocorrido nos 6 meses iniciais. A remoção da casca (TL) reduz a quantidade de Ca e N, e aumenta o tempo de decomposição dos resíduos de colheita do eucalipto sobre o solo. Os SMC de eucalipto, aos 21 meses, promoveram mudanças nas propriedades do solo CBM,  $q\text{CO}_2$ ,  $q\text{Mic}$ , COT, NT, Bglu e carbono ativo, sendo os agregados de diâmetro 2000-4000  $\mu\text{m}$  a fração mais sensível aos sistemas de manejo, evidenciado na maior atividade microbiológica, enzimática e retenção de nutrientes no solo. A manutenção, parcial e total dos resíduos de colheita do eucalipto, propiciaram melhores condições no solo demonstrados no CBM, NT, COT e atividade enzimática (Bglu e FDA). Após 3 anos do plantio do eucalipto, os SMC promoveram mudanças positivas nas propriedades químicas, microbiológicas e enzimáticas do solo, sendo a camada de 0,00-0,20 m a mais influenciada para as propriedades químicas. A manutenção de fitomassa residual total de colheita do eucalipto aumenta as bases do solo (Ca e V%), reduz a acidez (Al e m%) e melhora a atividade microbiológica (RBS e  $q\text{CO}_2$ ). A permanência da fitomassa residual parcial reduz a disponibilidade dos nutrientes do solo e atividade da P-ase. O impedimento da entrada de serapilheira do ciclo atual aumentou a atividade enzimática da Bglu. A fitomassa residual e serapilheira atual são responsáveis por maior produção de madeira de eucalipto aos 3 anos. A análise de equações estruturais apresentou ajuste adequado para compreender a relação entre os SMC, fertilidade do solo até 1m e produção de madeira aos 3 anos, de forma simultânea.

**Palavras-chave:** Fitomassa Residual de Colheita. Solos Arenosos. Qualidade do Solo. Atividade enzimática. Carbono do solo. Análise de equações estruturais.

## ABSTRACT

Organic carbon (OC) introduced in soils, mainly through organic matter, has a relevant role in various soil properties and more in sandy soils. In these soils, the input of organic material is necessary to ensure the sustainability of production systems. This study aimed to investigate the changes in total organic carbon content and its effect on chemical, physical and microbial soil properties, of the residual phytomass of harvest and yield wood at 3 years, in commercial eucalyptus plantation areas after the harvest of eucalyptus. The study was performed in December 2017 in a *Eucalyptus urograndis* (clone E13) commercial plantation, in the municipality of Água Clara, Mato Grosso do Sul State, Brazil, classified as a sandy-textured Neossolo quartzarênico. The study was harvest occurred at the beginning of June 2017, according to the cut-to-length system. After 120 days (September, 2017) the plots were prepared to simulate the three different harvest management systems (HMS): CTL= cut-to-length – all phytomass maintained in the área; BA= bare – removal all of the residual phytomass, the installation of sombrite® protective netting to impede deposition of plant biomass and without supplementary fertilization; BL= bare litter– removal all of the residual phytomass; TL= tree-length– removal of the bark and maintaining the residual phytomass were maintained in the area; BLF= bare litter with fertilization – removal all of the residual phytomass, the installation of sombrite® protective netting to impede deposition of plant biomass and with supplementary fertilization. Field studies were conducted in a completely randomized experimental design, with four replications. After 90 days of HMS implantation and before plantation, in December of 2017, undisturbed soil samples were taken from the 0.00-0.05, 0.05-0.10 and 0.10-0.20 m layers for determinations of aggregate stability, soil bulk density (BD), macroporosity (Macro), microporosity (Micro), total porosity (TP) and total organic carbon (TOC); and for calculation of carbon stock (CS). TOC and CS continued down into the 0.20-0.40, 0.40-0.60, 0.60-0.80, and 0.80-1.00 m layers. Soil mechanical penetration resistance (PR) was determined to the 0.40 m depth in 0.10 m intervals. Carbon content was evaluated in the aggregates of the 0.00-0.05 m layer after wet sieving in 2000, 1000, 250 and 53 µm diameter sieves. Soil samples were taken at depth 0.00-0.10, 0.10-0.20, 0.20-0.40, 0.40-0.60, 0.60-0.80 e 0.80-1.00 m for chemical properties analysis (P, MO, pH, K, Ca, Mg, H+Al, Al and S). Litter bags were used to assess decomposition over a period of 36 months. Biological activities were assessed through microbial biomass carbon (MBC), basal respiration of soil (BRS);  $\beta$ -glycosidase (BGlu), acid phosphatase (P-ase), arylsulfatase (Aryl-S), total enzymatic activity (FDA) and calculation of metabolic ( $q\text{CO}_2$ ) and microbial ( $q\text{Mic}$ ) quotients were

determined in the 0.00-0.10 m layer. Intact cores were obtained on each HMS and sieved to obtain large, macro and micro aggregates, 4000-2000, 2000-250 and 250-0.00  $\mu\text{m}$ , respectively of the aggregates was performed considering three classes of aggregate diameter (large macroaggregates - MaG: 2000-4000  $\mu\text{m}$ , medium macroaggregates - MaM: 250-2000  $\mu\text{m}$  and microaggregates - MiP: 0-250  $\mu\text{m}$ ) to analyze MBC, BRS,  $q\text{CO}_2$  and  $q\text{Mic}$ , TOC and NT, FDA,  $\beta\text{Glu}$  and active carbon. After 3 years of planting, chemical properties at 1m, microbiological and enzymatic properties in the 0.00-0.10 m layer were evaluated and wood yield was estimated. In the short term, the maintenance of residual phytomass on the soil surface can positively impact TOC and PR compared to others HMS; in the CTL HMS provides maintenance of TOC, with greater Macro (0.00-0.05 m); maintain the harvest residual phytomass on the surface became the microbial activity efficiently. Harvesting in CTL provides greater amount of phytomass and greater amount of N, P, K, Ca and C, with the greatest decomposition of residues occurring in the initial 6 months; removing the bark reduces the amount of Ca and N and increases the decomposition time. The eucalyptus HMS promoted changes in soil properties MBC,  $q\text{CO}_2$ ,  $q\text{Mic}$ , COT, NT,  $\beta\text{Glu}$  and active carbon, with aggregates of diameter 2000 to 4000  $\mu\text{m}$  being the most sensitive fraction to management systems, evidenced in greater microbiological, enzymatic and nutrient retention in the soil. HMS promoted changes in soil properties MBC,  $q\text{CO}_2$ ,  $q\text{Mic}$ , COT, NT,  $\beta\text{-gGlu}$  and active carbon, where aggregates of diameter 2000 to 4000  $\mu\text{m}$  were most sensitive fraction to management systems, pointed of higher microbiological, enzymatic and nutrient retention in the soil. The phytomass maintenance, partial and total, provided better soil conditions pointed in MBC, NT, TOC, enzymatic activity ( $\beta\text{-Glu}$  and FDA). After 3 years of eucalyptus planting, HMS promoted changes in the chemical, microbiological and enzymatic properties of the soil, with the 0.00-0.20 layer, where the most influenced by chemical properties; the maintenance of total residual phytomass from the harvest benefits and increases soil bases (Ca and V), reduces acidity (Al and m) and improves microbiological activity (RBS and  $q\text{CO}_2$ ). Keep just part of residual phytomass reduces the availability of soil nutrients and phosphatase enzyme activity. Avoid the currently litter from entering the current cycle increased  $\beta\text{Glu}$  activity; the residual phytomass and current litter are responsible for greater yield of eucalyptus wood at 3 years of age. The structural equation analysis showed adequate adjustment to comprehension the relationship between HMS, soil fertility at 1m and yield at 3 years, simultaneously.

**Keywords:** Harvest Residual Phytomass. Sandy Soils. Soil Quality. Enzyme Activities. Structural Equation Model.

### Lista de abreviações

AEE	Análise de equações estruturais
Al	Alumínio
ALT	Altura da árvore
Aril-S	Arilsulfatase
AVE	Variâncias médias extraídas
BA	<i>Bare</i>
BGlu	B-glucosidase
BL	<i>Bare litter</i>
BLF	<i>Bare litter</i> com fertilização
C	Carbono
C:N	Relação carbono nitrogênio
Ca	Cálcio
CBM	Carbono da biomassa microbiana
CC	Confiabilidade composta
CE	Colinearidade estatística
CMD	Camadas
CO	Carbono orgânico
COT	Carbono orgânico total
CTC	Capacidade de troca catiônica
CTL	<i>Cut-to-length</i>
CV	Coefficiente de variação
DiAg	Diâmetro de agregado
DIC	Delineamento inteiramente casualizado
Ds	Densidade do solo
EDX	Análise de energia dispersiva de raio-X
EstC	Estoque de carbono
FDA	Enzimas totais
fFERT	Fator fertilidade
fPROD	Fator produção
fSMC	Fator Sistemas de manejo de resíduos de colheita
H+Al	Acidez potencial
IBÁ	Indústria brasileira de árvores

$k$	Constante de decomposição
K	Potássio
m	Saturação por alumínio
Macro	Macroporosidade
MaG	Macroagregados grandes
MaM	Macroagregados médios
MEV	Microscópio eletrônico de varredura
Mf	Massa final
Mg	Magnésio
Mi	Massa inicial
Micro	Microporosidade
MiP	Microagregados
MO	Matéria orgânica
MS	Mato Grosso do Sul
NT	Nitrogênio total
P	Fósforo
P-ase	Fosfatase ácida
PAP	Perímetro à altura do peito
PLS	<i>Partial least square</i>
PMI	Perda de massa por ignição
PT	Porosidade total
$qCO_2$	Quociente metabólico
$qMic$	Quociente microbiano
$r^2$	Coefficiente de determinação
RBS	Respiração basal do solo
RP	Resistência mecânica à penetração
RVR	Resíduo vegetal remanescente
S	Enxofre
SB	Soma de bases
SMC	Sistemas de manejo do resíduo da colheita
$t^{1/2}$	Tempo de meia vida
TAV	Tempo de avaliação
TFSA	Terra fina seca ao ar

TL	<i>Tree-length</i>
UTRGV	University of Texas Rio Grande Valley
V	Saturação por bases
VL	Variável latente
VM	Volume médio de madeira

## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	21
1.1	HIPÓTESES:.....	22
1.2	OBJETIVOS:.....	23
2	<b>REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	24
2.1	Histórico dos plantios de Eucalyptus no Brasil.....	24
2.1	SISTEMAS DE COLHEITA E MANEJO DE RESÍDUOS DE EUCALIPTO.....	24
2.2	EFEITO DO MANEJO DE RESÍDUOS DE EUCALIPTO EM PROPRIEDADES DO SOLO	26
2.3	ANÁLISE DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS (AEE) E SUA INTER-RELAÇÃO COM PROPRIEDADES DO SOLO .....	29
3	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	32
3.1	Descrição da área experimental.....	32
3.2	Caracterização inicial do solo .....	32
3.3	Delineamento experimental .....	34
3.4	REFERÊNCIAS .....	38
4	<b>SISTEMAS DE MANEJO DOS RESÍDUOS DA COLHEITA FLORESTAL E SUA RELAÇÃO COM PROPRIEDADES FÍSICAS E CARBONO ORGÂNICO EM SOLO ARENOSO</b> .....	42
4.1	INTRODUÇÃO.....	43
4.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	45
4.3	RESULTADOS .....	49
4.4	DISCUSSÃO .....	56
4.5	CONCLUSÃO.....	60
4.6	REFERÊNCIAS .....	60
4.7	APÊNDICE 1.....	65

<b>5</b>	<b>INTER RELAÇÕES ENTRE PROPRIEDADES DO SOLO E DIFERENTES MANEJOS DO RESÍDUO DA COLHEITA DO EUCALIPTO .....</b>	<b>66</b>
5.1	RESUMO.....	66
5.2	INTRODUÇÃO.....	67
5.3	MATERIAL E MÉTODOS.....	69
5.3.1	<i>Descrição da área experimental.....</i>	69
5.3.2	<i>Caracterização inicial do solo .....</i>	69
5.3.3	<i>Delineamento experimental.....</i>	70
5.3.4	<i>Amostragem de solo e análise laboratorial.....</i>	71
5.3.5	<i>Análise dos resultados .....</i>	72
5.4	RESULTADOS .....	73
5.4.1	<i>Propriedades químicas .....</i>	73
5.4.2	<i>Propriedades físicas .....</i>	76
5.4.3	<i>Propriedades microbiológicas.....</i>	76
5.4.4	<i>Análise de Equações estruturais.....</i>	77
5.5	DISCUSSÃO .....	81
5.5.1	<i>Propriedades do solo .....</i>	81
5.5.2	<i>Ajustes AEE modelos PLS-PM .....</i>	84
5.6	CONCLUSÕES .....	85
5.7	REFERÊNCIAS .....	86
<b>6</b>	<b>DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NUTRIENTES EM DIFERENTES MANEJOS DOS RESÍDUOS DA COLHEITA DE EUCALIPTO, NO LESTE DO MATO GROSSO DO SUL.....</b>	<b>91</b>
6.1	RESUMO.....	91
6.2	INTRODUÇÃO.....	91
6.3	MATERIAL E MÉTODOS.....	94
6.4	RESULTADOS .....	99
6.5	DISCUSSÃO .....	108
6.6	CONCLUSÃO.....	112

6.7	REFERÊNCIAS .....	112
<b>7</b>	<b>RESPOSTA MICROBIANA NA ESTRUTURA DO SOLO AOS SISTEMAS DE MANEJO DOS RESÍDUOS DA COLHEITA DO EUCALIPTO.....</b>	<b>116</b>
7.1	RESUMO.....	116
7.2	INTRODUÇÃO .....	117
7.3	MATERIAL E MÉTODOS .....	118
7.3.1	<i>Descrição da área e histórico.....</i>	118
7.3.2	<i>Sistemas de manejo de resíduo da colheita e delineamento experimental.....</i>	118
7.3.3	<i>Amostras indeformadas e fracionamento dos agregados.....</i>	119
7.3.4	<i>Atividade microbiológica.....</i>	120
7.3.5	<i>Atividade Enzimática .....</i>	120
7.3.6	<i>Carbono orgânico total e nitrogênio total.....</i>	121
7.3.7	<i>Carbono ativo ou lábil.....</i>	121
7.3.8	<i>Correção de areia.....</i>	121
7.3.9	<i>Análise estatística .....</i>	122
7.4	RESULTADOS .....	122
7.4.1	<i>Proporção de agregados .....</i>	122
7.4.2	<i>Atividade microbiológica do solo .....</i>	123
7.4.3	<i>Carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) do solo.....</i>	125
7.4.4	<i>Atividade enzimática.....</i>	125
7.5	DISCUSSÃO .....	126
7.6	CONCLUSÃO.....	130
7.7	REFERÊNCIAS .....	131
<b>8</b>	<b>PRODUÇÃO DE MADEIRA, FERTILIDADE, ATIVIDADES MICROBIOLÓGICA E ENZIMÁTICA EM SOLO ARENOSO E SUA RELAÇÃO COM O MANEJO DOS RESÍDUOS DE COLHEITA DO EUCALIPTO.....</b>	<b>135</b>
8.1	RESUMO.....	135
8.2	INTRODUÇÃO .....	136
8.3	MATERIAL E MÉTODOS .....	137
8.3.1	<i>Descrição da área experimental.....</i>	137

8.3.2	<i>Caracterização inicial do solo</i> .....	139
8.3.3	<i>Delineamento experimental</i> .....	139
8.3.4	<i>Amostragem de solo e análises laboratoriais</i> .....	142
8.3.5	<i>Amostragem de solo e análises laboratoriais</i> .....	142
8.3.6	<i>Volume médio anual de madeira</i> .....	143
8.3.7	<i>Análise dos resultados</i> .....	143
8.4	<b>RESULTADOS</b> .....	<b>144</b>
8.4.1	<i>Propriedades do solo e produção de madeira</i> .....	144
8.4.2	<i>Análise de equações estruturais</i> .....	149
8.5	<b>DISCUSSÃO</b> .....	<b>152</b>
8.5.1	<i>Propriedades do solo</i> .....	152
8.5.2	<i>Ajustes AEE modelos PLS</i> .....	154
8.6	<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>155</b>
8.7	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>156</b>
9	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>160</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O setor florestal vem ganhando cada vez mais destaque no cenário da economia brasileira, principalmente com o cultivo do eucalipto, que pode ser empregado na indústria de celulose e papel, moveleira, para combustível, biomassa/bioenergia, moirões e postes, entre outros. As plantações de eucalipto no Brasil ocupam 6,97 milhões hectares, sendo o estado de Mato Grosso do Sul responsável por 1,12 milhões de hectares cultivados em solos arenosos, predominantes na região (IBÁ, 2020).

A manutenção da produtividade de plantações de eucalipto localizadas em solos com baixa fertilidade depende da adoção de práticas conservacionistas para manter a sua produtividade e sustentabilidade. Nesta região o seu cultivo, normalmente, é conduzido em áreas de pasto degradado, promovendo a entrada de material orgânico durante o cultivo e na colheita, quando os resíduos vegetais são deixados à superfície nos talhões.

A permanência dos resíduos garante o fornecimento de matéria orgânica (MO) prontamente disponível, proveniente de folhas, tecidos tenros e exsudados radiculares, e outra parte em longo prazo, advinda de materiais de maior dificuldade para decomposição, como galhos, decomposição do sistema radicular renovado, permitindo inferir que cultivos de eucalipto que mantem a fitomassa residual sobre o solo beneficiam a fertilidade do solo no curto e no longo prazo.

A ciclagem de nutrientes é favorecida pelo acúmulo de resíduos vegetais e esta relacionada ao tipo e quantidade de material depositado. Assim, além de sua importância no setor econômico, as áreas florestais têm relevante papel no ciclo global do carbono (C), tendo sido apontada como uma das práticas mais importantes no seu sequestro quando associada a práticas que aumentam a entrada de MO. Essa constituinte do solo (MO) é um componente chave da fertilidade nos trópicos, retendo e fornecendo nutrientes para as plantas, entretanto, requer fornecimento constante, que no caso dos reflorestamentos vem da queda de serapilheira, renovação das raízes e pelos resíduos da colheita entre as rotações.

Esta MO, quando mineralizada disponibiliza C que, incorporado ao solo, desempenha importante papel na formação e manutenção de propriedades físicas, químicas e biológicas. Acrescenta-se que o solo contém mais C do que as quantidades totais, presentes na vegetação e na atmosfera, apresentando-se, portanto, como um significativo reservatório e eficiente estabilizador deste elemento nos ciclos biogeoquímicos.

Dessa forma, os impactos dos resíduos de colheita sobre a qualidade do solo têm sido quantificados por meio de análises de suas propriedades físicas, químicas e microbiológicas. A estabilidade dos agregados é dependente da mineralogia do solo, da granulometria e da presença de MO, e ao mesmo tempo, tem papel relevante na proteção física da MO, evitando sua decomposição ao permitir sua oclusão dentro das unidades estruturais, reduzindo sua decomposição microbiológica ou sua biodegradação, preservando assim o CO no solo.

Neste aspecto, a adoção de sistemas conservacionistas de manejo do solo tem-se apresentado como medida necessária não apenas por evitar a redução, mas também para aumentar o teor de MO. O aporte desta melhora a agregação do solo, diminui a exposição do C, que permanece dentro dos agregados, contribuindo para melhorar a estabilidade estrutural, aumentar a porosidade total (PT), estimular a atividade microbiana e enzimática, reduzir a acidez, aumentar as bases, entre outros benefícios.

Uma vez que estudos sobre a qualidade do solo apresentam muitas variáveis, a interpretação dos dados em conjunto pode constituir uma ferramenta poderosa no estudo das relações e inter-relações entre as propriedades do solo, as quais são descritas, normalmente, por meio de análises estatísticas univariadas. A interação destas propriedades por métodos estatísticos multivariados como análises de componentes principais e de equações estruturais permitem o seu agrupamento para melhorar o entendimento dos processos que ocorrem no solo, em função das práticas de manejo adotadas.

Os questionamentos a respeito dos efeitos dos povoamentos florestais de eucalipto e da manutenção de fitomassa residual de colheita sobre as propriedades do solo, suas relações e inter-relações e o grau de limitação oferecido por solos arenosos na região leste do Mato Grosso do Sul são os fatores que nortearam a realização do presente estudo.

### 1.1 HIPÓTESES:

O manejo conservacionista do solo sob cultivo de eucalipto, com permanência dos resíduos da colheita, aumenta a adição de material orgânico a superfície contribuindo para aumentar a entrada de matéria orgânica no sistema.

A adição de matéria orgânica à superfície em solos arenosos pode, ao ser incorporada, melhorar a sua estrutura do mesmo, e contribuir com a adição de nutrientes, que seriam exportados se este material fosse retirado do sistema.

A remoção das cascas da fitomassa residual de colheita de eucalipto reduz a mineralização dos nutrientes e aumenta o tempo de decomposição.

A adição de nutrientes via serapilheira pode contribuir para melhorar a fertilidade do solo, favorecendo o cultivo proposto, aumentando a produtividade e reduzindo as adições de fertilizantes em áreas de solo arenoso.

A fitomassa residual de colheita pode suprir a adubação de cobertura nos plantios de eucalipto.

A elaboração do modelo de equações estruturais pode auxiliar na compreensão do comportamento das diversas variáveis do sistema solo e suas interações, propiciando um melhor entendimento dos efeitos que as ações antrópicas promovem no sistema produtivo.

## 1.2 OBJETIVOS:

Avaliar a contribuição dos sistemas de manejo de resíduos de colheita propostos em relação ao recobrimento da superfície e quantidade de biomassa adicionada ao solo.

Analisar a influência do manejo de resíduos de colheita sobre a taxa de decomposição da biomassa e desta sobre a fertilidade, a redução e incremento do carbono orgânico, e a atividade microbiana do solo.

Analisar mudanças nas propriedades químicas, físicas e microbiológicas do solo e sua relação com a produção de matéria seca (madeira em fuste).

Avaliar as relações e inter-relações das propriedades químicas, físicas e microbiológicas do solo por meio da análise equações estruturais.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 - HISTÓRICO DOS PLANTIOS DE *EUCALYPTUS* NO BRASIL

Os primeiros estudos sobre o gênero *Eucalyptus* no Brasil foram realizados por Navarro de Andrade, na década de sessenta e estavam relacionados à seleção de espécies e espaçamento de plantio (SAMPAIO, 1975) e foram fundamentais para a expansão da silvicultura com o eucalipto no Brasil.

O uso comercial do eucalipto no país ocorreu para suprir a demanda de lenha para locomotivas e para dormentes dos trilhos das ferrovias (HASSE, 2006), por volta de 1960. Em 1968 o plantio de eucalipto teve início no Rio Grande do Sul, Brasil, por Frederico de Albuquerque, também para fins ornamentais e como proteção natural (quebra-vento).

A partir desse momento os plantios de *Eucalyptus* ganharam espaço em outras regiões como o centro e sul do país, com sua produção se intensificando a partir de 1968, com políticas de incentivo fiscal ao reflorestamento, principalmente para as indústrias siderúrgicas e de papel e celulose (HASSE, 2006).

O aumento na demanda por madeira como matéria-prima e as rápidas mudanças resultaram em incrementos nas áreas com florestas plantadas com eucalipto, colocando-o na posição de gênero mais plantado no mundo (VALE, 2004). Nas últimas duas décadas muitos estudos têm sido realizados com o intuito de avaliar os efeitos causados pelas práticas de manejo do solo e dos cultivos sobre a produção (GONÇALVES; STAPE, 2013; FERREIRA *et al.*, 2016; ROCHA *et al.*, 2018).

No entanto, o impacto dos plantios florestais, como espécies de rápido crescimento, sobre o solo depende de muitos fatores como o clima do local onde os plantios estão inseridos, o espaçamento de plantio, a textura e o preparo do solo, manejo de resíduos, entre outros (GONÇALVES; STAPE, 2002). Assim, estudos de longo prazo devem ser conduzidos para avaliar as mudanças causadas por eucaliptos, plantas de rápido crescimento.

### 2.1 SISTEMAS DE COLHEITA E MANEJO DE RESÍDUOS DE EUCALIPTO.

O manejo de resíduos de colheita do eucalipto tem íntima relação com o sistema de colheita adotado, que determina a quantidade e composição dos resíduos que permanecem na área. No Brasil são dois os sistemas de colheita mais comuns em áreas comerciais de eucalipto, aquele que produz toras curtas (*cut-to-length* - CTL) e o de toras longas (*tree-length* - TL) (MACHADO, 2014).

O primeiro é caracterizado pelo uso de duas máquinas florestais, *harvester* e *forwarder*, e por meio destes, as árvores são derrubadas, processadas no interior do talhão, enleiradas e empilhadas no mesmo local. Ou seja, ainda em campo são realizados desganhamento, descascamento, destopamento, corte das árvores em toras de tamanho pré-definidos (normalmente 6 m), deixando os restos vegetais na área e extraindo apenas a madeira para a margem do talhão, na forma de toras. Entre outros benefícios, como redução na quantidade de máquinas para operações específicas, esse sistema reduz o impacto negativo no meio ambiente no que se refere aos solos, pois os resíduos da colheita deixados sobre o solo servem como “colchão”, atenuando o peso das máquinas, minimizando a compactação, e ainda reduz a exportação de nutrientes (MACHADO, 2014; JESUS *et al.*, 2015; FERREIRA *et al.*, 2016).

Por outro lado, o sistema de fuste ou de toras longas é caracterizado, predominantemente, pelo uso do *feller buncher* e do *skidder*. Nesse sistema, as árvores são derrubadas, desganhadas e destopadas no interior do talhão e, em seguida, arrastadas até a margem dos talhões, onde é realizado o processamento final da madeira. As vantagens deste sistema estão na maior eficiência, principalmente em áreas íngremes, no entanto requer maior grau de mecanização, e como consequência produz maiores danos ao meio ambiente em relação ao CTL, em termos de compactação do solo devido com tráfego aleatório das máquinas no interior do talhão e maior exportação de nutrientes oriundos da casca (MALINOVSKI *et al.*, 2014;).

A mecanização das operações de colheita da madeira tem como objetivo aumentar o rendimento operacional de colheita, melhorar a qualidade e segurança das operações, bem como reduzir os custos de produção (MACHADO, 2014). No entanto, este conjunto de operações pode trazer impactos negativos ao solo e afeta a capacidade e sustentabilidade da produção florestal.

A colheita realizada com *harvester* e *forwarder*, segundo Lopes *et al.* (2015), tem menor impacto sobre o solo, devido à redução na exportação de biomassa, em relação a outros sistemas, porém, apresenta custos operacionais mais elevados. Áreas onde a colheita foi realizada no sistema CTL tem a resistência do solo a penetração (RP) atenuada devido a manutenção da casca sobre o solo (JESUS *et al.*, 2015). Os resíduos da colheita deixados sobre o solo dissiparam, de acordo com Braida *et al.* (2006), até 30% da energia de compactação produzida pelo tráfego de máquinas e reduziram a densidade do solo (Ds), se comparado a outros sistemas de manejo da colheita (SMC).

Áreas de colheita de pinus, em Cambissolo distrófico, com grande quantidade de resíduos florestais deixados à superfície, apresentaram alterações menos intensas e restritas a camada superficial na estrutura do solo em comparação com áreas de baixa e alta perturbação, em relação às condições do solo na pré colheita (COSTA *et al.*, 2016).

A retirada dos resíduos da colheita de eucalipto diminuiu em aproximadamente 31% o crescimento em altura, 50% do diâmetro a altura do peito (DAP) e 62,5% do volume individual da madeira quando comparado com a manutenção dos resíduos sobre o solo (SÃO JOSÉ *et al.*, 2021). Também Rocha *et al.* (2018) observaram redução de 40% na biomassa microbiana e na respiração do solo, 25% na MO do solo na camada superficial do solo (camada 0,00-0,05 m) e 15% na produtividade da madeira durante a segunda rotação com a remoção total de resíduos florestais.

No sistema CTL, onde ocorre apenas a extração da madeira, segundo Witschoreck e Schumacher (2015), cerca de 52,2% dos nutrientes permanecem no local. Assim, práticas de manejo dos resíduos da colheita do eucalipto podem proporcionar ciclagem de nutrientes, associada a fertilização reduzida, semelhante na quantidade de macro e micronutrientes de plantios que receberam alta fertilização, e sem mudanças significativas no volume de madeira produzido (BARROS *et al.*, 2021).

Neste aspecto, a adoção de sistemas conservacionistas de manejo do solo, como o SMC CTL, tem-se apresentado como uma importante estratégia não apenas por aumentar o aporte de MO, mas também para preservar a estabilidade estrutural e a agregação do solo, diminuir a exposição do carbono, aumentar a PT, estimular a atividade microbiana e enzimática, entre outros benefícios.

## 2.2 EFEITO DO MANEJO DE RESÍDUOS DE EUCALIPTO EM PROPRIEDADES DO SOLO

As plantações de eucalipto no Brasil ocupam 6,97 milhões hectares, destes 1,12 milhões de hectares se encontram no estado do Mato Grosso do Sul (MS) e boa parte em solos arenosos, que são predominantes na região leste (IBÁ, 2020). Estes solos, geralmente, têm estrutura fraca, baixa capacidade de retenção de água, alta permeabilidade e sensibilidade à compactação, baixa capacidade de campo, pequena concentração de nutrientes, CO e capacidade de troca catiônica (CTC) (LACLAU *et al.*, 2010; HUANG; HARTEMINK, 2020; BARROS *et al.*, 2021; SENA *et al.*, 2021).

Todavia, as áreas florestais, além de sua importância no setor econômico, têm relevante papel na sustentabilidade dos solos, inclusive os arenosos, quando associados a

práticas silviculturais conservacionistas, onde o revolvimento do solo é reduzido, a cobertura vegetal é mantida e o melhor aproveitamento das áreas de cultivo é feito (GONÇALVES; STAPE, 2002; 2013; ROCHA *et al.*, 2018; SÃO JOSÉ *et al.*, 2020).

Por outro lado, a remoção dos resíduos de colheita reduz a entrada de MO e nutrientes, CO, bem como nos valores macroporosidade (Macro) e PT, também aumenta a RP e Ds (ROCHA *et al.*, 2018), interfere na atividade microbológica e enzimática (ROCHA *et al.*, 2016), reduzindo a produção de madeira de eucalipto (ROCHA *et al.*, 2018; SÃO JOSÉ *et al.*, 2020).

Assim, quando a fitomassa residual de colheita é mantida sobre o solo, aumenta entrada e a manutenção da MO, além da deposição contínua de serapilheira, raízes finas e pelos radiculares (GAMA-RODRIGUES *et al.*, 2011; MOREIRA, 2017). De acordo com o modelo hierárquico conceitual apresentado por Tisdall e Oades (1982) e complementado por Six *et al.* (2000) e Six, Elliott e Paustian (1999), a matéria orgânica que liga os microagregados em macroagregados é a maior fonte de perda de matéria orgânica do solo, conseqüentemente, de carbono orgânico, em solos cultivados, devido a movimentação.

Sollins, Homann e Caldwell (1996), propõem três processos para explicar a estabilização ou o maior tempo de residência do carbono orgânico no solo, são eles: 1- A recalcitrância química, estabilização da matéria orgânica devido a suas propriedades estruturais; 2- A proteção física da matéria orgânica, proporcionada por estar alojada dentro de agregados ou em microporos do solo, reduzindo as ações de decomposição promovidas por microrganismos; e 3- A interação dos compostos de carbono com a fração mineral dos solos.

A manutenção de resíduos florestais no SMC CTL, por exemplo, apresentou efeitos positivos sobre COT e RP, na camada superficial (0,00-0,05 m), também com maior teor de COT nos macroagregados de um solo arenoso no SMC CTL (SENA *et al.*, 2021), quando comparado a solos onde ocorreu a remoção destes resíduos. Soares *et al.* (2017), observaram maior magnitude nos estoques de carbono, nas frações de MO do solo, na camada de 0,00-0,10 m, e atribuíram tal resultado à contribuição da fitomassa residual do eucalipto. A colheita no SMC CTL possibilita atenuar os efeitos do cultivo do eucalipto sobre o solo, com menor RP, Ds, e maior concentração de nutrientes, devido a manutenção da casca e demais resíduos à superfície (JESUS *et al.*, 2015).

Os resíduos vegetais sobre o solo fornecem material orgânico para a ciclagem de nutrientes, que nos povoamentos florestais ocorre por meio da absorção desses pelas

plantas, com seu retorno ao solo via serapilheira, que será transformada e incorporada ao solo na forma de MO mineralizada (GAMA-RODRIGUES; BARROS, 2002). Os microrganismos são considerados parte viva da MO e responsáveis pela decomposição, mineralização e ciclagem dos nutrientes, além de representarem um importante reservatório de N, P e energia (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Em plantas de eucalipto, as maiores concentrações de N e K são relatadas nas folhas enquanto as maiores concentrações de Ca e Mg estão na casca (RESQUIN *et al.*, 2020). Segundo Ferreira *et al.* (2016), estudando a decomposição de resíduos de colheita de eucalipto em 11 sítios no Brasil, o teor de Ca foi seis vezes maior na presença de casca, e mostrou capacidade de suprir a demanda das plantas pelo nutriente, além de evitar sua imobilização.

Em um povoamento de eucaliptos em solo arenoso, o tratamento com remoção do resíduo orgânico determinou redução na altura, área basal e carbono em segunda e terceira rotação, frente aos tratamentos de colheita da madeira com casca e sem casca (EPRON *et al.*, 2015). A produtividade de madeira diminuiu 15% na segunda rotação após a remoção de resíduos, mesmo com altas taxas de aplicação de fertilizantes (ROCHA *et al.*, 2018).

Avaliando práticas de manejo de nutrientes com fertilização reduzida e manejo dos resíduos da colheita florestal em plantações de eucalipto em solo arenosos no leste de Mato Grosso do Sul, Barros *et al.* (2021) relataram uma aquisição semelhante de macro e micronutrientes pelas plantas comparado com tratamentos que receberam alta fertilização, sem diferenças significativas na produção de madeira.

No entanto, parte dos resíduos orgânicos retornam à atmosfera na forma de CO<sub>2</sub> devido à respiração microbiana no solo e outra parte é transformada biologicamente em matéria orgânica estável (SIX *et al.*, 2006). Assim, altos valores de RBS e  $qCO_2$  sugerem condições limitantes e estresse ambiental (MELLONI; MELLONI; VIEIRA, 2013; VINHAL-FREITAS *et al.*, 2019).

Após a colheita florestal ocorre alta taxa de decomposição dos resíduos sobre o solo, atribuída ao aumento da atividade microbiana e como consequência, imobilização de parte dos nutrientes pela biota (ROCHA *et al.*, 2016). Em trabalho similar, Rocha *et al.* (2018) constataram redução de 50% na RBS e 40% nos teores de CBM, os quais foram relacionados à baixa disponibilidade de substrato para atividade microbiana em áreas de eucalipto com remoção dos resíduos

Em solos com elevado teor de areia, agroecossistemas agrícolas apresentaram menor atividade microbiológica (RBS e CBM) comparado á ecossistemas nativos do

Cerrado, sendo a atividade enzimática mais sensível para detectar mudanças causadas pelo uso da terra (MENDES *et al.*, 2003; 2018; 2019; VINHAL-FREITAS *et al.*, 2017).

Algumas enzimas atuam como catalizadoras das reações metabólicas na decomposição de resíduos orgânicos, como lignases, celulasas, proteases, ureases e sulfatases, na formação da MO do solo e organização de partículas do solo. As  $\beta$ -Glucosidases (BGlu) agem especialmente em componentes celulósicos de plantas, realizando a hidrólise de ligações  $\beta$ -glucosídicas em glicosídeos de baixa massa molecular, que servirá como fonte de energia para os organismos (COULON *et al.*, 1998; MENDES *et al.*, 2018).

No ciclo do fósforo (P), a fosfatase (P-ase) ácida atua no processo de mineralização do ácido fosfórico sendo fundamental na mineralização e disponibilização para as plantas e demais organismos no solo (TABATABAI, 1994; KEDI *et al.*, 2012). A arilsulfatase, relacionada à ciclagem do enxofre (S) no solo por meio dos processos de mineralização, disponibiliza sulfato (AL-KHAFABI; TABATABAI, 1979).

No contexto da produção florestal no Brasil, as propriedades do solo demandam estudos constantes sobre as mudanças promovidas por sistemas de manejo e uso dos solos para garantir a sustentabilidade ambiental e produção de madeira.

### 2.3 ANÁLISE DE EQUAÇÕES ESTRUTURAIS (AEE) E SUA INTER-RELAÇÃO COM PROPRIEDADES DO SOLO

Em estudos de ciência do solo as técnicas estatísticas de análise multivariada têm sido frequentes, dentre estas destacam-se as análises de componentes principais e de equações estruturais. Essas últimas são consideradas uma ferramenta poderosa no estudo das relações e inter-relações pois permite o agrupamento das propriedades para melhorar o entendimento dos processos que ocorrem no solo, em função das práticas de manejo adotadas (BRAHIM *et al.*, 2011; MOREIRA 2017).

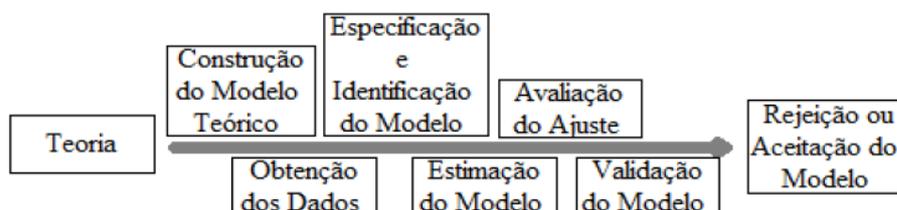
Em resumo, a AEE utiliza técnicas de análise multivariada com base na combinação de análise fatorial e regressão múltipla para testar e estimar relações causais e hipotéticas entre as variáveis estudadas do modelo estrutural por meio de um programa estatístico (HAIR *et al.*, 2009). Desse modo, uma AEE é formada por dois modelos: mensuração, variáveis medidas para representar os construtos; e estrutural, relação entre os construtos (HAIR *et al.*, 2009).

Por sua vez o modelo é composto por parâmetros estruturais e variáveis, e podem ser classificados de acordo com a sua função em variáveis independentes ou exógenas,

quando não são influenciadas por outra variável no modelo; e variáveis dependentes ou endógenas, quando a variação dessas variáveis é explicada por variáveis presentes no modelo (MARÔCO, 2010).

Esta consiste em um modelo teórico, que pode ser estabelecido inicialmente e após as coletas de dados confirmar ou não o modelo formulado (MARÔCO, 2010). Tais relações são medidas pelos parâmetros do modelo (Figura 1) que representam o tamanho do efeito das variáveis independentes sobre às dependentes (MARÔCO, 2010). Na figura 1 estão os procedimentos da aplicação da AEE.

Figura 1 - Etapas da Modelagem de Equações Estruturais



Fonte: Marôco (2010)

Um benefício da técnica é a possibilidade de incluir variáveis latentes (não medidas) ou construtos (fatores) em modelos hipotéticos (SANCHEZ, 2013; GAMA-RODRIGUES *et al.*, 2014; SALES *et al.*, 2015). Estas são variáveis conceituais, que não podem ser obtidas em campo, utilizadas para explicar por uma base teórica sólida e representadas por um conjunto de variáveis observadas e, assim, tornar o modelo consistente teoricamente (HAIR *et al.*, 2009). Outra opção é o uso de VL de segunda ordem. Esta é mensurada por duas ou mais VL de primeira ordem para formar construtos, baseado em covariâncias ou pelo método *two step* (GASTON, 2013). As relações entre a VL de segunda ordem e suas dimensões (VL de primeira ordem) devem ser interpretadas e usadas como cargas fatoriais (não são hipóteses).

Assim como outras técnicas, a AEE apresenta algumas limitações, sendo o grande número de amostras, a necessidade de uso de construtos com variáveis formativas e a normalidade dos dados relatados com frequência (SANCHEZ, 2013; RINGLE; SILVA; BIDO, 2014; BIDO; SILVA, 2019). Para estes casos é proposto a modelagem de equações estruturais com estimação por mínimos quadrados parciais (PLS - *partial least*

*square* - PLS) (HAIR *et al.*, 2012). Esta técnica é baseada na variância dos dados, desta forma, calculam-se as correlações entre os constructos e suas variáveis observadas e em seguida são realizadas regressões lineares entre construtos (modelos estruturais).

A qualidade de ajuste das relações e inter-relações é verificada por meio das seguintes medidas para o modelo de mensuração: Validade Convergente: variâncias médias extraídas ( $AVE > 0,5$ ); Confiabilidade Composta: Alpha Rho e Dillon-Goldstein  $> 0,7$  (HAIR *et al.*, 2014); Validade Discriminante em nível item e latente: Critério de Fornel e Lacker (1981) e coeficiente de determinação ( $r^2 > 0,6$ ).

As relações são testadas para a significância por “*Bootstrapping*” (técnica de reamostragem) para obter os valores-P das correlações entre as VL e das cargas fatoriais. A importância relativa dos preditores de acordo com o tamanho do efeito foram:  $f^2 = 0,02$  = pequeno;  $f^2 = 0,15$  = médio;  $f^2 = 0,35$  = grande e a variância explicada das variáveis endógenas:  $r^2 = 2\%$  = pequeno;  $r^2 = 13\%$  = médio;  $r^2 = 26\%$  = grande (COHEN, 1988; HAIR *et al.* 2014).

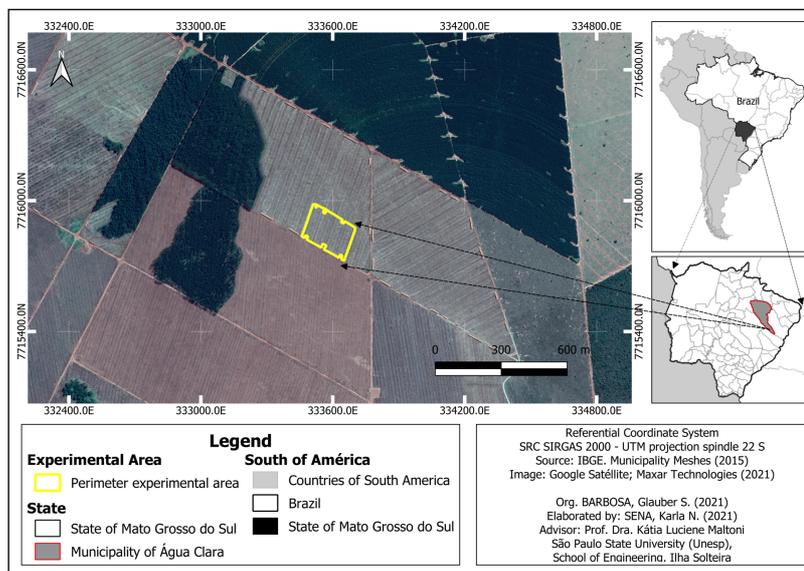
Com isso, a AEE viabiliza a quantificação das relações e inter-relações e também a avaliação da estrutura do modelo, indicando, inclusive se há caminhos desnecessários (CHERRY; MCKEE; GRACE, 2009; BIDO; SILVA, 2019).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O estudo foi conduzido em área de plantio comercial de *Eucalyptus urograndis* (clone E13) no município de Água Clara – MS (Figura 1). Na região, o clima é tropical com inverno seco (Aw), segundo a classificação de Köppen (ALVARES *et al.*, 2013), com precipitação e temperatura média anual de 1370 mm e 24,4°C, respectivamente (estação meteorológica da empresa Eldorado Brasil).

Figura 1 - Local da área experimental



Fonte: Próprio autor.

A área de estudo era, originalmente, coberta por *Cerrado sensu stricto* e foi convertida em pastagem na década de 1960. Os plantios comerciais de eucalipto na área ocorreram em 2011 e o primeiro ciclo foi colhido em junho de 2017, com 6 anos pós plantio.

#### 3.2 CARACTERIZAÇÃO INICIAL DO SOLO

O solo da área foi classificado como Neossolo quartzarênico (SANTOS *et al.*, 2018), e sua caracterização inicial ocorreu 120 dias após a colheita do eucalipto do primeiro ciclo (setembro de 2017) e antes do preparo do solo para o próximo ciclo. Para isso, avaliou-se granulometria e propriedades químicas do solo, em amostras deformadas coletadas aleatoriamente na profundidade de 0,00-0,20, 0,20-0,40 e 0,40-0,60 m, com três repetições por parcela de cada sistema de manejo dos resíduos da colheita (SMC), para constituir uma amostra composta, por profundidade, por parcela.

Os resultados iniciais mostraram um solo de textura arenosa (843 a 878 g kg<sup>-1</sup>), silte (54 a 91 g kg<sup>-1</sup>) e argila (61 a 83 g kg<sup>-1</sup>) e de baixa fertilidade (P = 1,86 mg dm<sup>-3</sup>, MO = 7,87 g dm<sup>-3</sup>, pH<sub>(CaCl<sub>2</sub>)</sub> = 4,2, K = 0,17 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, Ca = 2,97 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, Mg = 2,23 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, acidez potencial (H + Al) = 14,70 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, alumínio (Al) = 6,22 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, carbono orgânico (COT) = 14 g kg<sup>-1</sup>, soma de bases (SB) = 5,37 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, capacidade de troca catiônica (CTC) de 20,07 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, saturação por bases (V%) de 27% e saturação por alumínio (m%) de 31%, e não foram observadas diferenças significativas referentes aos SMC entre estas propriedades no momento da instalação (Tabelas 1 e 2).

Tabela 1 - Teores médios de areia, silte, argila e carbono orgânico total (COT) em relação aos sistemas de manejo de Colheita (SMC) e às camadas (CMD) do solo avaliado em setembro de 2017

SMC <sup>1</sup>	CTL	BA	TL	CTL	BA	TL	CTL	B	TL
(g kg <sup>-1</sup> )	---- 0,00 - 0,20 m ----			---- 0,20 - 0,40 m ----			---- 0,40 - 0,60 m ----		
Areia	843	845	866	878	844	869	847	853	872
Silte	91	88	72	54	88	71	79	64	66
Argila	67	68	62	68	68	61	74	83	62
COT	14	16	16	12	14	13	12	12	13

<sup>1</sup>CTL= Manutenção de 100% dos resíduos (*cut-to-length*); BA= Retirada de 100% dos resíduos e instalação de sombrite; TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (*tree-length*).

Fonte: Próprio autor.

Tabela 2 - Valores médios para teores de fósforo (P), matéria orgânica (MO), valores de pH, teores de potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), acidez potencial (H+Al) e alumínio (Al) em relação aos sistemas de manejo de colheita (SMC) e às camadas (CMD) do solo avaliado em setembro de 2017

Valor F	P	MO	pH	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	H+Al	Al <sup>3+</sup>
	mg dm <sup>-3</sup>	g dm <sup>-3</sup>	(CaCl <sub>2</sub> )			mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>		
SMC	0,277 <sup>ns</sup>	0,984 <sup>ns</sup>	2,375 <sup>ns</sup>	0,988 <sup>ns</sup>	0,255 <sup>ns</sup>	0,124 <sup>ns</sup>	3,253 <sup>*</sup>	4,142 <sup>*</sup>
CMD	5,334 <sup>**</sup>	9,044 <sup>**</sup>	0,904 <sup>ns</sup>	9,520 <sup>**</sup>	3,869 <sup>*</sup>	5,633 <sup>**</sup>	0,817 <sup>ns</sup>	0,729 <sup>ns</sup>
SMC * CMD	1,229 <sup>ns</sup>	0,149 <sup>ns</sup>	0,503 <sup>ns</sup>	0,745 <sup>ns</sup>	0,281 <sup>ns</sup>	0,212 <sup>ns</sup>	0,499 <sup>ns</sup>	0,386 <sup>ns</sup>
CV (%)	89	17	3	34	73	68	12	37
SMC <sup>1</sup>								
CTL	2,05 a	7,50 a	4,12 a	0,16 a	3,17 a	2,42 a	15,50 a	4,58 a
BA	1,94 a	7,86 a	4,20 a	0,17 a	3,03 a	2,17 a	14,78 ab	6,78 b
TL	1,58 a	8,25 a	4,22 a	0,19 a	2,58 a	2,25 a	13,67 b	6,17 ab
CMD (m)								
0,00-0,20	2,75 a	8,85	4,22 a	0,21a	3,90 a	3,00 a	15,10 a	5,85 a
0,20-0,40	1,90 ab	7,60 b	4,20 a	0,18 a	3,00 ab	2,30 ab	14,60 a	6,10 a
0,40-0,60	1,01 b	7,15 b	4,16 a	0,13 b	2,00 b	1,40 b	14,40 a	6,70 a

Médias seguidas de mesma letra, maiúsculas na linha e minúscula na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey para P < 0,05. <sup>ns</sup> = não significativo; <sup>\*\*</sup> e <sup>\*</sup> significativo a 1 e 5 % respectivamente.

<sup>1</sup>CTL= Manutenção de 100% dos resíduos (*Cut-to-length*); B= Retirada de 100% dos resíduos e instalação de sombrite; TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (*Tree-length*). Fonte: Próprio autor.

### 3.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

A colheita do eucalipto ocorreu no início de junho de 2017, no sistema de colheita *Cut-to-Length*, quando o eucalipto do primeiro ciclo atingiu 6 anos pós plantio. Após 120 dias (setembro de 2017) as parcelas foram preparadas simulando cinco diferentes sistemas de manejo dos resíduos da colheita (SMC), descritos a seguir:

***Cut-to-length (CTL)*** - Toda a fitomassa residual foi mantida (100% das folhas, galhos, cascas e serapilheira – 35 Mg ha<sup>-1</sup>), com adubação de cobertura;

***Bare (BA)*** - Remoção de 100% da fitomassa residual (folhas, galhos, cascas e serapilheira) e instalação de tela de proteção Sombrite® para impedir a deposição da biomassa vegetal do ciclo atual na superfície do solo e a supressão da adubação de cobertura;

***Bare litter (BL)*** - Remoção de 100% da fitomassa residual (folhas, galhos, cascas e serapilheira) e deposição da biomassa vegetal do ciclo atual na superfície do solo, com adubação de cobertura;

***Tree-length (TL)*** - Remoção da casca e manutenção dos demais componentes da fitomassa residual (folhas, galhos e serapilheira – 5 Mg ha<sup>-1</sup>), simulando o sistema de colheita *tree-length*, com adubação de cobertura;

***Bare litter com fertilização de cobertura (BLF)*** - Remoção de 100% da fitomassa residual (folhas, galhos, cascas e serapilheira), instalação de tela de proteção Sombrite® para impedir a deposição da biomassa vegetal do ciclo atual na superfície do solo, com adubação de cobertura.

Os SMC foram implantados 120 dias após a colheita do eucalipto devido à necessidade de redução da umidade para remoção das toras. Os estudos de campo foram conduzidos em delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC), com 4 repetições por SMC.

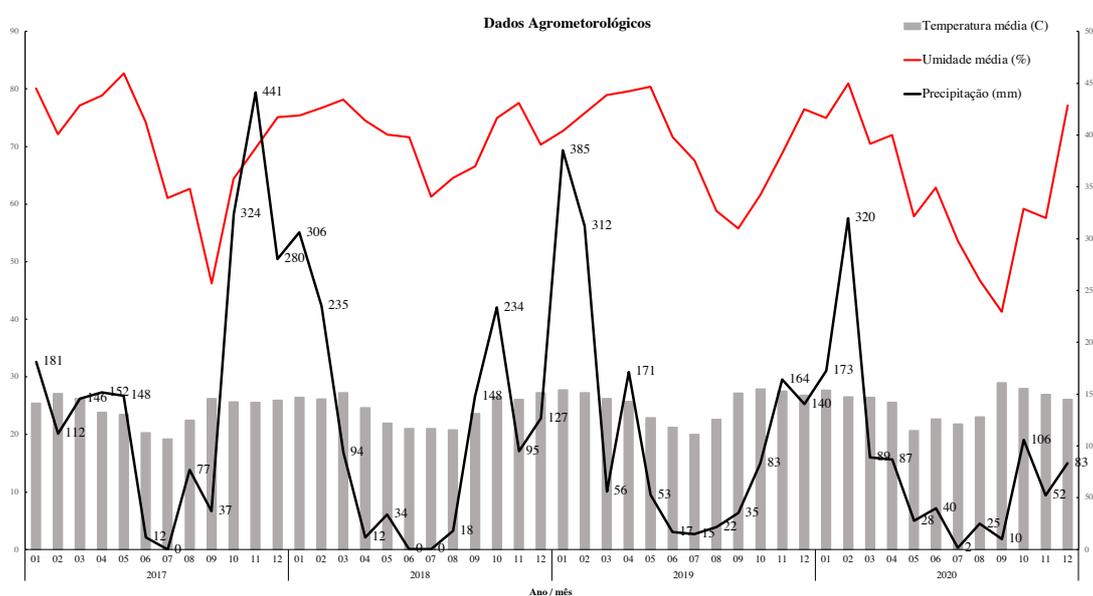
Os SMC foram dispostos em áreas retangulares de 40,8 m x 27,6 m, contendo 12 linhas de plantio com espaçamento de 3,4 m entre linhas e 2,3 m entre plantas, produzindo uma área de 1126 m<sup>2</sup>. Dentro desta área, as 8 linhas de plantio centrais foram consideradas para avaliações, contemplando assim 500,8 m<sup>2</sup> ou 64 plantas centrais, evitando efeitos de carreador e interferências de áreas vizinhas.

As avaliações tiveram início no estabelecimento dos SMC em campo (setembro 2017), antes do preparo do solo e plantio do próximo cultivo, quando foi determinada a

quantidade de resíduos totais deixados sobre o solo. A deposição dos resíduos da colheita ocorreu entre as linhas de plantio, sendo uma linha com deposição de resíduo de colheita a cada 4 linhas (3,4 m entre linhas), totalizando uma área de 1.838 m<sup>2</sup> por hectare coberta com material residual da colheita.

Durante o período experimental (36 meses) de avaliação, foram mensuradas as médias de temperatura, umidade relativa e precipitação mensais, junto à Estação meteorológica no município de Água Clara (MS), pertencente à Empresa Eldorado Brasil (Figura 2).

Figura 2 - Média mensal de temperatura (°C), umidade do ar (%) e precipitação pluvial (mm), ao longo do período de avaliação da área experimental



Fonte: Estação meteorológica de Água Clara/MS – pertence a empresa Eldorado Brasil.

O manejo silvicultural após a colheita e remoção da madeira se deu segundo protocolo da empresa, conforme as operações a seguir: controle de formiga pré-plantio (12/11/2017 - Micro isca granulada – Mirex<sup>®</sup> 0,80 kg ha<sup>-1</sup>); dessecação em área total para implantação da cultura (15/11/2017 - Glifosato granulado 3 kg ha<sup>-1</sup>); subsolagem com adubação de base (28/11/2017 – NPK e S elementar, descrito à frente); plantio semi mecanizado (29/11/2017 – 1.282 mudas ha<sup>-1</sup>) e irrigação de plantio (29/11/2017; 30/11/2017; 14/12/2017 e 19/12/2017 – 3L por muda) para estabelecimento das mudas; controle de plantas daninhas (06/12/2017; 29/12/2017; 24/01/2018, 14/03/2018 e 22/11/2018 - Glifosato granulado 2 kg ha<sup>-1</sup> e FORDOR<sup>®</sup> 0,10 kg ha<sup>-1</sup>) e formiga pós-

plântio (11/08/2020 - Micro isca granulada – Mirex<sup>®</sup> 0,80 kg ha<sup>-1</sup>); adubação de cobertura (19/11/2018) apenas para os SMC CTL, BL, TL e BLF.

O manejo nutricional adotado pela companhia consistiu na aplicação de adubação de base no momento do preparo do solo e adubação de cobertura após 11 meses do plântio para atender as necessidades nutricionais da planta e atingir alta produtividade.

A adubação de plântio, realizada em novembro de 2017, consistiu em 300 kg ha<sup>-1</sup> do formulado NPK (15-20-18) + 120 kg ha<sup>-1</sup> de S elementar com micronutrientes (5% de S, 0,3% de B, 0,6 % de Cu e 0,6% de Zn) incorporados à 0,30 m e 140 de kg ha<sup>-1</sup> super fosfato simples (00-20-00) incorporados a 0,60 m, durante o preparo com subsolador. A adubação suplementar (cobertura) ocorreu em novembro de 2018, tendo os SMC CTL, BL, TL e BLF recebido calcário dolomítico (1 Mg ha<sup>-1</sup> - PRNT 85%, 30% CaO e 12% MgO) e K com micronutrientes (270 kg ha<sup>-1</sup> do formulado 00-00-47, 5% de S, 0,3% de B, 0,6 % de Cu e 0,6% de Zn). A adubação suplementar foi realizada manualmente ao redor das plantas para evitar interferência no SMC BA.

O sombrite foi instalado em fevereiro de 2020 para que a estrutura não interferisse no desenvolvimento das plantas. No SMC BA, desde o início até este momento das avaliações foram realizadas varrições com rastelo para remover a serapilheira do ciclo vigente, a cada quatro meses (Figura 3). No SMC BLF, o solo foi limpo apenas antes da instalação do sombrite, em fevereiro, na instalação do sombrite (Figura 4).

Figura 3 - Varrição e remoção da serapilheira no sistema de manejo de colheita BA



Fonte: Próprio autor.

Figura 4 - Sombrite instalado nos sistemas de manejo de colheita BA e BLF



Fonte: Próprio autor.

### 3.4 REFERÊNCIAS

AL-KHAFAJI, A. A.; TABATABAI, M. A. Effects of trace elements on arylsulphatase activities in soils. **Soil Science**, Philadelphia, v. 127, p. 129-133, 1979.

ARAÚJO, E. G. *et al.* Model representing the relationship between the soil attributes and the production of sugarcane using structural equations. **Revista Brasileira de Biometria**, Lavras, v. 36, n. 2, p. 489-511, 2018.

BARROS, I. B. *et al.* Integrating forest residue and mineral fertilization: effects on nutrient acquisition, nutrient use efficiency and growth of eucalypt plants. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 496, p. 119461, 2021.

BIDO, D. S.; SILVA, D. SmartPLS 3: especificação, estimação, avaliação e relato. **Administração: Ensino e Pesquisa**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 2, p. 488-536, 2019.

BRAHIM, N. *et al.* Application of structural equation modeling for assessing relationships between organic carbon and soil properties in semiarid Mediterranean region. **International Journal of Environmental Science and Technology**, Tehran, v. 8, p. 305-320, 2011.

BRAIDA, J. A. *et al.* Resíduos vegetais na superfície e carbono orgânico do solo e suas relações com a densidade máxima obtida no ensaio proctor. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 605-14, 2006.

CHERRY, J. A.; MCKEE, K. L.; GRACE, J. B. Elevated CO<sub>2</sub> enhances biological contributions to elevation change in coastal wetlands by offsetting stressors associated with sea-level rise. **Journal of Ecology**, Chichester, v. 97, p. 67-77, 2009.

COSTA, A. *et al.* Pine harvest impact on soil structure of a dystic cambisol (Humic). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 40, p. 140643, 2016.

COULON, S. *et al.* Purification and characterization of an intracellular  $\beta$ -glucosidase from *Lactobacillus casei* ATCC 393. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, Heidelberg, v. 74, p. 105-114, 1998.

EPRON, D. *et al.* Impact of organic residue management on the soil C dynamics in a tropical eucalypt plantation on a nutrient- poor: Sandy soil after three rotations. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 85, p. 183-189, 2015.

FERREIRA G. W. D. *et al.* Nutrient release from decomposing Eucalyptus harvest residues following simulated management practices in multiple sites in Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 370, p. 1-11, 2016.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 193- 207, 2002.

GAMA-RODRIGUES, A. C. *et al.* An exploratory analysis of phosphorus transformations in tropical soils using structural equation modeling. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 118, p. 453-469, 2014.

- GAMA-RODRIGUES, E. F. *et al.* Soil carbon sequestration in cacao agroforestry systems: a case study from Bahia, Brazil. *In*: KUMAR, B.M.; NAIR, P. K. R. (ed.). **Carbon sequestration potential of agroforestry systems**. Nova Iorque: Springer, 2011. p. 85-99.
- GONÇALVES, J. L. de M.; STAPE, J. L. **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, 2002. 498 p.
- GONÇALVES, J. L. de M. *et al.* Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 301, p. 6-27, 2013.
- HAIR, J. R. *et al.* **Análise multivariada de dados**. 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 688 p.
- HUANG, J.; HARTEMINK, A. E. Soil and environmental issues in sandy soils. **Earth-Science Reviews**, Amsterdam, v. 208, p. 103295, 2020.
- INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES, IBÁ. **Relatório 2020**. Disponível em: [http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA\\_RelatorioAnual2020.pdf](http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2020.pdf). Acesso em: 13 jan. 2021.
- JESUS, G. L. *et al.* Eucalyptus productivity, soil physical properties and organic matter fractions influenced by traffic intensity and harvest residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, p. 1190-203, 2015.
- KEDI, B. *et al.* Persistence of catalytic activity of fungal phosphatases incubated in tropical soils. **Soil Biology and Biochemistry**, oxford, v. 56 p. 69-74, 2013.
- LACLAU, J. P. *et al.* Biogeochemical cycles of nutrients in tropical *Eucalyptus* plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, p. 1771- 1785, 2010.
- LOPES, E. S. *et al.* Compactação de um Solo Submetido ao Tráfego do Harvester e do Forwarder na colheita de madeira. **Floresta e Ambiente**, Seropécica, v. 22, n. 2, p. 223-230, 2015.
- MACHADO, C. C. **Colheita florestal**. 3. ed. Viçosa: Ed. da UFV. 2014. 543 p.
- MARÔCO, J. **Análise de equações estruturais: fundamentos teóricos, software e aplicações**. Pero Pinheiro: Report Number, 2010. 384 p.
- MELLONI, R.; MELLONI, E. G. P.; VIEIRA, L. L. Uso da terra e a qualidade microbiana de agregados de um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 6, p. 1678-1688, 2013.
- MENDES, I. C. *et al.* **Bioanálise de solo: como acessar e interpretar a saúde do solo**. Planaltina: EMBRAPA, 2018. 26 p. (Circular Técnica, n. 38).

MENDES, I. C. *et al.* Critical limits for microbial indicators in tropical Oxisols at post-harvest: the FERTBIO soil sample concept. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 139, p. 85-93, 2019.

MENDES, I. C. *et al.* Propriedades biológicas em agregados de um Latossolo vermelho-escuro sob plantio convencional e direto no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 1, p. 435-443, 2003.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2006. 626 p.

MOREIRA, R. V. de S. **Inter-relações entre atributos químicos e microbiológicos no sistema serapilheira-solo no bioma Mata Atlântica**. Tese (Doutor em Produção Vegetal) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2017.

RESQUIN, F. *et al.* Evaluation of the nutrient content in biomass of Eucalyptus species from short rotation plantations in Uruguay. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 134, 2020.

ROCHA J. H. T. *et al.* Forest residue maintenance increased the wood productivity of a Eucalyptus plantation over two short rotations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 379, p. 1-10, 2016.

ROCHA J. H. T. *et al.* Forest residue removal decreases soil quality and affects wood productivity even with high rates of fertilizer application. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 430, p. 188-95, 2018.

SALES, M. V. S. *et al.* Respecification of structural equation models for the P cycle in tropical soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 102, p. 1-16, 2015.

SANCHEZ, G. **PLS path modeling with R**. Berkeley: Trowchez Editions, 2013.  
Disponível em: [https://www.gastonsanchez.com/PLS\\_Path\\_Modeling\\_with\\_R.pdf](https://www.gastonsanchez.com/PLS_Path_Modeling_with_R.pdf).  
Acesso em: 15 nov. 2021.

SÃO JOSÉ, J. F. B. de *et al.* Initial growth and nutrition of eucalyptus under different management of harvest residues. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 27, n. 4, 2020.  
Disponível em:  
<https://www.scielo.br/j/floram/a/BNtZYStkrTVqKpCPYgKTX8L/?lang=en>. Acesso em: 25 jan. 2022.

SENA, K. N. *et al.* Forest harvest management systems and residual phytomass on the physical properties of sandy soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 45, 2021.

SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 1350-1358, 1999.

SIX, J.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E.T.; COMBRINK, C. Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate size classes and aggregate-associated carbon. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 64, p. 681-689, 2000.

SOLLINS, P.; HOMANN, P.; CALDWELL, B.A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. **Geoderma**, Amsterdam, v. 74, p. 65-105, 1996.

SIX, J. *et al.* A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 79, p. 7-31, 2004.

SIX, J, *et al.* Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, p. 555-569, 2006.

SOARES, B. E. M *et al.* Soil organic matter fractions under second-rotation eucalyptus plantations in eastern Rio Grande do Sul. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 41, p. 410107, 2017. Disponível em:  
<https://www.scielo.br/j/rarv/a/xcgPynN9Tzj4YkrFnYd4kfD/?lang=en>. Acesso em: 25 jan. 2022.

TABATABAI, M. A. Soil enzymes. *In*: WEAVER, R. W.; SCOTT, A.; BOTTOMELEY, P. J. (ed.). **Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 778-835.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, Chichester, v. 33, n. 2, p. 141-163, 1982.

VINHAL-FREITAS, I. C. *et al.* Soil textural class plays a major role in evaluating the effects of land use on soil quality indicators. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 74, p. 182-190, 2017.

WITSCHORECK, R.; SCHUMACHER, M. V. Alocação de nutrientes em povoamentos de *Eucalyptus saligna* Smith na região de Guaíba - Rio Grande do Sul. **Cerne**, Lavras, v. 21, n. 4, p. 625-632, 2015.

#### 4 SISTEMAS DE MANEJO DOS RESÍDOS DA COLHEITA FLORESTAL E SUA RELAÇÃO COM PROPRIEDADES FÍSICAS E CARBONO ORGÂNICO EM SOLO ARENOSO

O carbono orgânico (CO) introduzido nos solos, em sua maior parte via matéria orgânica, tem papel relevante em várias propriedades do mesmo e destacada importância em solos arenosos. Nesta classe textural, o aporte de material orgânico é necessário para garantir a sustentabilidade dos sistemas de produção. Este trabalho teve por objetivo verificar as alterações nos teores de carbono orgânico total (COT) e a sua influência sobre propriedades físicas, em áreas submetidas a diferentes sistemas de manejos de colheita (SMC: CTL (*cut-to-length*) - toda a fitomassa residual foi mantida na área; BA(*bare*) - remoção de toda a fitomassa residual e instalação de tela de proteção para impedir a deposição da biomassa vegetal do ciclo atual na superfície do solo; TL (*tree-length*) - remoção da casca e manutenção dos demais resíduos de colheita, simulando o sistema de colheita *tree-length*) de eucalipto, no leste do Mato Grosso do Sul em Neossolo quartzarênico de textura arenosa. As amostras de solo foram coletadas nas profundidades de 0,00-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m para determinações de estabilidade de agregados, densidade do solo (Ds), macro (Macro) e microporosidade (Micro), porosidade total (PT), carbono orgânico total (COT), estabilidade de agregados em água, além de cálculo do estoque de carbono (EstC). Para as duas últimas foram coletadas, também, nas profundidades de 0,20-0,40, 0,40-0,60, 0,60-0,80 e 0,80-1,00 m. A resistência mecânica à penetração do solo (RP) foi determinada até 0,40 m em intervalos de 0,10 m. O teor de carbono foi avaliado nos agregados da camada de 0,00-0,05 m após tamisamento úmido com diâmetro de 2000, 1000, 250 e 53  $\mu\text{m}$  e a morfologia desses agregados analisadas em microscópio eletrônico de varredura (MEV) e análise de energia dispersiva de raio-X (EDX). Os trabalhos de campo foram conduzidos em delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC), com 4 repetições, e as profundidades foram analisadas no esquema experimental de parcela subdividida. A avaliação estatística constou de análise de variância, teste de Tukey e regressão para as fontes de variação que apresentaram significância a 5%. Os SMC com manutenção de resíduos florestais sobre a superfície do solo têm efeitos positivos sobre COT e RP. O SMC CTL proporcionou maior acúmulo de COT, maior Macro (0,00-0,05 m), agregados com mais carbono e menor RP do solo. Após 180 dias da colheita de eucalipto, a camada de 0,20 a 0,60 m apresentou maior estoque de carbono orgânico do solo. Agregados maiores que 1000  $\mu\text{m}$

são responsáveis por maiores teores de COT na camada de 0,00-0,05 m enquanto que agregados maiores 2000  $\mu\text{m}$  contem 80% do COT.

**Palavras-chave:** Estoque de Carbono. Agregados. Qualidade Física. *Eucalyptus* sp. Matéria Orgânica.

#### 4.1 INTRODUÇÃO

O Brasil possui 9,0 milhões de hectares de florestas plantadas, sendo 6,97 milhões de hectares de eucalipto, e o estado de Mato Grosso do Sul possui 1,12 milhão de hectares desta espécie em áreas de solos arenosos, predominantes na região (IBÁ, 2020). Solos arenosos costumam ter estrutura frágil, baixa retenção de água, alta permeabilidade e sensibilidade à compactação, baixa capacidade de campo e baixo teor de carbono orgânico (CO) e capacidade de troca catiônica (CTC) (LACLAU *et al.*, 2010; HUANG; HARTEMINK, 2020).

Para o uso sustentável de solos arenosos, sua qualidade física e química deve ser preservada por meio de sistemas de manejo conservacionistas como o plantio direto ou preparo mínimo, manejo de resíduos de cultura, entradas de carbono, reduções nas perdas de nutrientes do solo (carbono, nitrogênio, fósforo, etc.) e aumento de a quantidade de macroagregados (Macro) e a porosidade total (PT) (LACLAU *et al.*, 2010; SIX; PAUSTIAN, 2014; DU *et al.*, 2015).

As áreas florestais são importantes no setor econômico e desempenham um papel fundamental no ciclo global do carbono. As plantações de eucalipto têm sido indicadas como uma prática valiosa para o sequestro de carbono quando associadas a práticas silviculturais conservacionistas nas quais a movimentação do solo é reduzida, a fitomassa residual é mantida e a ciclagem de nutrientes é promovida (DU *et al.*, 2015; ROCHA *et al.*, 2018). O carbono desempenha uma função essencial na formação do solo e na manutenção das suas propriedades quando incorporadas ao mesmo. O solo contém mais carbono do que a quantidade total presentes nas plantas e na atmosfera, constituindo, assim, uma reserva significativa e como um estabilizador efetivo desse elemento (SCHMIDT *et al.*, 2011; GUAN *et al.*, 2015), o que contribui para a mitigação do efeito estufa.

Os impactos do uso e manejo na qualidade física do solo podem ser quantificados por meio de propriedades físicas relacionadas à sua estabilidade estrutural, como estabilidade de agregados. Esta propriedade depende da mineralogia do solo, do tamanho

das partículas do solo e da presença de matéria orgânica. Ao mesmo tempo, a estabilidade dos agregados desempenha uma função significativa na proteção física do CO, permitindo sua oclusão dentro das unidades estruturais e reduzindo sua decomposição microbiológica ou sua biodegradação, preservando assim o CO no solo (SIX; PAUSTIAN, 2014; ROCHA *et al.*, 2018; VICENTE *et al.*, 2019).

Na região Centro Oeste do Brasil, o cultivo do eucalipto, normalmente, é conduzido em áreas de pasto degradado. Assim o reflorestamento contribui na dinâmica do carbono e na qualidade do solo, quando os resíduos vegetais são deixados à superfície nos talhões. Os sistemas de manejo de colheita (SMC) mais utilizados nesta região são *tree-length* (TL) e *cut-to length* (CTL) (MALINOVSKI *et al.*, 2014). O primeiro, em tradução literal significa “toras longas”, ou seja, a árvore é semi-processada (desgalhamento e remoção do ponteiro) no local de derrubada e levada em forma de fuste com mais de 7 metros de comprimento para a margem da estrada onde o processamento das toras é concluído (MALINOVSKI *et al.*, 2014).

O método CTL ou “toras curtas” é caracterizado pelo processamento da árvore no local de corte e derrubada, onde são realizados desgalhamento, descascamento e corte das árvores em toras de tamanhos pré-definidos, deixando os restos vegetais na área (MALINOVSKI *et al.*, 2014). A permanência destes resíduos à superfície garante certa cobertura do solo e mantém grande quantidade de material vegetal à superfície, formando inicialmente um *mulch* e em seguida a serapilheira.

Em plantios florestais, os nutrientes retornam ao solo por meio da serapilheira, que será transformada e incorporada ao solo na forma de MO mineralizada; na qual durante o processo de mineralização, os nutrientes são então liberados para absorção pela planta (KRISHNA; MOHAN, 2017; ROCHA *et al.*, 2018). O aumento da entrada de matéria orgânica promove a agregação do solo e reduz a exposição do carbono, que permanece nos agregados do solo, contribuindo para a melhoria da estabilidade estrutural do solo, aumento da porosidade total e atividade microbiana, entre outros benefícios (SIX; PAUSTIAN, 2014; ROCHA *et al.*, 2018; VICENTE *et al.*, 2019).

O SMC CTL proporciona maior aporte de MO do que outras práticas, sugerindo que pode promover a conservação da qualidade física de solos de baixa estabilidade estrutural, como os arenosos, por meio da ciclagem de nutrientes da fitomassa residual deixada no solo após a colheita. Essa hipótese supõe que o CTL, com maior quantidade de material deixado na área, pode reduzir as perdas de carbono/matéria orgânica e preservar as propriedades físicas do solo devido à fitomassa residual da colheita mantida

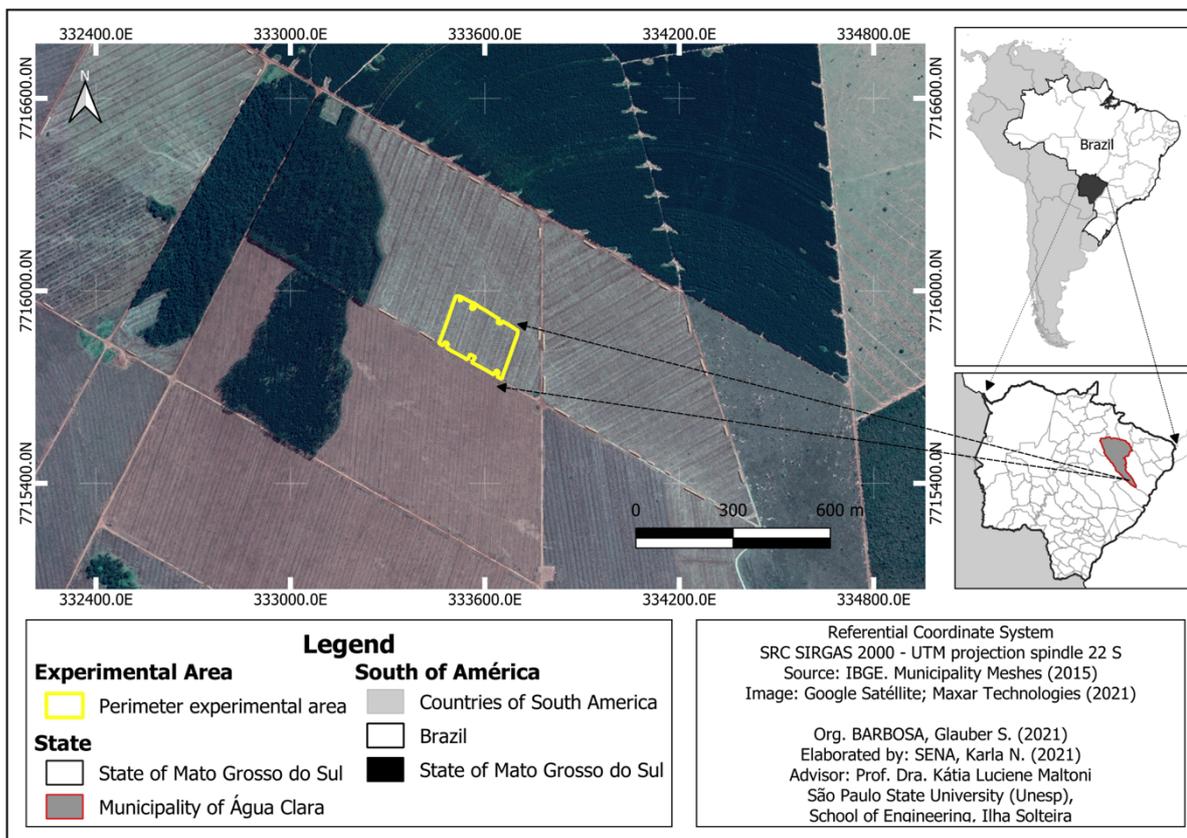
na área.

Este estudo teve como objetivo avaliar as mudanças no conteúdo e estoque de carbono orgânico e em algumas propriedades físicas de um solo arenoso em áreas sob diferentes práticas de manejo de resíduo da colheita de eucalipto no leste do estado de Mato Grosso do Sul, Brasil.

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

A área selecionada para desenvolvimento da pesquisa localiza-se no município de Água Clara – MS (Figura 1), em um plantio comercial de *Eucalyptus urograndis*, clone E13. O clima da região é tropical com inverno seco (Aw), segundo o sistema de classificação de Köppen (ALVARES *et al.*, 2013), com precipitação média anual e temperatura média de 1370 mm e 24,4 °C. O local era originalmente Cerrado *stricto sensu* (savana tropical brasileira), com pastagem introduzida na década de 1960 e o primeiro ciclo do eucalipto iniciado em 2011, que foi colhido em 2017.

Figura 1 - Localização da área experimental.



Fonte: Próprio autor.

O solo desta área foi classificado como Neossolo quartzarênico (SANTOS *et al.*,

2018), que corresponde a um *Quartzipsamments* (SOIL SURVEY STAFF, 2014) ou *Arenosol* (IUSS WRB, 2015), com classe textural arenosa. A área em estudo foi caracterizada inicialmente em termos de granulometria do solo e propriedades químicas 120 dias após a colheita do eucalipto do primeiro ciclo (setembro de 2017) e antes do preparo do solo para o próximo ciclo do eucalipto (novembro de 2017).

Amostras indeformadas de solo foram coletadas aleatoriamente, uma amostra composta (três amostras simples) por parcela de cada SMC para as camadas de solo de 0,00-0,20, 0,20-0,40 e 0,40-0,60 m. O tamanho das partículas foi determinado pelo método da pipeta (GEE; BAUDER, 1986) e o COT pelo método de perda de peso na ignição (CARMO; SILVA, 2012). A análise para a caracterização química do solo foi determinada no início do estudo, conforme descrito por Teixeira *et al.*, (2017) para cálcio (Ca), magnésio (Mg), alumínio (Al), fósforo (P) e potássio (K) trocáveis, matéria orgânica (MO) determinada pelo método de digestão úmida; pH determinado em CaCl<sub>2</sub> e acidez potencial (H + Al). Foram calculadas a CTC pH 7,0, soma de bases (SB), saturação por bases (V) e a saturação por alumínio (m).

O solo apresenta textura arenosa, com teores de areia, silte e argila variando de 843 a 878 g kg<sup>-1</sup>, 91 a 54 g kg<sup>-1</sup> e 83 a 61 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente; baixa fertilidade com médias de P = 1,86 mg dm<sup>-3</sup>, MO = 7,87 g dm<sup>-3</sup>, pH (CaCl<sub>2</sub>) = 4,2, K = 0,17 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, Ca = 2,97 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, Mg = 2,23 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, H + Al = 14,70 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, Al = 6,22 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, carbono orgânico total (COT) = 14 g kg<sup>-1</sup>, soma de bases = 5,37 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, capacidade de troca catiônica (CTC) = 20,07 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, saturação por bases (V%) = 26,77% e saturação por alumínio (m%) = 30,97% (Material complementar – Tabela 1 e Tabela 2).

A área em análise foi submetida a colheita do eucalipto de primeiro ciclo em junho de 2017, de acordo com o sistema *cut-to-length*. Após 120 dias (setembro de 2017), as parcelas foram preparadas para simular os três diferentes sistemas de manejo de resíduo de colheita (SMC):

***Cut-to-length* (CTL)** - Manutenção de todos os resíduos (resíduos: folhas, galhos, casca e serapilheira, todos mantidos na área, a colheita CTL), relação C:N do resíduo 14;

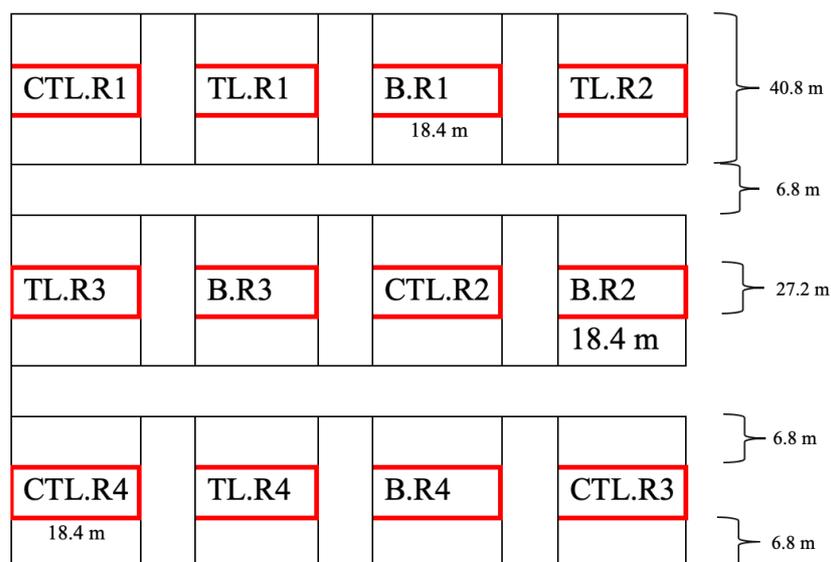
***Bare* (BA)** - Retirada de todos os resíduos e da serapilheira com instalação de sombrite, para impedir a deposição da biomassa vegetal do ciclo atual na superfície do solo;

***Tree-length* (TL)** - Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (todos os resíduos, folhas, galhos e serapilheira foram mantidos na área, com exceção da casca - simulação de colheita TL), relação C:N do resíduo 34.

Estes Sistemas de Manejos de Colheita (SMC) foram estabelecidos 120 dias após a colheita do eucalipto do primeiro ciclo e avaliados 90 dias após a execução em campo, antes do preparo do solo e plantio do próximo cultivo. Os trabalhos de campo foram conduzidos em delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC), com 4 repetições, e as profundidades foram analisadas no esquema experimental de parcela subdividida.

Os sistemas de manejo foram dispostos em áreas retangulares de 40,8 m x 27,6 m, contendo 12 linhas de plantio com espaçamento de 3,4 m entre linhas e 2,3 m entre plantas, produzindo uma área de 1.126 m<sup>2</sup> (Figura 2). Dentro desta área, as 8 linhas de plantio centrais foram consideradas para avaliações, contemplando assim 500,8 m<sup>2</sup>, evitando efeitos de carreador e interferências de áreas vizinhas.

Figura 2 - Ilustração esquemática da área de trabalho de plantio de eucalipto, com os sistemas de manejo de colheita, CTL, TL e B e as quatro repetições (R)



Fonte: Próprio autor.

Para avaliação do Carbono Orgânico Total (COT), amostras simples foram coletadas em triplicata nas profundidades de 0,00-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,40; 0,40-0,60; 0,60-0,80 e 0,80-1,00 m com trado tipo rosca nas entrelinhas. Este foi determinado pelo método perda de massa por ignição (PMI) (CARMO; SILVA, 2021).

O Estoque de Carbono Orgânico (EstC) foi calculado a partir do CO acumulado em cada profundidade por meio da equação:  $EstC = (COT \times Ds \times e) / 10$  (XIE *et al.*, 2007); onde EstC é o estoque de CO em determinada profundidade (Mg ha<sup>-1</sup>); COT é o

teor de Carbono orgânico total ( $\text{g kg}^{-1}$ );  $D_s$  é a densidade do solo média da profundidade ( $\text{g cm}^{-3}$ ), determinada a partir de amostras indeformadas; e “ $e$ ” é a espessura da camada considerada (cm).

A estabilidade dos agregados em água (agregados estáveis em água) foi determinada em amostras de solo indeformadas coletadas na linha de cada parcela, de acordo com o método de Nimmo e Perkins (2002), usando peneiras de 2.000, 1.000, 250 e 53  $\mu\text{m}$ . Essas análises foram realizadas nas quatro repetições de cada SMC, nas camadas de 0,00-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m. Os agregados retidos em cada peneira, para a camada de 0,00-0,05 m de profundidade foram avaliados para COT (CARMO; SILVA, 2012), pois essa camada de solo recebeu diretamente a fitomassa residual.

A morfologia destes agregados, em cada SMC, na camada 0,00-0,05m, foi analisada em microscopia eletrônica de varredura (WHITE, 2008) e o equipamento utilizado foi um EVO-LS15- ZEIS<sup>®</sup>. Os agregados selecionados foram os de diâmetro de 4.000  $\mu\text{m}$  a 2.000  $\mu\text{m}$ , 2.000  $\mu\text{m}$  a 1.000  $\mu\text{m}$ , 1.000  $\mu\text{m}$  a 250  $\mu\text{m}$  e 250  $\mu\text{m}$  a 53  $\mu\text{m}$ . Microanálises semi-quantitativas foram realizadas utilizando o sistema de análise de energia dispersiva de raios X (EDX), para reconhecimento da composição química dos materiais cristalinos presentes nos agregados menores que 53  $\mu\text{m}$  por meio do sistema de difração de elétrons retroespalhados.

Densidade ( $D_s$ ), macroporosidade (Macro), microporosidade (Micro) e porosidade total (PT) foram avaliados em amostras indeformadas coletadas nas linhas de cada parcela com um anel de Kopecky (altura: 40 mm; diâmetro: 55 mm; volume: 95,03  $\text{cm}^3$ ) nas camadas de solo de 0,00-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m em duplicata, e amostras simples continuaram nas camadas de solo de 0,20-0,40, 0,40-0,60, 0,60-0,80 e 0,80-1,00 m para o cálculo de estoque de carbono. A densidade aparente foi determinada pelo método do cilindro volumétrico, e a macroporosidade (Macro) e a microporosidade (Micro) foram determinadas pelo método da mesa de tensão (GROSSMAN; REINSCH, 2002). A porosidade total (PT) foi calculada a partir da soma dos Macro e Micro (FLINT; FLINT, 2002).

A resistência mecânica à penetração (RP) foi avaliada com um penetrômetro eletrônico (Penetrolog - Falker - diâmetro do cone 12,83 mm). Os registros da resistência à penetração (RP) foram feitos na linha, com três repetições em cada parcela, para as camadas de 0,00-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,30 e 0,30-0,40 m. Os dados foram registrados automaticamente para cada incremento de 0,01 m de penetração até um máximo de 0,4 m, e os resultados para cada camada de 0,10 m é a média de 10 incrementos de 0,01 m.

As medições foram realizadas com um teor de umidade de cerca de 30% da capacidade de campo no verão de 2017.

Os resultados obtidos para as propriedades do solo (carbono orgânico total, estoque de carbono, macroporosidade, microporosidade, porosidade total, resistência mecânica a penetração) foram submetidos a análise de variância (quando atendidas às pressuposições de normalidade e homocedasticidade), sendo aplicado o teste F a 5% de probabilidade, uma vez encontrada diferença significativa entre as fontes de variação, as médias dos SMC foram comparadas pelo teste de Tukey ( $P < 0,05$ ) e regressão polinomial para as camadas do solo. Uma vez que o modelo foi verificado a partir do P-valor do desvio da regressão, os modelos de regressão polinomial foram selecionados a partir dos coeficientes de correlação ( $r^2$ ) superiores, dentre as regressões significativas pelo teste F, respeitando as características de cada fator. Foi utilizado o programa SISVAR (FERREIRA, 2019) para a análise dos dados.

### 4.3 RESULTADOS

O conteúdo de COT e EstC (Tabela 1) apresentaram diferenças significativas entre os SMC. CTL e B tiveram os maiores valores em uma resposta quadrática para camadas de solo ( $\hat{y}_{COT}^{**} = 10,0705 + 0,1486 x - 0,0020 x^2$ ,  $r^2 = 0,5706$ , ponto máximo = 0,37 m;  $\hat{y}_{EstC}^{**} = 8,3235 + 1,2688 x - 0,0125 x^2$ ,  $r^2 = 0,6217$ , ponto máximo = 0,51 m).

A interação SMC x C para COT (Tabela 1) mostra homogeneidade entre SMC nas camadas de 0,00-0,20 m e 0,60-1,00 m, sendo observadas variações entre 0,20-0,60 m, com destaque para o SMC CTL, com maior quantidade de COT, o que, mesmo com apenas 90 dias sinaliza efeitos positivos da preservação dos resíduos de colheita sobre os teores de carbono.

O COT apresentou incrementos significativos em COT na camada de 0,20-0,60 m (Tabela 1) para o SMC CTL e 0,40-0,60 m para BA, com comportamento quadrático ( $\hat{y}_{CTL}^{**} = 9,1848 + 0,3811x - 0,0046x^2$ ,  $r^2=0,6134$ , ponto máximo = 0,41 m;  $\hat{y}_{BA}^{**} = 9,8554 + 0,1417 x - 0,0019 x^2$ ,  $r^2=0,4863$ , ponto máximo = 0,37 m;  $\hat{y}_{CTL}^* = 11,4488 - 0,0528 x$ ,  $r^2=0,8200$ , variação =  $-0,528 \text{ g C kg}^{-1} 0,10 \text{ m}^{-1}$ ).

No SMC CTL, onde todos os resíduos da colheita foram mantidos, observa-se indícios de retenção de COT oriundo da biomassa, porém nos SMC BA e TL, onde ocorreu remoção dos resíduos (total e parcial, respectivamente), com apenas 90 dias, os teores de COT já sinalizam com redução, variando de 12 a 16  $\text{g kg}^{-1}$ . Neste contexto, a distribuição dos agregados do solo por diâmetro (Tabela 2), mostra a predominância dos

macroagregados (> 250  $\mu\text{m}$ ) (TISDALL; OADES, 1982), com destaque para a classe >2000  $\mu\text{m}$ , a qual prevalece em todos os SMC com pelo menos 80% dos agregados presentes.

Tabela 1 - Valores de F, coeficiente de variação (CV), determinação ( $r^2$ ), equações de regressão, desdobramento (Dec) para interação sistemas de manejo (SMC) e às camadas (CMD) do solo para carbono orgânico total (COT) e Estoque de Carbono (EstC)

	F			CV	SMC		
	SMC	CMD (m)	SMC $\times$ CMD	%	CTL	BA	TL
COT ( $\text{g kg}^{-1}$ )	15,993 **	94,310 **	4,302 *	22	13,0 A	10,7 B	9,2 C
EstC ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )	6,178 **	33,868 **	1,773 <sup>ns</sup>	35	31,7 A	29,6 A	22,3 B
CMD (m)	0,00-0,10	0,10-0,20	0,20-0,40	0,40-0,60	0,60-0,80	0,80-1,00	
COT ( $\text{g kg}^{-1}$ )	12,2	9,7	13,5	16,0	8,7	8,5	
	$\hat{Y}_{\text{COT}}^{**} = 10,0705 + 0,1486 x - 0,0020 x^2$ , $r^2 = 0,5706$ , ponto máximo = 0,37 m						
EstC ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )	18,2	14,8	40,6	47,4	25,3	24,8	
	$\hat{Y}_{\text{EstC}}^{**} = 8,3235 + 1,2688 x - 0,0125 x^2$ , $r^2 = 0,6217$ , ponto máximo = 0,51 m						
<b>Dec.</b>	COT ( $\text{g kg}^{-1}$ )						
SMC	0,00-0,10	0,10-0,20	0,20-0,40	0,40-0,60	0,60-0,80	0,80-1,00	F
CTL	12,4 a	10,5 a	18,1 a	20,0 a	9,0 a	7,8 a	20,710 **
	$\hat{y}_{\text{COT(CTL)}}^{**} = 9,1848 + 0,3811 x - 0,0046 x^2$ , $r^2 = 0,6134$ , ponto máximo = 0,41 m						
BA	12,2 a	9,5 a	12,9 b	15,1 b	8,9 a	7,3 a	19,286 **
	$\hat{y}_{\text{COT(BA)}}^{**} = 9,8554 + 0,1417 x - 0,0019 x^2$ , $r^2 = 0,4863$ , ponto máximo = 0,37 m						
TL	12,0 a	9,8 a	9,5 b	9,5 c	7,5 a	6,8 a	2,791 *
	$\hat{y}_{\text{COT(TL)}}^* = 11,4488 - 0,0528 x$ , $r^2 = 0,8200$ , variação = $-0,528 \text{ g C kg}^{-1} 0,10 \text{ m}^{-1}$						
Valor de F	0,033 <sup>ns</sup>	0,299 <sup>ns</sup>	16,238 **	20,170 **	0,570 <sup>ns</sup>	0,192 <sup>ns</sup>	

Médias seguidas de mesma letra, maiúsculas na linha (SMC) e minúscula na coluna (COT), não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey para  $P < 0,05$ . <sup>ns</sup> = não significativo; \*\* e \* significativo a 1 e 5 % respectivamente. <sup>1</sup>CTL= Manutenção de 100% dos resíduos (*Cut-to-length*); BA= Retirada de 100% dos resíduos e instalação de sombrite; TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (*Tree-length*).  
Fonte: Próprio autor.

Em profundidade, os agregados > 2000  $\mu\text{m}$  tem destacada importância na camada superficial (0,00-0,10), coincidente com os maiores teores de COT, devido a proximidade com os resíduos deixados, enfatizando a importância do carbono para a formação de agregados. Dos agregados analisados para COT, na camada de 0,00-0,05 m (Tabela 3), os de maior diâmetro (>2000  $\mu\text{m}$  e >1000  $\mu\text{m}$ ) são responsáveis pela maior retenção de COT no solo, não ocorrendo diferenças entre os SMC aos 90 dias. No entanto, os Micro (<250  $\mu\text{m}$ ) também exibiram alguma retenção de COT, porém estes ocorrem em quantidades menores.

Tabela 2 - Valores de F e coeficiente de variação (CV) para distribuição dos agregados (%), em relação aos sistemas de manejo de colheita (SMC) e às camadas (CMD) do solo

Diâmetro ( $\mu\text{m}$ )	4000-2000	2000 - 1000	1000 - 500	500 - 250	250 - 102	102 - 53
	F					
SMC	1,945 <sup>ns</sup>	0,051 <sup>ns</sup>	0,882 <sup>ns</sup>	1,694 <sup>ns</sup>	2,807 <sup>ns</sup>	0,640 <sup>ns</sup>
CMD (m)	45,350 <sup>**</sup>	25,770 <sup>**</sup>	29,399 <sup>**</sup>	30,030 <sup>**</sup>	34,707 <sup>**</sup>	1,580 <sup>ns</sup>
SMC $\times$ CMD	1,425 <sup>ns</sup>	0,514 <sup>ns</sup>	0,812 <sup>ns</sup>	0,641 <sup>ns</sup>	2,810 <sup>**</sup>	0,494 <sup>ns</sup>
CV (%)	10	75	71	64	53	101
SMC <sup>(1)</sup>	Média (%)					
CTL	85,39 a	1,89 a	2,17 a	3,71 a	2,77 a	0,45 a
BA	80,03 a	2,00 a	2,70 a	5,71 a	4,11 a	0,57 a
TL	79,96 a	2,09 a	3,21 a	5,75 a	4,69 a	0,39 a
CMD (m)						
0,00-0,05	89,79 a	0,80 b	1,30 b	2,50 b	2,07 b	0,41 a
0,05-0,10	87,00 a	1,24 b	1,41 b	3,38 b	2,69 b	0,44 a
0,10-0,20	67,47 b	3,95 a	5,38 a	10,07 a	7,11 a	0,68 a

Médias seguidas de mesma letra, maiúsculas na linha na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey para  $P < 0,05$ . <sup>ns</sup> = não significativo; <sup>\*\*</sup> e <sup>\*</sup> significativo a 1 e 5 % respectivamente. <sup>1</sup>CTL= Manutenção de 100% dos resíduos (*Cut-to-length*); BA= Retirada de 100% dos resíduos e instalação de sombrite; TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (*Tree-length*).

Fonte: Próprio autor.

Tabela 3 - Valores de F, coeficiente de variação (CV) e desdobramento para a interação em relação aos sistemas de manejo de colheita (SMC) e Diâmetro (D -  $\mu\text{m}$ ) na camada 0,00 a 0,05 m do solo

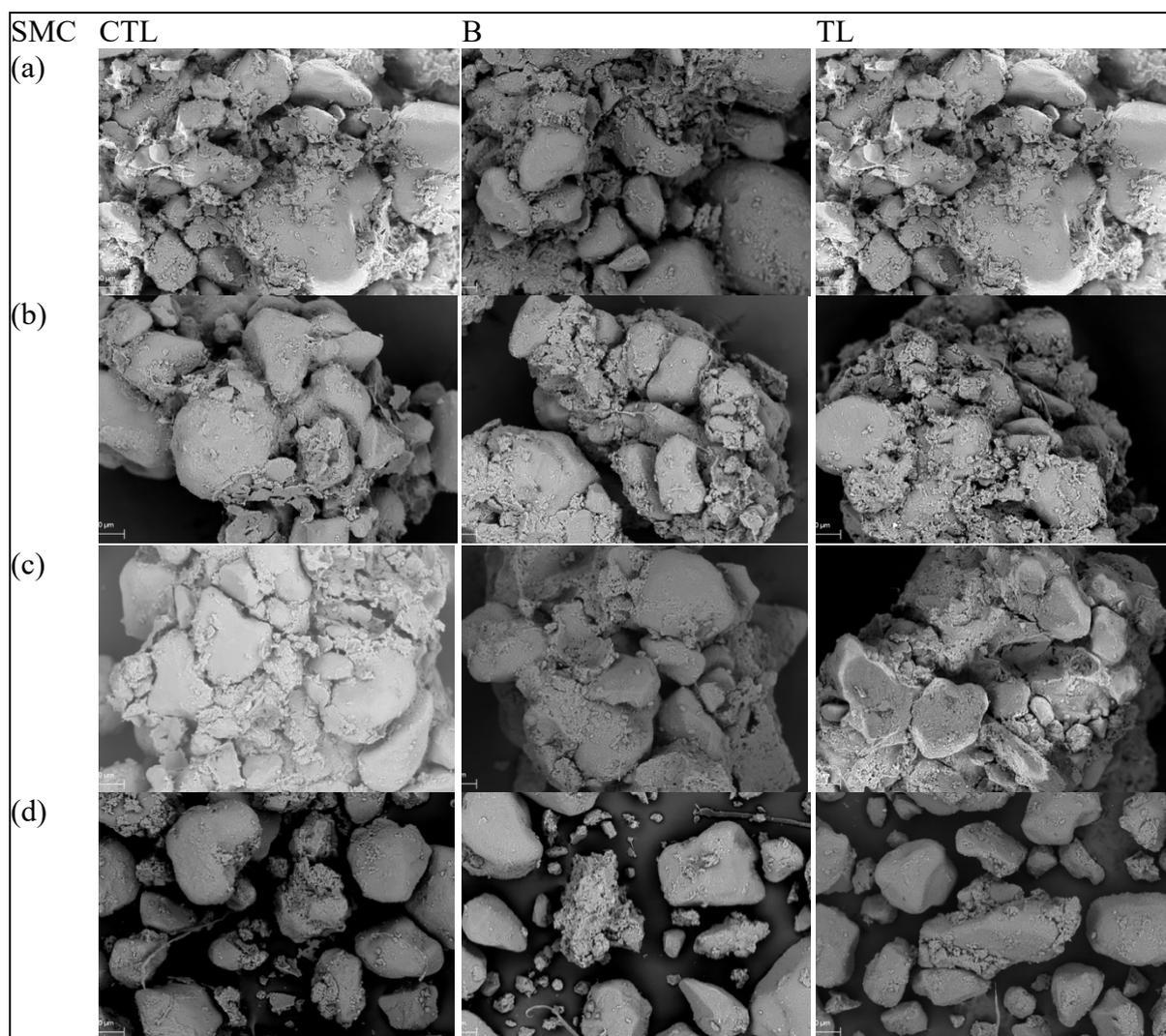
Propriedade	Valores de F			CV	SMC		
	SMC	D ( $\mu\text{m}$ )	SMC $\times$ D	%	CTL	B	TL
C agregados ( $\text{g kg}^{-1}$ )	0,08 <sup>ns</sup>	16,686 <sup>**</sup>	2,796 <sup>*</sup>	26	15,0	14,5	14,9
	Diâmetro ( $\mu\text{m}$ )						
	>2000	2000 - 1000	1000 - 250	250 - 53			
C agregados ( $\text{g kg}^{-1}$ )	19,7 A	17,2 A	12,4 B	9,9 B			
Dec.	Diâmetro( $\mu\text{m}$ )						
	>2000	2000 - 1000	1000 - 250	250 - 53	Valor de F		
SMC	C agregados ( $\text{g kg}^{-1}$ )						
CTL	18,5 abA	18,1 aA	14,0 aAB	9,4 aB	5,004 <sup>**</sup>		
BA	15,8 bA	17,6 aA	12,2 aA	12,3aA	1,966 <sup>ns</sup>		
TL	24,8 aA	15,9 aB	11,1 aBC	7,8 aC	15,307 <sup>**</sup>		
Valor de F	6,020 <sup>**</sup>	0,381 <sup>ns</sup>	0,586 <sup>ns</sup>	1,482 <sup>ns</sup>			

Médias seguidas de mesma letra, maiúsculas na linha e minúscula na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey para  $P < 0,05$ . <sup>ns</sup> = não significativo; <sup>\*\*</sup> e <sup>\*</sup> significativo a 1 e 5 % respectivamente. CTL= Manutenção 100% dos resíduos (*Cut-to-length*); B= Retirada de 100% dos resíduos e instalação de sombrite; TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (*Tree-length*).

Fonte: Próprio autor.

O solo sob os SMC estudados apresenta grãos de areia isolados com dimensão de Macro, observados por meio da Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV - Figura 3d). O teor de silício identificado nas partículas isoladas, combinado com o oxigênio, indica a presença de quartzo, que é o mineral predominante nas partículas isoladas (Figuras 4).

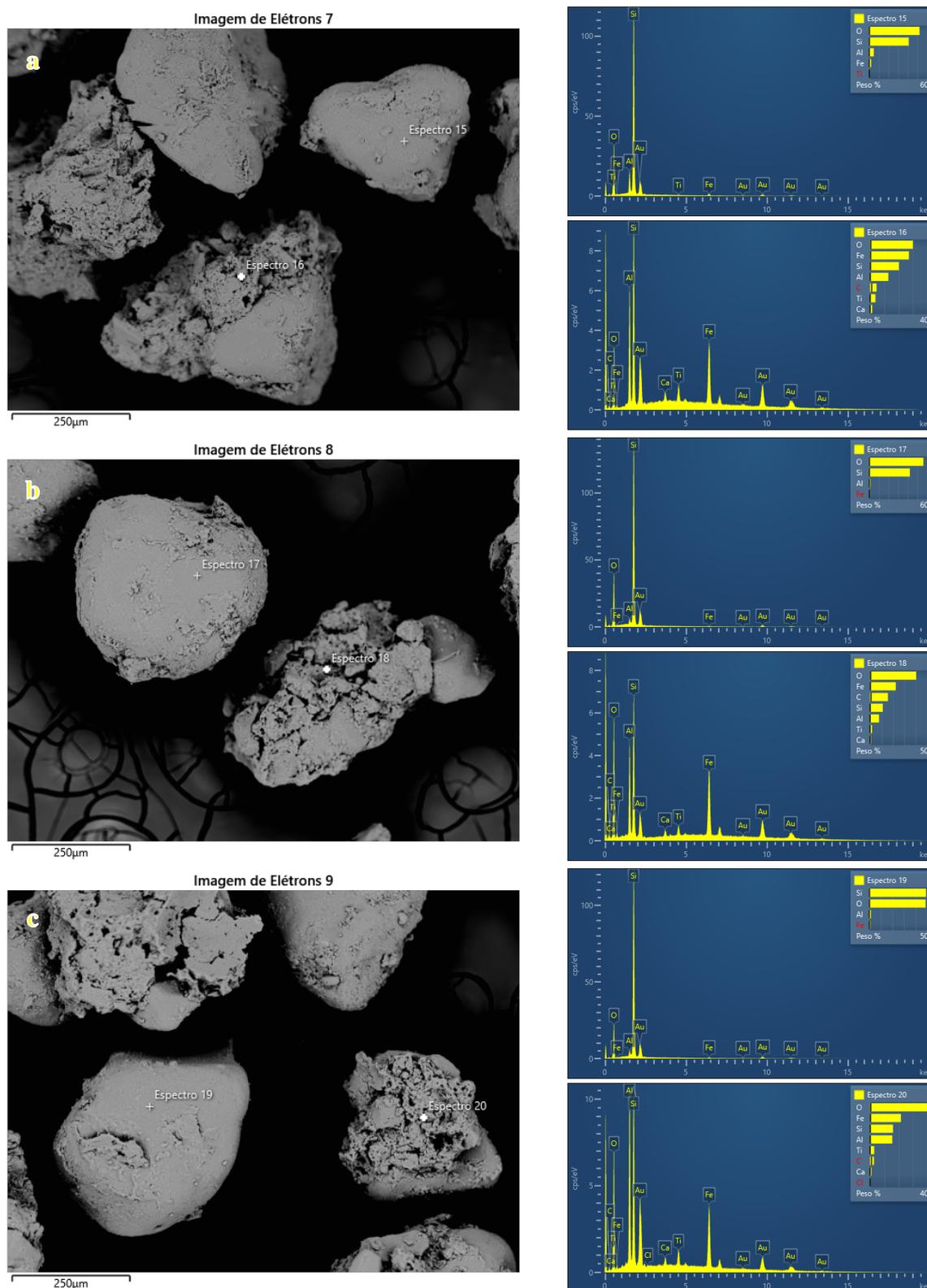
Figura 3 - Imagens obtidas em microscopia eletrônica de varredura (MEV) dos agregados com diâmetro de 4000  $\mu\text{m}$  a 2000  $\mu\text{m}$  (a), 2000  $\mu\text{m}$  a 1000  $\mu\text{m}$  (b), 1000  $\mu\text{m}$  a 250  $\mu\text{m}$  (c), e menor de 250  $\mu\text{m}$  (d), na camada de 0,00 - 0,05 m, nos diferentes sistemas de manejo de colheita (SMC)



<sup>1</sup>CTL= Manutenção de 100% dos resíduos (*Cut-to-length*); BA= Retirada de 100% dos resíduos e instalação de sombrite; TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (*Tree-length*).

Fonte: Próprio autor.

Figura 4 - Imagens obtidas em microscopia eletrônica de varredura (MEV) e análise de energia dispersiva de raios X (EDS) dos agregados com diâmetro 0  $\mu\text{m}$  a 53  $\mu\text{m}$  (a), na camada de 0,00-0,05 m, nos diferentes sistemas de manejo de colheita (SMC)



<sup>1</sup>CTL= Manutenção de 100% dos resíduos (*Cut-to-length*); BA= Retirada de 100% dos resíduos e instalação de sombrite; TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (*Tree-length*).  
 Fonte: Próprio autor.

Apenas as propriedades Ds e Macro mostram diferenças para as camadas avaliadas, os demais (Micro e PT) não tiveram diferença para os SMC e nem para camadas (Tabela 4). No desdobramento da interação SMC x Carbono dos agregados (Tabela 5), os valores de Macro permanecem próximos de 3% para os três SMC na camada de 0,10-0,20 m, e mostram que o CTL, que mantém toda a fitomassa residual na superfície, apresentou maior valor médio para Macro na camada 0,00-0,05 m (11,84%).

Tabela 4 - Valores médios para macroporosidade (Macro) e microporosidade (Micro), porosidade total (PT), densidade do solo (Ds), Resistência Mecânica a Penetração (RP), valores de F e coeficiente de variação (CV), por sistemas de manejo de colheita (SMC) e camada (CMD) do solo

Fontes de variação	Ds	Macro	Micro	PT	RP <sup>#</sup>	
	Mg m <sup>-3</sup>	-----	% -----		MPa	
Valores de F						
SMC	1,639 <sup>ns</sup>	1,800 <sup>ns</sup>	0,460 <sup>ns</sup>	2,359 <sup>ns</sup>	5,427 <sup>**</sup>	
CMD (m)	17,330 <sup>**</sup>	22,807 <sup>**</sup>	6,856 <sup>**</sup>	6,628 <sup>**</sup>	41,060 <sup>**</sup>	
SMC x CMD	1,682 <sup>ns</sup>	1,957 <sup>ns</sup>	0,318 <sup>ns</sup>	1,309 <sup>ns</sup>	0,127 <sup>ns</sup>	
CV (%)	3	45	8	7	25	
<b>SMC<sup>1</sup></b>						
CTL	1,49 a	7,22 a	31,52 a	38,74 a	1,72 a	
B	1,52 a	5,54 a	31,57 a	37,11 a	2,16 b	
TL	1,49 a	5,81 a	32,33 a	38,14 a	2,24 b	
CMD (m)					CMD (m)	
0,00-0,05	1,46 a	8,38 a	30,52 a	38,91 a	0,00-0,10	1,03
0,05-0,10	1,51 b	6,59 a	31,28 a	37,87 ab	0,10-0,20	2,18
0,10-0,20	1,54 b	2,81 b	33,34 b	36,16 b	0,20-0,30	2,61
					0,30-0,40	2,55

Médias seguidas de mesma letra (minúscula) na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey para  $P < 0,05$ , <sup>ns</sup> = não significativo; <sup>\*\*</sup> e <sup>\*</sup> significativo a 1 e 5 % respectivamente. CTL= Manutenção 100% dos resíduos (*Cut-to-length*); BA= Retirada de 100% dos resíduos e instalação de sombrite; TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (*Tree-length*); #: umidade do solo no campo: 8-10% (volume); capacidade de retenção de água: 27% (volume) de acordo com USDA (2014). ##: equação de regressão para PR na camada  $\hat{y}_{RP} \text{ ## } = 0,668 + 2,008 x - 0,3020 x^2$ ,  $r^2 = 0,9983$ .

Fonte: Próprio autor.

A interação SMC × Carbono da interação dos agregados (Tabela 3) confirma a manutenção do COT nos agregados maiores (Figura 3), particularmente no CTL e no TL, ambos com manutenção (total e parcial, respectivamente) da fitomassa residual da colheita do eucalipto. Todavia, no SMC BA, com a retirada de 100% da fitomassa residual, não foram observadas diferenças para COT entre agregados de diferentes diâmetros (Tabela 3).

Tabela 5 - Desdobramento da interação entre Sistemas de Manejo de Colheita (SMC) x Camada (CMD) do solo, para macroporosidade

Camada	SMC			Valores de F
	CTL	BA	TL	
	Macroporos (%)			
0,00-0,05	11,84 aA	7,02 aB	9,00 aAB	5,046 **
0,05-0,10	7,32 aA	6,76 aA	5,34 abA	0,617 <sup>ns</sup>
0,10-0,20	2,49 bA	2,84 bA	3,08 bA	0,051 <sup>ns</sup>
Valores de F	12,359 **	9,322 **	5,040 **	

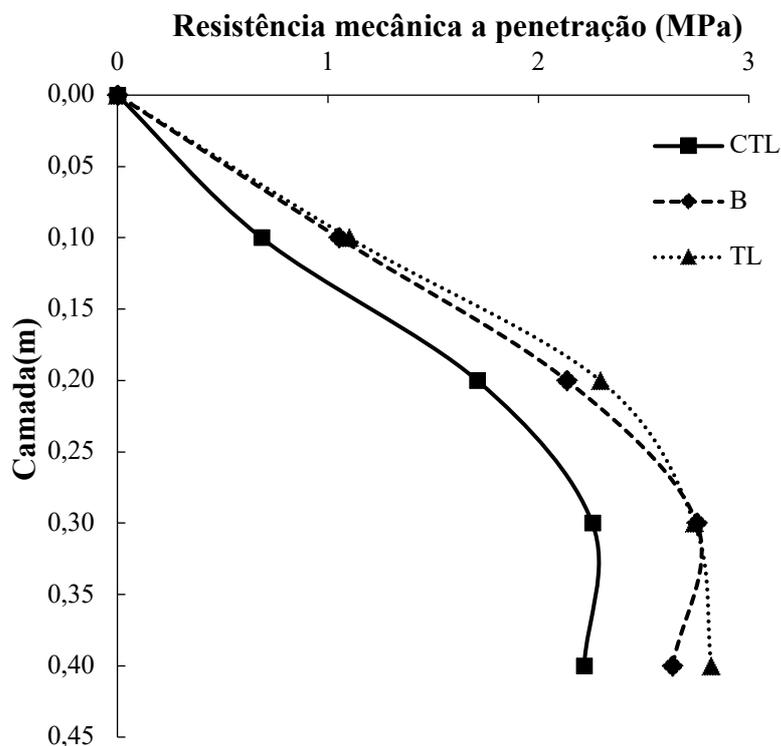
Médias seguidas de mesma letra, maiúsculas na linha e minúscula na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey para  $P < 0,05$ . <sup>ns</sup> = não significativo; \*\* e \* significativo a 1 e 5 % respectivamente. CTL= Manutenção 100% dos resíduos (*Cut-to-length*); BA= Retirada de 100% dos resíduos e instalação de sombrite; TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (*Tree-length*).  
Fonte: Próprio autor.

O padrão observado no SMC BA para carbono dos agregados (Tabela 3), ressalta a importância do manejo adotado, não tão claro nas outras propriedades, mas evidente neste caso onde a remoção dos resíduos reduziu o teor de COT e conseqüentemente a estabilidade dos agregados de maior diâmetro (Tabela 2), não havendo diferença na retenção de carbono entre os diferentes diâmetros de agregados que compõe o solo neste SMC.

Embora a Ds e a Macro do solo não tenham variado entre os SMC, essas variaram entre as camadas avaliadas. A Macro se aproxima de 3% na camada de 0,10-0,20 m, sugerindo limitação severa da infiltração de água no solo (Tabela 4). O SMC não afetou significativamente a PT, exibindo valores médios para CTL, BA e TL, de 38,74, 37,11 e 38,14%, respectivamente (Tabela 4). A resistência mecânica à penetração (RP) (Tabela 4 e Figura 5) apresentou variações significativas para o SMC e as camadas de solo avaliadas, com menor RP no SMC CTL, diferindo dos demais, que são semelhantes entre si.

Neste estudo, o CTL proporcionou menor RP, significativa na superfície do solo, efeito direto e indireto do COT, enquanto na superfície os benefícios não são evidentes. Com o aumento da profundidade do perfil do solo, os valores de RP aumentaram, com resposta quadrática ( $\hat{y}_{PR}^{**} = 0,668 + 2,008 x - 0,3020 x^2$ ;  $r^2 = 0,9983$ ), e atingiu um valor máximo na profundidade de 0,33 m.

Figura 6 - Resistência Mecânica à Penetração no solo dos sistemas de manejo de colheita (SMC)



Fonte: Próprio autor.

#### 4.4 DISCUSSÃO

O conteúdo de COT e EstC constatados na camada superficial do solo (Tabela 1) estão relacionados à entrada de fitomassa residual da colheita de eucalipto, resposta essa recorrente e frequentemente relatada na literatura (COSTA JR *et al.*, 2012; GUAN *et al.*, 2015; JESUS *et al.*, 2015; MARQUES *et al.*, 2016; SENA *et al.*, 2017). Abaixo da superfície, os aumentos observados no COT e EstC nas camadas mais profundas do solo (0,20-0,60 m - Tabela 1) para o CTL e B coincidem com a camada de maior abundância do sistema radicular do eucalipto.

Esse aumento também pode ser resultado do movimento descendente do COT em solo arenoso, conforme também relatado por Marques *et al.* (2016) avaliando floresta primária na região amazônica sob Latossolos de (platô), Argissolo (vertente) e Espodossolo (planície); ou ainda, registros de cultivos anteriores, hipótese mais difícil devido a condição climática (Aw, quente e úmido) e a atividade microbiana (COSTA JÚNIOR *et al.*, 2012; CUNHA *et al.*, 2012), mas é uma questão sob análise.

Plantações florestais de eucalipto têm potencial para incorporação de carbono ao solo devido à biomassa depositada anualmente na forma de manta orgânica e de raízes mortas (SILVA *et al.*, 2012), fato observado no CTL em que foi mantida a serapilheira e a fitomassa residual da colheita. Porém, no BA e no TL, onde a fitomassa residual foi removida (total e parcialmente), mesmo há apenas 90 dias, e os teores de COT e EstC (Tabela 1) já sinalizam em redução na camada de 0,20-0,40 m, indicando que a remoção da serapilheira acumulada ao longo de 6 anos, pode reduzir rapidamente o COT em áreas de cultivo sobre solo arenoso (ROCHA *et al.*, 2018). Estes resultados sugerem que os resíduos da colheita devem ser mantidos na área para um manejo conservacionista do solo mais efetivo.

O EstC não difere estatisticamente entre CTL e B, que possuem teor de COT maior do que em TL. No entanto, comparando os valores iniciais para COT na camada de solo de 0,00-0,20 m indicam que este diminuiu no CTL de 14 para 12,4 g kg<sup>-1</sup>, em B de 16 para 11 g kg<sup>-1</sup>, e em TL de 16 para 11 g kg<sup>-1</sup>, com diferenças menores no CTL (com toda a fitomassa residual na superfície) do que no TL ou B, onde a fitomassa residual foi parcial ou totalmente removida.

Em estudo com solo arenoso, Soares *et al.* (2017) observaram mudanças de maior magnitude nos estoques de carbono nas frações de MO na camada de solo de 0,00-0,10 m, sendo atribuído o resultado à contribuição da fitomassa residual do eucalipto. A fração orgânica dos solos não tem a mesma estabilidade que a fração mineral sob uso agrícola; assim, o uso intensivo do solo pode contribuir para sua degradação (SIX; PAUSTIAN, 2014; SENA *et al.*, 2017), comprometendo a estabilidade de seus agregados. Conseqüentemente, ocorrem perdas de COT, o que aumenta a densidade do solo e reduz a porosidade total.

Neste contexto cabe discutir a distribuição dos agregados do solo por diâmetro (Tabela 2), com a predominância dos Macro (> 250 µm). Áreas com menor movimentação de solo apresentam, normalmente, maior estabilidade de agregados, associada a maiores teores de CO (SIX; PAUSTIAN, 2014; SENA *et al.*, 2017), o que explica a ocorrência dos 80% de agregados > 2000 µm no solo arenoso em análise, nos três SMC examinados e indicando que os efeitos da remoção da serapilheira (90 dias antes da amostragem) ainda não foram suficientes para alterar a agregação do solo.

A maior quantidade de Macro estáveis em água (>2000 µm) em Latossolos sob Cerrado, também foi reportada por Salton *et al.* (2008), em estudo com diferentes sistemas de manejo do solo em que houve redução nas atividades de preparo, resultado

similar ao observado em outras pesquisas (AN *et al.*, 2010), inclusive com solo arenoso (SENA *et al.*, 2017).

O maior teor de COT na camada de solo 0,00-0,10 m (Tabela 1) está associado à maior estabilidade dos agregados > 2000  $\mu\text{m}$  (Tabela 2), demonstrando a importância deste carbono na manutenção da estabilidade dos agregados e, portanto, na estabilidade estrutural do solo (SALTON *et al.*, 2008; GUAN *et al.*, 2015). Os agregados maiores (> 2000  $\mu\text{m}$ ) e os de menor estabilidade tendem a se subdividir em agregados menores (SIX *et al.*, 2000), um processo diretamente relacionado à redução do conteúdo de COT (NICHOLS; TORO, 2011; BAST *et al.*, 2014).

O solo de ocorrência na área avaliada apresenta textura arenosa (843 a 878  $\text{g kg}^{-1}$ ), o que pode ter produzido macroagregados de menor estabilidade e microagregados estáveis. Uma explicação para a maior estabilidade dos microagregados é a presença de grãos de quartzo isolados de tamanho areia (Figuras 3 e 4), o que confere maior resistência e ausência de resposta aos SMC, mas com indicativos de recobrimento (Figuras 2 – diâmetro < 250  $\mu\text{m}$ ), sugerindo que estes faziam parte dos agregados maiores e sua maior estabilidade envolve, também, a quantidade de areia, que supera os 80% (Material complementar 1).

A Ds não foi restritiva (1,46 a 1,54  $\text{Mg m}^{-3}$ ) à infiltração de água no solo ou ao desenvolvimento das raízes do eucalipto, bem como Micro e PT (Tabela 4). Relatos de Ds em solo argiloso arenoso variando de 1,40 a 1,80  $\text{Mg m}^{-3}$  só foram considerados restritivos quando superiores a 1,55  $\text{Mg m}^{-3}$  (REICHERT *et al.*, 2003); 1,65  $\text{Mg m}^{-3}$  para solos com menos de 200  $\text{g kg}^{-1}$  de argila (REINERT *et al.*, 2001) e 1,60  $\text{Mg m}^{-3}$  com macroporosidade menor que 10% (MICHELON, 2005).

No entanto, a Macro apresentou valores restritivos (Tabela 5), próximos a 3% para os três SMC na camada de solo de 0,10-0,20 m, indicando que o CTL, que mantém toda a fitomassa residual na superfície, possui um valor médio superior para Macro na camada 0,00-0,05 m (11,84%), porém, a ocorrência de Macro = 3% na camada imediatamente abaixo pode limitar as trocas líquidas e gasosas, conforme citado por Carter (2002), que considera adequada a macroporosidade em torno de 10%.

A presença de macroagregados está associada positivamente aos conteúdos de MO do solo (COSTA JÚNIOR *et al.*, 2012; SIX; PAUSTIAN, 2014), conforme observado em superfície (Tabela 1 e 3). A Ds aumentou com a profundidade do perfil, coincidindo com a redução no teor de COT, que está diretamente relacionada à agregação do solo (SALTON *et al.*, 2008; SENA *et al.*, 2017). A Ds embora elevada não é tão

restritiva quanto a Macro (abaixo de 3%), sugerindo que a reduzida Macro esteja restrita a uma estreita camada compactada, que acabou não sendo representada nas amostras de Ds, que com variações de 1,46 a 1,54 g cm<sup>-3</sup> não é compatível com uma Macro de 3% (Tabela 4).

A Micro e PT não variaram para SMC e profundidades (Tabela 4), semelhante ao verificado por Sena *et al.*, (2017), que em uma área de cultivo de eucalipto (2 anos) em solo arenoso, também verificaram baixa macroporosidade (5%) sob a camada sub superficial (0,10-0,30 m), com densidade inferior ao limite estabelecido por Reichert *et al.* (2003), enfatizando a existência de uma profundidade estreita e compactada. Jesus *et al.* (2015), avaliaram as propriedades físicas após as atividades de colheita e concluíram que a referida camada de 0,10-0,20 m é a mais afetada, o que é mostrado no aumento da Ds e RP e redução da PT.

A PT não foi influenciada significativamente pelos SMC e C, apresentando valores médios próximos a 40 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> (Tabela 4). A PT ideal de um solo corresponde a 50% ou 0,5 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> de seu volume total (KIEHL, 1979), nestes parâmetros, os SMC avaliados apresentam condições limitantes para o desenvolvimento de plantas.

A Resistência Mecânica à Penetração (RP) (Tabela 4), intimamente ligada à Ds e PT, mostrou variações significativas para os SMC e camadas de solo. Embora Ds, Macro, Micro e PT não variem entre SMC (Tabela 4), é possível relacionar o comportamento de RP à Macro (Tabela 5), que em CTL foi 40% maior que BA e 32% maior que TL, ou seja, quanto maior a RP, menor a Macro (SENA *et al.*, 2017), como pode ser observado no BA e no TL.

O CTL com menor RP (1,72 MPa) em comparação com BA e TL, que são maiores e semelhantes entre si (2,16 e 2,24 MPa, respectivamente), pode estar relacionado à manutenção de fitomassa residual da cultura na superfície do solo. Contudo, estes resíduos foram removidos há apenas 90 dias, não sendo este período suficiente para interferir na RP do solo até camadas mais profundas, sugerindo que estes efeitos estão relacionados ainda ao processo previamente estabelecido na implantação (6 anos antes) e atividades mecanizadas na colheita (7 meses antes).

Jesus *et al.* (2015), relataram que a colheita com SMC CTL possibilita atenuar os efeitos desta atividade com menor RP, entre outros motivos, devido a manutenção das cascas sobre o solo. Estes efeitos estão registrados também no SMC CTL, porém ficam diluídos devido à presença de maior aporte orgânico junto à superfície.

Estudos de solos, inclusive na cultura de eucalipto, adotam valores de RP que variam de 2,0 a 3,0 MPa como limitantes do desenvolvimento das plantas (BETIOLI JÚNIOR *et al.*, 2012; JESUS *et al.*, 2015; REICHERT *et al.*, 2018). Dessa forma, não foram observados valores considerados limitantes ao desenvolvimento radicular do eucalipto no presente trabalho.

Conforme observado por Sena *et al.* (2017), estudando um solo arenoso cultivado com eucalipto no leste de Mato Grosso do Sul, pode-se atribuir a condição de degradado ao solo que apresenta, em conjunto, menor PT, menor Macro, maior Ds, menor COT, menor EstC e maior RP, assim como observado nos SMC que removeram a cobertura oriunda da colheita. Diante do exposto, os solos arenosos e suas propriedades físicas evidenciam a necessidade de adoção de sistemas que favoreçam a estruturação do solo, como os que aumentam o teor de MO (JESUS *et al.*, 2015; MARQUES *et al.*, 2016; SENA *et al.*, 2017). No entanto, avaliações de médio a longo prazo são necessárias, dadas as mudanças dinâmicas na qualidade física do solo impostas pelos sistemas de manejo da colheita, condições edáficas e climáticas e operações de manejo no próximo ciclo de cultivo (como fertilização com nitrogênio).

#### 4.5 CONCLUSÃO

A manutenção de resíduos florestais teve efeitos positivos sobre carbono orgânico total e resistência mecânica à penetração em relação aos sistemas de manejo de resíduo de colheita.

O sistema de manejo da colheita *cut-to-length* proporcionou menor redução no carbono orgânico total, maior macroporosidade (0,00-0,05 m), agregados com mais carbono e menor resistência mecânica à penetração do solo em superfície (0,00-0,10m).

Após 180 dias da colheita, a camada de 0,20 a 0,60 m possui maior estoque de carbono orgânico do solo no sistema de manejo de resíduo de colheita *cut-to-length*.

Agregados maiores que 1000  $\mu\text{m}$  são responsáveis por maiores teores de carbono orgânico total na camada de 0,00-0,05 m e agregados maiores que 2000  $\mu\text{m}$  contem 80% do carbono orgânico total.

#### 4.6 REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, Stuttgart, v. 22, p. 711-728, 2013.

AN, S. *et al.* Soil aggregation, aggregate stability, organic carbon and nitrogen in different soil aggregate fractions under forest and shrub vegetation on the Loess Plateau, China. **Catena**, Amsterdam, v. 81, p.226-33, 2010.

BAST, A, *et al.* The use of mycorrhiza for eco-engineering measures in steep alpine environments: effects on soil aggregate formation and fine-root development. **Catena**, Amsterdam, v. 39, p. 1753-1763, 2014.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 1211-1220, 2012.

BETIOLI JÚNIOR, E. *et al.* Intervalo hídrico ótimo e grau de compactação de um Latossolo Vermelho após 30 anos sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 971-982, 2012.

CARTER, M. R. Quality, critical limits and standardization. *In*: LAL, R. (ed.). **Encyclopedia of soil science**. New York: Marcel Dekker, 2002. p.1062-1065, 2002.

COSTA JÚNIOR, C. *et al.* Carbono em agregados do solo sob vegetação nativa, pastagem e sistemas agrícolas no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 1311-1321, 2012.

CUNHA, E. Q. *et al.* Atributos físicos, químicos e biológicos de solo sob produção orgânica impactados por sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, v. 16, p. 56-63, 2012.

DU, H. *et al.* Carbon storage in a *Eucalyptus* plantation chronosequence in southern China. **Forests**, Basel, v. 6, p. 1763-78, 2015.

FERREIRA, D. F. SISVAR: a computer analysis system to fixed effects split plot type designs. **Revista Brasileira de Biometria**, Lavras, v. 37, n. 4, p. 529-535, 2019.

FLINT, L. E.; FLINT, A. L. Porosity. *In*: DANE, J. H.; TOPP, G. C. (ed.). **Methods of soil analysis: Part 4 - Physical methods**. Madison: Soil Science Society of America, 2002. p. 241-254.

GEE, G.W.; BAUDER, J. W. Particle-size analysis. *In*: KLUTER, A. (ed.). **Methods of soil analysis: Part 1 - Physical and mineralogical methods**. 2. ed. Madison: Soil Science Society of America, 1986. p. 383-411.

GROSSMAN, R. B.; REINSCH, T. G. Bulk density and linear extensibility. *In*: DANE, J. H.; TOPP, G. C. (ed.). **Methods of soil analysis: Part 4 - Physical methods**. Madison: Soil Science Society of America, 2002. p.201-228.

GUAN, F. *et al.* Changes in soil carbon and nitrogen stocks followed the conversion from secondary forest to Chinese fir and Moso bamboo plantations. **Catena**, Amsterdam, v. 133, p. 455-60, 2015.

HUANG, J.; HARTEMINK, A. E. Soil and environmental issues in sandy soils. **Earth-Science Reviews**, Amsterdam, v. 208, p.103295, 2020.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES, IBÁ. **Relatório 2020**. Disponível em: [http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA\\_RelatorioAnual2020.pdf](http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2020.pdf). Acesso em: 12 jun. 2021.

IUSS WORKING GROUP WRB. World reference base for soil resources 2014, update 2015: **International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2015. (World Soil Resources Reports, 106).

JESUS, G. L. *et al.* Eucalyptus productivity, soil physical properties and organic matter fractions influenced by traffic intensity and harvest residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.39, p.1190-203, 2015.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: relação solo-planta**. São Paulo: Agronômica Ceres; 1979.

KRISHNA, M. P.; MOHAN, M. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. **Energy Ecology and Environment**, Heidelberg, v. 2, p. 236-49, 2017.

LACLAU, J. *et al.* Organic residue mass at planting is an excellent predictor of tree growth in Eucalyptus plantations established on a sandy tropical soil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.260, p.2148-59, 2010.

MALINOVSKI, J. R. *et al.* Sistemas. *In*: MACHADO, C. C. **Colheita florestal**. 3. ed. Viçosa: UFV, 2014. Cap. 6, p. 178-205

MARQUES, J. D. D. *et al.* Soil organic carbon, carbon stock and their relationships to physical attributes under forest soils in central Amazonia. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 40, p. 197-208, 2016.

MICHELON, C. J. **Qualidade física dos solos irrigados do Rio Grande do Sul e do Brasil Central**. 2005. 160 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

NICHOLS, K. A.; TORO, M. A whole soil stability index (WSSI) for evaluating soil aggregation. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.111, p.99-104, 2011.

NIMMO, J. R.; PERKINS, K. S. Aggregate stability and size distribution. *In*: DANE, J. H.; TOPP, G. C. (ed.). **Methods of soil analysis: Part 4 - Physical methods**. Madison: Soil Science Society of America, p. 317-328, 2002.

RAIJ, B. van. *et al.* **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 285 p.

REICHERT, J. M. *et. al.* Ground-based harvesting operations of Pinus taeda affects structure and pore functioning of clay and sandy clay soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 331, p. 38-49, 2018.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência e Ambiente**, Santa Maria, v. 27, p. 29-48, 2003.

REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; SILVA, V. R. Propriedades físicas de solos em sistema de plantio direto irrigado. *In*: CARLESSO, R.; PETRY, M. T.; ROSA, G. M.; CERETTA, C. A. (ed.). **Irrigação por aspersão no Rio Grande do Sul**. Santa Maria: Ed. da UFSM, 2001. p. 114-133.

ROCHA, J. H.T. *et al.* Forest residue removal decreases soil quality and affects wood productivity even with high rates of fertilizer application. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 430, p. 188-95, 2018.

SALTON, J. C. *et al.* Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 11-21, 2008.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SCHMIDT, M. W. I. *et al.* Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, London, v. 478, p. 49-56, 2011.

SENA, K. N. *et al.* Organic carbon and physical properties in sandy soil after conversion from degraded pasture to *Eucalyptus* in the Brazilian *Cerrado*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 41, p. 0150505, 2017.

SILVA, C. F. *et al.* Carbono orgânico total, biomassa microbiana e atividades enzimáticas do solo de áreas agrícolas, florestais e pastagem - Processos e propriedades do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 1680-9, 2012.

SIX, J.; PAUSTIAN, K. Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 68, p. 4-9, 2014.

SIX, J. *et al.* Soil structure and organic matter: distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 681-9, 2000.

SOARES, B. E. M. *et al.* Soil organic matter fractions under second-rotation eucalyptus plantations in eastern Rio Grande do Sul. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 41, p. 410107, 2017.

SOIL SURVEY STAFF. **Keys to soil taxonomy**. 12. ed. Washington, DC: United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, 2014.

TISDALL, J. M.; OADES, L. M. Organic matter and water stable aggregates in soil. **Journal of Soil Science**, Chichester, v. 33, p. 141-63, 1982.

VICENTE, L. C. *et al.* Organic carbon within soil aggregates under forestry systems and pasture in a southeast region of Brazil. **Catena**, Amsterdam, v. 182, p. 104139, 2019.

WHITE, G. N. Scanning electron microscopy. *In*: ULERY, A. I.; DRESS, L. R. (ed.). **Methods of soil analysis**: Part 5 - Mineralogical methods. Madison: Soil Science Society of America, 2008. p. 269-97.

XIE, Z. B. *et al.* Soil organic carbon stocks in China and changes from 1980s to 2000s. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, p. 1989-2007, 2007.

#### 4.7 APÊNDICE 1

Material complementar 1 - Teores médios de areia, silte, argila e carbono orgânico total (COT) em relação aos sistemas de manejo de Colheita (SMC) e às camadas (CMD) do solo antes da instalação do experimento

SMC <sup>1</sup>	CTL	BA	TL	CTL	BA	TL	CTL	B	TL
(g kg <sup>-1</sup> )	---- 0,00 - 0,20 m ----			---- 0,20 - 0,40 m ----			---- 0,40 - 0,60 m ----		
Areia	843	845	866	878	844	869	847	853	872
Silte	91	88	72	54	88	71	79	64	66
Argila	67	68	62	68	68	61	74	83	62
COT	14	16	16	12	14	13	12	12	13

<sup>1</sup>CTL= Manutenção de 100% dos resíduos (*cut-to-length*); BA= Retirada de 100% dos resíduos e instalação de sombrite; TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (*tree-length*).

Fonte: Próprio autor.

Material complementar 2 - Valores médios para teores de fósforo (P), matéria orgânica (MO), valores de pH, teores de potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), acidez potencial (H+Al) e alumínio (Al) em relação aos sistemas de manejo de colheita (SMC) e às camadas (CMD) do solo

Valor F	P	MO	pH	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	H+Al	Al <sup>3+</sup>
	mg dm <sup>-3</sup>	g dm <sup>-3</sup>	(CaCl <sub>2</sub> )			mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>		
SMC	0,277 <sup>ns</sup>	0,984 <sup>ns</sup>	2,375 <sup>ns</sup>	0,988 <sup>ns</sup>	0,255 <sup>ns</sup>	0,124 <sup>ns</sup>	3,253 <sup>*</sup>	4,142 <sup>*</sup>
CMD	5,334 <sup>**</sup>	9,044 <sup>**</sup>	0,904 <sup>ns</sup>	9,520 <sup>**</sup>	3,869 <sup>*</sup>	5,633 <sup>**</sup>	0,817 <sup>ns</sup>	0,729 <sup>ns</sup>
SMC * C	1,229 <sup>ns</sup>	0,149 <sup>ns</sup>	0,503 <sup>ns</sup>	0,745 <sup>ns</sup>	0,281 <sup>ns</sup>	0,212 <sup>ns</sup>	0,499 <sup>ns</sup>	0,386 <sup>ns</sup>
CV (%)	89	17	3	34	73	68	12	37
SMC <sup>1</sup>								
CTL	2,05 a	7,50 a	4,12 a	0,16 a	3,17 a	2,42 a	15,50 a	4,58 a
BA	1,94 a	7,86 a	4,20 a	0,17 a	3,03 a	2,17 a	14,78 ab	6,78 b
TL	1,58 a	8,25 a	4,22 a	0,19 a	2,58 a	2,25 a	13,67 b	6,17 ab
CMD(m)								
0,00-0,20	2,75 a	8,85	4,22 a	0,21a	3,90 a	3,00 a	15,10 a	5,85 a
0,20-0,40	1,90 ab	7,60 b	4,20 a	0,18 a	3,00 ab	2,30 ab	14,60 a	6,10 a
0,40-0,60	1,01 b	7,15 b	4,16 a	0,13 b	2,00 b	1,40 b	14,40 a	6,70 a

Médias seguidas de mesma letra, maiúsculas na linha e minúscula na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey para P < 0,05. <sup>ns</sup> = não significativo; <sup>\*\*</sup> e <sup>\*</sup> significativo a 1 e 5 % respectivamente. <sup>1</sup>CTL= Manutenção de 100% dos resíduos (*Cut-to-length*); B= Retirada de 100% dos resíduos e instalação de sombrite; TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (*Tree-length*).

Fonte: Próprio autor.

## 5 INTER RELAÇÕES ENTRE PROPRIEDADES DO SOLO E DIFERENTES MANEJOS DO RESÍDUO DA COLHEITA DO EUCALIPTO

### 5.1 RESUMO

As áreas florestais, além de sua importância no setor econômico, têm relevante papel na sustentabilidade dos solos, inclusive arenosos, quando associada a práticas silviculturais conservacionistas. Nestes solos, o aporte de material orgânico é fundamental para a manutenção em várias de suas propriedades do mesmo. O trabalho teve por objetivo compor um modelo de análise de equações estruturais para o entendimento da influência dos sistemas de manejo de resíduos de colheita (SMC: CTL (*cut-to-length*) - toda a fitomassa residual foi mantida na área; BA(*bare*) - remoção de toda a fitomassa residual e instalação de tela de proteção Sombrite para impedir a deposição da biomassa vegetal do ciclo atual na superfície do solo; TL (*tree-length*) - remoção da casca e manutenção dos demais resíduos de colheita, simulando o sistema de colheita *tree-length*) sobre propriedades químicas, físicas e microbiológicas do solo e da biomassa vegetal. O estudo foi realizado em uma área comercial de *Eucalyptus urograndis* (clone E13) no município de Água Clara (MS), Brasil, num Neossolo quartzarênico (*Quartzipsamments*), de textura arenosa. As amostras de solo foram coletadas em dezembro de 2017, período chuvoso, nas camadas de 0,00-0,05 e 0,05-0,10 m. Análises de fertilidade (P, MO, pH, K, Ca, Mg, H+Al, Al, e S), determinações de densidade (Ds), macro (Macro) e microporosidade (Micro) , porosidade total (PT), e teor de carbono orgânico total (COT), cálculo do estoque de carbono (EstC), determinações de resistência mecânica do solo à penetração (RP), carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal do solo (RBS), calculados os quocientes metabólico ( $qCO_2$ ) e microbiano ( $qMic$ ) foram realizadas em dezembro de 2017, período chuvoso. A manutenção da fitomassa residual de colheita na superfície do solo no sistema de manejo da colheita *cut-to-length* impacta positivamente propriedades físicas do solo, promovendo maior macroporosidade (0,00-0,05 m) e menor resistência mecânica à penetração, em comparação aos demais SMC com manutenção de parte ou sem fitomassa residual de colheita. Os modelos de equações estruturais se ajustaram adequadamente aos dados nas camadas 0,00-0,05 e 0,05-0,10 m do solo, permitindo avaliar todas as interações entre propriedades e fatores e entre fatores, de forma simultânea. A manutenção de fitomassa residual de colheita no *cut-to-length* beneficia as propriedades do solo, pois aumenta as bases do solo (cálcio, magnésio e potássio), preserva a estrutura (macroporos) e aumenta a atividade microbiológica (RBS

e CBM). A remoção da fitomassa residual, total e parcial, reduz a porosidade total e macroporosidade, aumenta a acidificação do solo e atividade microbiológica. Os sistemas de manejo de resíduo de colheita, em ambas as camadas, influenciaram as propriedades do solo indicando que os resíduos da colheita do eucalipto não devem ser removidos.

**Palavras-chave:** fitomassa florestal; propriedades físicas do solo; modelo de equações estruturais.

## 5.2 INTRODUÇÃO

O eucalipto é uma das espécies mais utilizadas no mundo para produção de celulose, e no Brasil a produtividade média do eucalipto dobrou desde 1970, transformando as florestas de eucalipto brasileiras numa das mais produtivas mundialmente, em termos de madeira (GONÇALVES *et al.*, 2013). O país conta atualmente com 9,0 milhões de hectares de florestas plantadas, dos quais 6,97 milhões são de eucalipto, sendo o estado de Mato Grosso do Sul responsável por 1,12 milhões de hectares eucalipto cultivados em solos arenosos, que são predominantes na região (IBÁ, 2020).

Solos arenosos, geralmente, têm estrutura frágil, apresentam baixa capacidade de retenção de água, alta permeabilidade e sensibilidade à compactação, baixa capacidade de campo, pequena concentração de nutrientes, carbono orgânico e capacidade de troca catiônica (LACLAU *et al.*, 2010; HUANG; HARTEMINK, 2020).

As áreas florestais, além de sua importância no setor econômico, têm relevante papel na sustentabilidade dos solos, inclusive arenosos, quando associada a práticas silviculturais conservacionistas (ROCHA *et al.*, 2018; GONÇALVES; STAPE, 2002), onde o revolvimento do solo é reduzido, a cobertura vegetal é mantida e o melhor aproveitamento das áreas de cultivo é feito.

O cultivo de eucalipto contribui fornecendo material orgânico durante o cultivo e na colheita, quando os resíduos vegetais são deixados à superfície nos talhões. A ciclagem de nutrientes nos povoamentos florestais ocorre por meio da absorção de nutrientes pelas plantas, com seu retorno ao solo via serapilheira, que será transformada e incorporada ao solo na forma de matéria orgânica (MO) mineralizada, cujos nutrientes disponibilizados poderão ser novamente absorvidos pelas plantas (GAMA-RODRIGUES; BARROS 2002).

Os sistemas de manejo de resíduos da colheita (SMC) mais utilizados nas

plantações de eucalipto são *tree-length* (TL) e *cut-to-length* (CTL). O primeiro, em tradução literal significa “toras longas”, ou seja, a árvore é semi-processada (desgalhamento e remoção do ponteiro) no local de derrubada e levada em forma de fuste com mais de 7 metros de comprimento para a margem da estrada, onde o processamento das toras é concluído (MALINOVSKI *et al.*, 2014). Enquanto que o método CTL ou “toras curtas” é caracterizado pelo processamento da árvore no local do corte e derrubada, onde são realizados desgalhamento, descascamento e corte das árvores em toras de tamanhos pré-definidos, deixando os restos vegetais na área (MALINOVSKI *et al.*, 2014). A permanência destes resíduos à superfície garante a cobertura do solo e mantém grande quantidade de material vegetal à superfície.

Dessa forma, os impactos do uso e manejo do solo sobre a qualidade física do solo têm sido quantificados por meio de propriedades físicas relacionados à sua estabilidade estrutural, como por exemplo, a estabilidade dos agregados. Esta é dependente da mineralogia do solo, da granulometria e da presença de matéria orgânica (MO) e, ao mesmo tempo, tem papel relevante na proteção física da MO, evitando sua decomposição ao permitir sua oclusão dentro das unidades estruturais, reduzindo sua decomposição microbiológica ou sua biodegradação, preservando assim o carbono orgânico no solo (SALTON *et al.*, 2008; COSTA JÚNIOR. *et al.*, 2012).

Neste aspecto, a adoção de sistemas conservacionistas de manejo do solo tem-se apresentado como medida necessária não apenas por evitar a redução, mas também para aumentar o teor de MO. Aumentando seu aporte, ocorrerá melhora a agregação do solo, os quais protegem a exposição do carbono, que permanece dentro dos agregados, melhorando sua estabilidade estrutural, aumenta a porosidade total, estimula a atividade microbiana e enzimática, entre outros benefícios (CARNEIRO *et al.*, 2008; PADILHA *et al.*, 2014).

No entanto, em solos arenosos a alta permeabilidade e a baixa capacidade de retenção de água e cátions são limitantes ao aproveitamento do material orgânico adicionado. O manejo conservacionista do solo sob cultivo de eucalipto, com permanência dos resíduos da colheita, deposita material orgânico a superfície, contribuindo para aumentar a entrada de MO no sistema. Esta adição de MO à superfície pode, ao ser incorporada, melhorar a atividade microbiológica, a estrutura e o fornecimento de nutrientes, que seriam exportados se este material fosse retirado do sistema, como ocorre no manejo de resíduos da colheita TL.

Neste sentido, o SMC CTL possibilita maior aporte de material orgânico, em

relação aos demais, sugerindo que a partir destas práticas possa ocorrer a conservação física de solos de baixa estabilidade estrutural, como são os arenosos, e também química por meio da ciclagem de nutrientes se não forem removidos após a colheita. A interação das propriedades quando estudadas por métodos estatísticos multivariados, possibilita verificar as relações e inter-relações dessas para melhorar o entendimento dos processos que ocorrem no solo, em função das práticas de manejo adotadas (ARAÚJO *et al.*, 2018; BRAHIM *et al.*, 2011).

Os questionamentos a respeito da contribuição dos sistemas de colheita utilizados em relação ao recobrimento da superfície e quantidade de biomassa adicionada sobre as propriedades do solo (físicas, químicas e microbiológicas), na região leste do Mato Grosso do Sul nortearam a realização do presente estudo, cujos objetivos foram entender a influência dos sistemas de manejo dos resíduos da colheita do eucalipto sobre a fitomassa residual e propriedades do solo, utilizando equações estruturais como ferramenta.

### 5.3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 5.3.1 Descrição da área experimental

Esta pesquisa foi desenvolvida em área de plantio comercial de *Eucalyptus urograndis* (clone E13) no município de Água Clara (MS). Na região, o clima é tropical com inverno seco (Aw), segundo a classificação de Köppen (ALVARES *et al.*, 2013), com precipitação e temperatura média anual de 1370 mm e 24,4 °C, respectivamente.

A área de estudo era, originalmente, coberta por *Cerrado sensu stricto* e foi convertida em pastagem na década de 1960. Iniciaram-se os plantios comerciais de eucalipto na área em 2011, o qual foi colhido em 2017.

#### 5.3.2 Caracterização inicial do solo

O solo da área é classificado como Neossolo quartzarênico (SANTOS *et al.*, 2018), e sua caracterização inicial ocorreu 120 dias após a colheita do eucalipto do primeiro ciclo e antes do preparo do solo para o próximo ciclo do eucalipto. Avaliou-se granulometria e propriedades químicas do solo (TEIXEIRA *et al.*, 2017), em amostras deformadas coletadas aleatoriamente na profundidade de 0,00–0,20 m, com três repetições por parcela de cada sistema de manejo dos resíduos da colheita, para constituir uma amostra composta.

Os resultados mostraram um solo de textura arenosa (areia 843 a 878 g kg<sup>-1</sup>), silte

(91 a 54 g kg<sup>-1</sup>) e argila (83 a 61 g kg<sup>-1</sup>) e de baixa fertilidade (P = 1,86 mg dm<sup>-3</sup>, MO = 7,87 g dm<sup>-3</sup>, pH<sub>(CaCl<sub>2</sub>)</sub> = 4,2, K = 0,17 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, Ca = 2,97; Mg = 2,23; acidez potencial (H + Al) = 14,70 e alumínio (Al) = 6,22 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, CO = 14 g kg<sup>-1</sup>, soma de bases (SB) = 5,37 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, capacidade de troca catiônica (CTC) = 20,07 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, saturação por bases (V) = 26,77 % e saturação por alumínio (m) = 30,97 %), e não foram observadas diferenças significativas entre estas propriedades no momento da instalação (SENA *et al.*, 2021).

### 5.3.3 Delineamento experimental

A colheita do eucalipto ocorreu no início de junho de 2017, no sistema de colheita *Cut-to-Length*, quando o eucalipto do primeiro ciclo atingiu 6 anos. Após 120 dias (setembro de 2017) as parcelas foram preparadas simulando três diferentes SMC, descritos a seguir:

***Cut-to-length (CTL)*** - Toda a fitomassa residual foi mantida (100% das folhas, galhos, cascas e serapilheira – 35 Mg ha<sup>-1</sup>) na área, sistema de corte *cut-to-length* e relação Carbono/Nitrogênio na fitomassa = 14;

***Bare (BA)*** - Remoção de 100% da fitomassa residual (folhas, galhos, cascas e serapilheira) e instalação de tela de proteção Sombrite® para impedir a deposição da biomassa vegetal do ciclo atual na superfície do solo;

***Tree-length (TL)*** - Remoção da casca, mas mantendo a fitomassa residual (folhas, galhos e serapilheira – 5 Mg ha<sup>-1</sup>), simulando o sistema de colheita *tree-length*, relação Carbono/Nitrogênio do na fitomassa = 34.

Os três sistemas de manejo da colheita (SMC) foram implantados 120 dias após a colheita do eucalipto devido à necessidade de redução da umidade para remoção das toras. Os estudos de campo foram conduzidos em delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC), com 4 repetições por SMC, e as camadas (CMD - 0,00-0,05 e 0,05-0,10 m) foram analisadas separadamente para cada profundidade.

Os SMC foram dispostos em áreas retangulares de 40,8 m x 27,6 m, contendo 12 linhas de plantio com espaçamento de 3,4 m entre linhas e 2,3 m entre plantas, produzindo uma área de 1126 m<sup>2</sup>. Dentro desta área, as 8 linhas de plantio centrais foram consideradas para avaliações, contemplando assim 500,8 m<sup>2</sup>, evitando efeitos de carreadores e interferências de áreas vizinhas.

#### 5.3.4 Amostragem de solo e análise laboratorial

As coletas de solo foram realizadas antes do preparo do solo e do plantio do próximo ciclo do eucalipto, e 90 dias após o estabelecimento dos SMC (dezembro 2017, período quente e chuvoso).

Amostras compostas (derivadas de três amostras simples) foram coletadas nas profundidades de 0,00-0,05 e 0,05-0,10 m com trado tipo rosca nas entrelinhas para avaliar as propriedades químicas, microbiológicas e granulometria do solo.

A granulometria foi determinada pelo método da pipeta (TEIXEIRA *et al.*, 2017) e a análise da fertilidade do solo conforme descrito por Raij *et al.* (2011) para Ca, Mg, Al, P (resina), K, MO, pH determinado em  $\text{CaCl}_2$   $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ , acidez potencial (H+Al) e calculados a percentagem de saturação por alumínio (m%) e por bases (V%).

A respiração basal do solo (RBS -  $\mu\text{g}^{-1}$  de C-CO<sub>2</sub> liberado por grama de solo dia<sup>-1</sup>), foi obtida pela incubação das amostras com captura de C-CO<sub>2</sub> liberado em NaOH, durante sete dias, utilizando metodologia proposta por Anderson e Domsch (1989), nas duas camadas.

As análises do carbono da biomassa microbiana do solo (CBM -  $\mu\text{g}^{-1}$  C da biomassa microbiana por grama de solo) foram realizadas pelo método de fumigação-extração (VANCE; BROOKES; JENKINSON, 1987), utilizando o fator de correção para eficiência de extração ( $K_{ec}$ ) igual a 0,33.

O quociente metabólico ( $q\text{CO}_2$ ) foi calculado pela razão entre os valores da RBS e CBM ( $\mu\text{g}^{-1}$  de C-CO<sub>2</sub>/ $\mu\text{g}^{-1}$  de CBM/ $\text{g}^{-1}$  solo), segundo (ANDERSON; DOMSCH, 1993). O quociente microbiano ( $q\text{Mic}$ ) foi obtido pela relação entre o CBM e o COT do solo (CBM/COT)  $\times$  100, em porcentagem (SPARLING, 1992), tendo o COT sido determinado pelo método PMI - perda de massa por ignição (CARMO; SILVA, 2012).

Amostras indeformadas foram coletadas, com anel de Kopeccky (altura: 40 mm, diâmetro: 55 mm e volume:  $95,03 \text{ cm}^3$ ), em duplicata em cada parcela para determinar densidade (Ds), macroporosidade (Macro), microporosidade (Micro) e porosidade total (PT) pelo método do anel volumétrico e mesa de tensão conforme descrito por Teixeira *et al.* (2017), nas profundidades de 0,00-0,05 e 0,05-0,10 m.

O Estoque de Carbono Orgânico (EstC) foi calculado de acordo com Xie *et al.*, (2007) a partir do carbono orgânico acumulado em cada profundidade (0,00-0,05 e 0,05-0,10 m) por meio da equação:

$$EstC = \frac{COT \times Ds \times e}{10} \quad \text{Equação (1)}$$

em que EstC é o estoque de CO em determinada profundidade ( $Mg \text{ ha}^{-1}$ ); COT é o teor de C orgânico total ( $g \text{ kg}^{-1}$ ); Ds é a densidade do solo média da profundidade ( $g \text{ cm}^{-3}$ ), determinada a partir de amostras indeformadas; e “e” é a espessura da camada considerada (cm).

A resistência mecânica à penetração (RP) foi avaliada com penetrômetro eletrônico (Penetrolog - Falker - diâmetro do cone 12,83 mm). Os registros da resistência à penetração (RP) foram feitos na linha de plantio, com três repetições em cada parcela, até a profundidade de 0,10 m. Os dados foram registrados automaticamente para cada incremento de 0,01 m de penetração até um máximo de 0,10 m, e o resultado para cada camada de 0,05 m é a média de 5 incrementos de 0,01 m. A umidade gravimétrica foi determinada concomitantemente à RP, pelo método da pesagem (TEIXEIRA *et al.*, 2017), com teor de umidade de cerca de 30% da capacidade de campo.

### 5.3.5 Análise dos resultados

Na primeira parte da análise de dados avaliou-se o comportamento dos dados obtidos para cada propriedade por meio de análise descritiva. Analisou-se a existência de *outliers* multivariados, ou valores discrepantes e esses foram substituídos pela média das repetições. Os dados obtidos foram submetidos a análise de variância, sendo aplicado o teste F a 5% de significância e as médias dos SMC foram comparadas pelo teste de Tukey ( $P < 0,05$ ) para cada camada.

Na segunda parte, foi realizada a análise de equações estruturais (AEE) com estimação pelos mínimos quadrados parciais (PLS). Este método é baseado no processo iterativo das análises e por isso não requer distribuição normal multivariada e é viável para amostras pequenas (menores que 100 casos) (BIDO; SILVA, 2019). Assim, cada grupo de propriedades foi associado a um fator latente (não observado em campo) químico, microbiológico e físico, e assim realizada a análise fatorial confirmatória para selecionar as propriedades para compor cada construto; e foi então estabelecido o modelo da análise de equações estruturais - AEE baseado no modelo de mensuração (análise fatorial) e estrutural (regressão múltipla) (BRAHIN *et al.*, 2011; SANCHEZ, 2013) para verificar a influência dos SMC sobre as propriedades do solo.

As relações foram medidas pelos parâmetros do modelo que caracterizam o tamanho do efeito das variáveis independentes sobre as dependentes (MARÔCO, 2010). Para fins de ajuste, variáveis que apresentam comportamento negativo/inverso como Al, m%, Ds, RP e  $qCO_2$ , foram testados nos modelos como itens reversos (SANCHEZ, 2013).

A qualidade de ajuste dos construtos formados pelas propriedades em estudo fora verificado por meio das seguintes medidas para o modelo de mensuração: Validade Convergente: variâncias médias extraídas ( $AVE > 0,5$ ); Confiabilidade Composta: Alpha Rho e Dillon-Goldstein ( $> 0,7$ ); Validade Discriminante nível item e latente: Critério de Fornel e Lacker (1981) e coeficiente de determinação ( $r^2 > 0,6$ ). O modelo estrutural classificou a importância relativa dos preditores de acordo com o tamanho do efeito foram:  $f^2 = 0,02 =$  pequeno;  $f^2 = 0,15 =$  médio;  $f^2 = 0,35 =$  grande e a variância explicada das variáveis endógenas:  $r^2 = 2\% =$  pequeno;  $r^2 = 13\% =$  médio;  $r^2 = 26\% =$  grande e *Goodness-of-fit* (GoF) maior que 0,7 (COHEN, 1988; HAIR *et al.* 2014).

A relação causa-efeito do modelo ajustado por meio do método PLS foi realizada por meio do procedimento validação *bootstrapping* (HAIR *et al.* 2014), no qual intervalos de confiança que contem zero são considerados não significativos. Todas as análises foram realizadas com auxílio do *software* estatístico R, o qual é gratuito e apresenta código-fonte- aberto (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019).

## 5.4 RESULTADOS

### 5.4.1 Propriedades químicas

Com base nos resultados obtidos para a camada de 0,00-0,05 m (Tabela 3), os SMC não interferiram significativamente ( $p > 0,05$ ) nos teores de P, MO, COT e EstC do solo, tendo sob o SMC CTL registrado os maiores teores de Ca, Mg, valores de SB, pH (4,9), teores de H+Al e Al e valores de CTC. Este conjunto resultou em elevação de V% e m. No SMC TL, o pH atingiu o valor de 4,8; e os teores mais elevados de K, S, Al e valores de m (%), estes dois últimos, como no SMC CTL. No SMC BA tem-se os teores mais elevados de H+Al e valores de CTC, como no SMC CTL.

Em sub superfície, na camada de 0,05-0,10 m (Tabela 4), os SMC promoveram alterações significativas sobre os teores de MO, K, Ca, Mg, H+Al, S, conseqüentemente sobre os valores de SB, CTC, V% e m%. Os teores de Ca e H+Al, e valores de SB, CTC e V% foram maiores no CTL e TL, sem diferença entre esses dois SMC. Os teores de Mg foram maiores no CTL, com redução de 33% no TL e 61% para BA, em relação ao CTL, ou seja, com ordem decrescente de resíduos vegetais na colheita. O SMC TL

proporcionou maiores teores de K e S, e menor m%, comparado aos SMC CTL e BA. Os teores de P, valores de pH (3,8), teores de Al, COT e EstC não foram alterados pelos SMC nesta camada.

Tabela 3 - Valores médios e F para as propriedades químicas (FT), físicas (FS) e microbiológicas (MB) do solo, na camada de 0,00-0,05 m, sob os sistemas de manejo da colheita (SMC) *cut-to-length* (CTL), *tree-length* (TL) e *bare* (BA)

Propriedades		----- SMC -----			CV	Valores
FT		CTL	BA	TL	(%)	F
P	mg dm <sup>-3</sup>	3,00 a	2,75 a	2,50 a	14	2,14 <sup>ns</sup>
MO	g dm <sup>-3</sup>	15,44 a	15,50 a	15,00 a	10	0,15 <sup>ns</sup>
pH	CaCl <sub>2</sub>	4,87 a	4,28 b	4,82 a	03	21,70 <sup>**</sup>
K		0,18 a	0,22 a	0,10 b	22	14,10 <sup>**</sup>
Ca		2,25 a	1,50 b	1,50 b	27	4,09 <sup>*</sup>
Mg		3,33 a	2,06 b	1,06 c	22	28,10 <sup>**</sup>
H + Al	mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	16,50 b	22,70 a	16,00 b	20	5,00 <sup>*</sup>
Al		18,00 a	15,80 b	18,20 a	05	10,20 <sup>**</sup>
SB		5,76 a	3,78 b	2,66 b	13	20,22 <sup>**</sup>
S	mg dm <sup>-3</sup>	3,75 ab	2,75 b	4,50 a	20	7,11 <sup>**</sup>
CTC	mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	22,20 ab	26,50 a	18,60 b	15	5,51 <sup>*</sup>
V	%	26,30 a	14,50 b	14,70 b	27	9,13 <sup>**</sup>
M		44,00 a	28,60 b	44,00 a	12	19,20 <sup>**</sup>
COT	g kg <sup>-1</sup>	14,41 a	13,91 a	14,18 a	09	0,22 <sup>ns</sup>
EstC	Mg ha <sup>-1</sup>	10,64 a	10,80 a	10,17 a	05	2,06 <sup>ns</sup>
<b>FS</b> -----						
<sup>2</sup> Micro		29,46 a	30,30 a	31,18 a	08	0,59 <sup>ns</sup>
Macro	%	11,84 a	7,02 c	9,00 b	13	5,05 <sup>**</sup>
PT		41,30 a	38,20 b	37,32 b	06	7,28 <sup>**</sup>
Ds	g cm <sup>-3</sup>	1,43 b	1,50 a	1,44 b	02	6,72 <sup>*</sup>
RP	MPa	0,05 a	0,04 ab	0,01 b	65	5,06 <sup>*</sup>
<b>MB</b> -----						
RBS	µg CO <sub>2</sub> g solo <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup>	10,70 a	4,00 b	10,60 a	02	3.269,40 <sup>**</sup>
CBM	mg C-BM <sup>-1</sup> g solo <sup>-1</sup>	0,22 a	0,09 b	0,26 a	17	35,10 <sup>**</sup>
qMic	%	1,55 a	0,80 b	1,74 a	11	51,90 <sup>**</sup>
qCO <sub>2</sub>	µg C-CO <sub>2</sub> µg C-BM <sup>-1</sup>	0,045 a	0,043 a	0,043 a	11	0,460 <sup>ns</sup>

<sup>2</sup> Micro= microporosidade, Macro = macroporosidade, PT = porosidade total, DS = densidade do solo, RP = resistência a penetração, RBS= respiração basal do solo, CBM= carbono da biomassa microbiana, qMic= quociente microbiana, qCO<sub>2</sub>= quociente metabólico. Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha, não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey para p ≥ 0,05. <sup>ns</sup>= não significativo; <sup>\*\*</sup> e <sup>\*</sup> significativo a 1 e 5 % respectivamente. <sup>1</sup>CTL= Manutenção de 100% dos resíduos; BA= Retirada de 100% dos resíduos; TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos. Fonte: Próprio autor.

Tabela 4 - Valores médios e F para as propriedades químicas (FT), físicas (FS) e microbiológicas (MB) do solo, na camada de 0,05 – 0,10 m, sob os sistemas de manejo da colheita (SMC) *cut-to-length* (CTL), *tree-length* (TL) e *bare* (BA).

Propriedades		SMC			CV	Valores
FT		CTL	BA	TL	(%)	F
P	mg dm <sup>-3</sup>	2,75 a	3,00 a	3,00 a	16	0,45 <sup>ns</sup>
MO	g dm <sup>-3</sup>	14,00 a	13,00 b	13,50 ab	5	3,00 <sup>#</sup>
pH	CaCl <sub>2</sub>	3,83a	3,83a	3,85a	2	0,14 <sup>ns</sup>
K		0,10 b	0,10 b	0,40 a	29	43,10 <sup>**</sup>
Ca		21,00 a	8,00 b	21,04 a	19	29,40 <sup>**</sup>
Mg	mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	19,75 a	7,66 c	15,16 b	16	35,90 <sup>**</sup>
H + Al		32,50 a	29,50 b	34,50 a	10	2,81 <sup>#</sup>
Al		9,75 a	10,50 a	9,75 a	16	0,36 <sup>ns</sup>
SB		40,85 a	15,70 b	36,60 a	16	36,21 <sup>**</sup>
S	mg dm <sup>-3</sup>	3,00 a	3,50 a	2,20 b	29	13,50 <sup>**</sup>
CTC	mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	73,35 a	45,26 b	71,10 a	9	53,10 <sup>**</sup>
V	%	55,43 a	34,78 b	51,42 a	7	50,60 <sup>**</sup>
M		80,75 a	79,50 a	26,00 b	7	299,40 <sup>**</sup>
COT	g kg <sup>-1</sup>	12,46 a	11,38 a	12,02 a	5	3,80 <sup>ns</sup>
EstC	Mg ha <sup>-1</sup>	9,16 a	8,73 a	8,93 a	8	0,49 <sup>ns</sup>
<b>FS</b> -----						
Micro <sup>2</sup>		31,15 a	30,40 a	31,74 a	6	0,71 <sup>ns</sup>
Macro	%	7,32 a	6,76 ab	5,34 b	14	0,62 <sup>**</sup>
PT		38,47 a	37,15 b	37,08 b	5	6,03 <sup>*</sup>
Ds	g cm <sup>-3</sup>	1,52 a	1,52 a	1,53 a	3	0,04 <sup>ns</sup>
RP	MPa	0,45 a	0,72 a	0,73 a	34	2,55 <sup>ns</sup>
<b>MB</b> -----						
RBS	μg CO <sub>2</sub> g solo <sup>-1</sup> dia	3,94 a	2,32 b	3,35 a	14	17,28 <sup>**</sup>
CBM	mg CBM <sup>-1</sup> g solo <sup>-1</sup>	0,58 a	0,20 b	0,09 c	19	115,08 <sup>**</sup>
qMic	%	4,54 a	1,72 b	0,81 c	7	634,66 <sup>**</sup>
qCO <sub>2</sub>	μg C-CO <sub>2</sub> μg	0,007 c	0,012 b	0,034 a	7	937,03 <sup>**</sup>

<sup>2</sup> Micro= microporosidade, Macro = macroporosidade, PT = porosidade total, DS = densidade do solo, RP = resistência a penetração, RBS= respiração basal do solo, CBM= carbono da biomassa microbiana, qMic= quociente microbiana, qCO<sub>2</sub>= quociente metabólico. Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha, não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey para p ≥ 0,05. <sup>ns</sup> = não significativo; <sup>\*\*</sup> e <sup>\*</sup> significativo a 1 e 5 % respectivamente. <sup>1</sup>CTL= Manutenção de 100% dos resíduos; BA= Retirada de 100% dos resíduos; TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos.

Fonte: Próprio autor.

Assim, para as propriedades químicas avaliadas, o solo sob SMC CTL apresenta, em linhas gerais, melhor resposta, a exceção dos teores de Al e saturação por alumínio (m%).

#### 5.4.2 Propriedades físicas

Os SMC implementados influenciaram significativamente a Macro, PT, Ds e RP (Tabela 3) na camada de 0,00-0,05 m. As maiores Macro e PT ocorreram no SMC CTL, onde a Ds foi a menor, porém com RP, semelhante ao solo sob SMC BA, onde se observou as menores Macro e PT, e maior Ds. No SMC TL tem-se a menor RP, a menor Ds, como em CTL, a PT tão reduzida quanto no SMC BA e a Macro intermediária entre SMC CTL e BA.

Macro e PT, na camada de 0,05-0,10 m, mostraram diferenças significativas promovidas pelos SMC, tendo resultado superior para ambos no SMC CTL, enquanto SMC BA e TL são iguais estatisticamente. As demais propriedades (Micro, Macro, Ds, RP) não foram influenciadas ( $P > 0,05$ ) pelos SMC (Tabela 4), nesta camada do solo. Este conjunto de propriedades sugere que o SMC CTL pode interferir positivamente na qualidade física do solo em detrimento dos SMC TL e BA, sendo observado na camada de 0,00-0,05 m, os maiores benefícios inicialmente.

#### 5.4.3 Propriedades microbiológicas

Os SMC CTL e TL (Tabela 3) mostraram comportamento semelhantes em relação às propriedades microbiológicas, RBS, CBM e  $q_{Mic}$ , e maiores que no SMC BA, na camada superficial (0,00-0,05 m), sendo que apenas o  $q_{CO_2}$  não foi influenciado pelos três SMC.

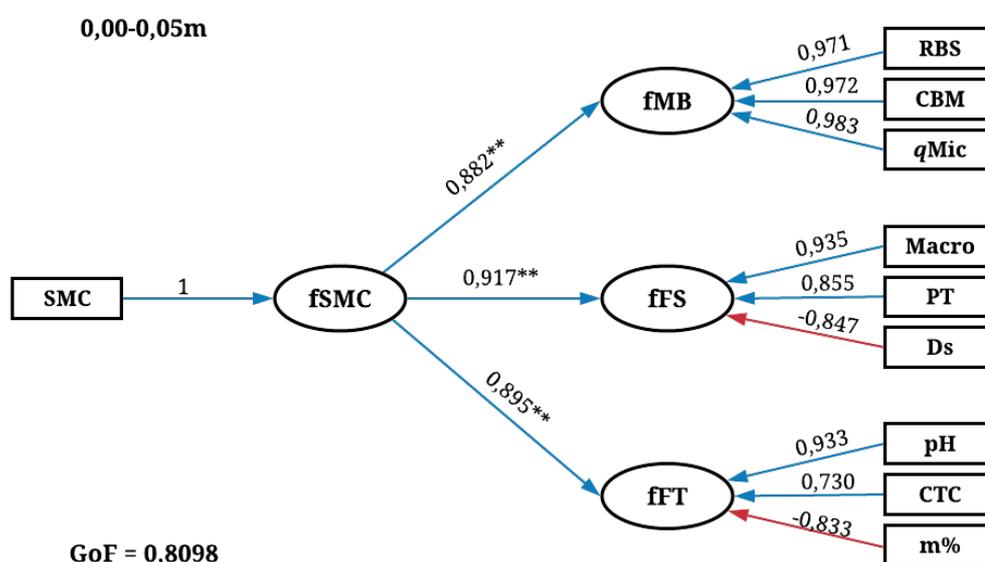
Resultado semelhante foi observado para RBS na camada de 0,05-0,10 m (Tabela 4), onde os SMC CTL e TL liberaram mais C-CO<sub>2</sub> que no SMC BA. Para CBM e  $q_{Mic}$  maiores valores foram mantidos no SMC CTL, mas diferente do TL, que tem o menor valor enquanto que o BA apresentou valor intermediário. O menor  $q_{CO_2}$  foi constatado no CTL, propriedade de grandeza inversa, segue a mesma tendência de CBM e  $q_{Mic}$ , ressaltando a importância dos SMC, que mantem a fitomassa na superfície do solo, sobre a microbiologia do solo.

Em suma, concomitante às propriedades químicas e físicas, as microbiológicas apontam para os impactos positivos do SMC CTL sobre a atividade microbiana comparativamente a BA e TL.

#### 5.4.4 Análise de Equações estruturais

Os modelos estruturais PLS (Figuras 1 e 2 - Tabela 5) formados por quatro fatores latentes (uma variável exógena como controle, fSMC; três variáveis latentes e internas, fMB = propriedades microbiológicas, fFS = propriedades físicas e fFT = propriedades químicas) avaliam as relações dos SMC com as propriedades do solo e demonstraram ser adequados por meio dos índices de ajuste para ambas as camadas.

Figura 1 - Diagrama de caminhos da análise de equações estruturais para a camada de 0,00-0,05 m.



SMC = sistemas de manejo de resíduos de colheita; fSMC = fator Sistemas de manejo de resíduos de colheita; fMB = fator propriedades microbiológicas; fFS = fator propriedades físicas; fFT = fator propriedades químicas; RBS = respiração basal do solo; CBM = carbono da biomassa microbiana;  $q_{Mic}$  = quociente microbiano; Macro = macroporosidade; PT = porosidade total; Ds = densidade do solo; pH = potencial hidrogeniônico; CTC = capacidade de troca catiônica; m% = saturação de alumínio; GoF = Goodness-of-fit. Setas em azul indicam efeito positivo, setas em vermelho indicam efeito negativo.

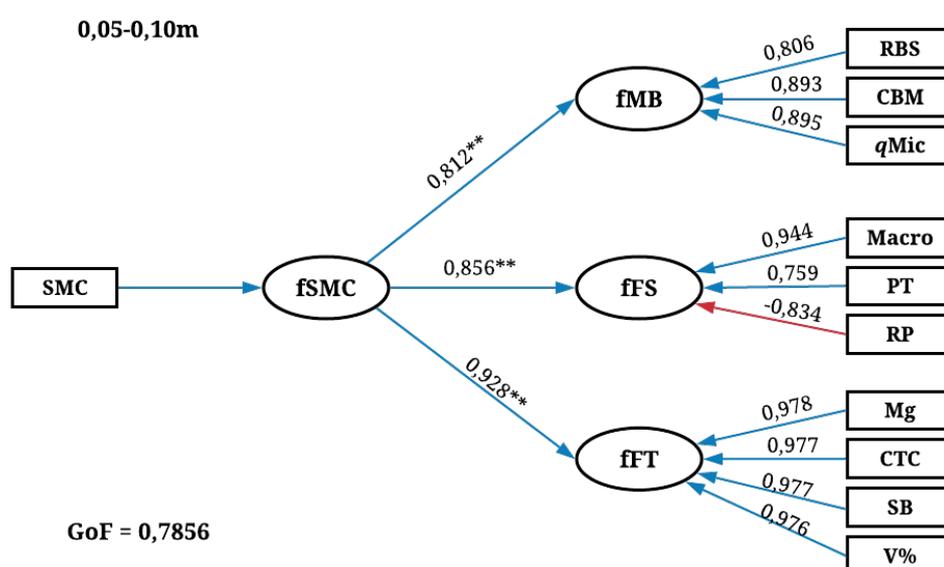
Fonte: Próprio autor.

Os fatores latentes do modelo de mensuração (modelo externo – Tabela 6) na camada de 0,00-0,05 m foram:  $fMB = RBS + CBM + q_{Mic}$ ;  $fFS = Macro + PT + DS$ ;  $fFT = pH + CTC + m\%$  (Figura 2).

Os resultados obtidos indicam a confiabilidade do modelo interno para a camada de 0,00-0,05 m (Tabela 5) com AVE (variância média extraída) maior que 0,73 (validade convergente), Coeficiente alfa de Cronbach (C. Alpha) e Rho de Dillon-Goldstein

(DG.rho) maiores que 0,8 (confiabilidade composta), os primeiros autovalores e os segundos autovalores de cada fator latente é maior ou igual a 1 e menor que 1, respectivamente (RINGLE, SILVA, BIDO, 2014). Na qualidade de ajuste do modelo estrutural, o valor de  $r^2$  das variáveis latentes endógenas (variáveis dependentes) variou de 0,77 a 0,85, sendo considerado alto (SANCHEZ, 2013). A medida global de ajuste do modelo GoF de 0,81, foi considerada adequada para constructos reflexivos (TENENHAUS *et al.* 2005).

Figura 2 - Diagrama de caminhos da análise de equações estruturais para a camada de 0,05-0,10 m.



SMC = sistemas de manejo de resíduos de colheita; fSMC = fator Sistemas de manejo de resíduos de colheita; fMB = fator propriedades microbiológicas; fFS = fator propriedades físicas; fFT = fator propriedades químicas; RBS= respiração basal do solo; CBM = carbono da biomassa microbiana;  $q_{Mic}$  = quociente microbiano; Macro = macroporosidade; PT = porosidade total; RP = resistência mecânica à penetração; CTC = capacidade de troca catiônica; SB = soma de bases; V% = saturação por bases. Setas em azul indicam efeito positivo, setas em vermelho indicam efeito negativo.

Fonte: Próprio autor.

Os fatores latentes do modelo de mensuração (Tabela 7) na camada de 0,05-0,10 m foram: fMB = RBS + CBM +  $q_{Mic}$ ; fFS = Macro + PT + RP e o fFT: Mg + CTC + SB + V% (Figura 4 e Tabela 7), configurando-se assim os modelos de medidas.

Tabela 5 - Estatísticas e índices de qualidade de ajuste das análises de equações estruturais dos modelos internos PLS-SEM, para as propriedades avaliadas nas camadas de 0,00-0,05 m e 0,05-0,10 m

PLS-SEM 0,00-0,05 m							
	Tipo	AVE	C.Alpha	DG.rho	1º autovalor	2º autovalor	r <sup>2</sup>
fSMC	Exógena	0,000	1,000	1,000	1,000	0,000	0,000
fMB	Endógena	0,953	0,975	0,984	2,860	0,108	0,771
fFS	Endógena	0,780	0,859	0,914	2,340	0,440	0,848
fFT	Endógena	0,737	0,825	0,897	2,230	0,608	0,771
GoF	0,8098						
PLS-SEM 0,05-0,10 m							
	Tipo	AVE	C.Alpha	DG.rho	1º autovalor	2º autovalor	r <sup>2</sup>
fSMC	Exógena	0,000	1,000	1,000	1,000	0,000	0,000
fMB	Endogena	0,761	0,848	0,912	2,340	0,648	0,661
fFS	Endogena	0,708	0,788	0,878	2,130	0,721	0,715
fFT	Endogena	0,964	0,988	0,991	3,860	0,082	0,865
GoF	0,7856						

PLS-SEM = modelo de análise de equações estrutural com parâmetros estimados via método mínimos quadrados parciais; fSMC = Sistemas de manejo de resíduos de colheita; fMB = propriedades microbiológicas; fFS = propriedades físicas; fFT = propriedades químicas; AVE = variâncias médias extraídas; C. Alpha = Coeficiente alfa de Cronbach; DG.rho = Rho de Dillon- Goldstein; r<sup>2</sup> = coeficiente de determinação; GoF = Goodness-of-fit.

Fonte: Próprio autor.

Os resultados da qualidade de ajuste do modelo interno para a camada de 0,05-0,10 m (Tabela 5) apresentaram qualidade adequada comprovada pelos valores de AVEs superiores a 0,71, confiabilidade composta maiores que 0,7, o primeiro e o segundo autovalores maior ou igual a 1 e menores que 1, respectivamente (RINGLE, SILVA, BIDO, 2014). O r<sup>2</sup> das variáveis endógenas foi maior que 0,66 para todos os modelos PLS-SEM, sendo considerado alto (SANCHEZ, 2013), e a medida GoF PLS-SEM foi 0,78, considerado adequado (TENENHAUS *et al.*, 2005).

De acordo com o resumo dos ajustes dos modelos (Tabelas 6 e 7), a capacidade preditiva dos modelos de equações estruturais (modelo interno) realizada por meio do procedimento *bootstrapping* (HAIR *et al.*, 2014), apresentaram significância estatística para as propriedades dos construtos (ausência de intervalos de confiança que continham o zero), demonstrando que estes conseguiram explicar de forma satisfatória a variabilidade amostral das propriedades para as camadas avaliadas.

Tabela 6 - Resumo do ajuste das variáveis latentes (VL) e observadas (VO) dos modelos de análises de equações estruturais, para as propriedades avaliadas na camada (C) de 0,00-0,05 m

VL	VO	PLS-SEM				
		Carga Original	Carga Estimada	Erro Padrão	<i>Bootstrap</i>	
					p. 25%	p. 75%
fSMC	SMC	1,000	1,000	0,000	1,000	1,000
fMB	RBS	0,969	0,971	0,012	0,946	0,990
	CBM	0,973	0,972	0,029	0,917	0,996
	<i>q</i> Mic	0,985	0,983	0,014	0,950	0,997
fFS	Macro	0,935	0,935	0,028	0,881	0,980
	PT	0,867	0,855	0,067	0,706	0,949
	Ds	0,845	0,847	0,064	0,703	0,944
fFT	pH	0,940	0,933	0,033	0,831	0,966
	CTC	0,793	0,739	0,231	0,062	0,952
	m	0,836	0,833	0,057	0,722	0,920
AEE	fMB	0,878	0,882	0,061	0,739	0,949
	fFS	0,921	0,917	0,040	0,811	0,975
	fFT	0,878	0,895	0,041	0,789	0,955

PLS-SEM = modelo de análise de equações estrutural com parâmetros estimados via método mínimos quadrados parciais; fSMC = Sistemas de manejo de resíduos de colheita; fMB = propriedades microbiológicas; fFS = propriedades físicas; fFT = propriedades químicas; RBS = respiração basal do solo; CBM = carbono da biomassa microbiana; *q*Mic = quociente microbiano; Macro = macroporosidade; PT = porosidade total; Ds = densidade; pH = potencial hidrogeniônico; CTC = capacidade de troca catiônica; m% = saturação por alumínio

Fonte: Próprio autor.

As demais propriedades (químicas, físicas e microbiológicas – P, MO, K, Ca, Mg, H + Al, Al, SB, S, V, m, Micro, RP, COT, EstC e *q*CO<sub>2</sub> na camada de 0,00-0,05 m e P, MO, pH, K, Ca, H+Al, Al, S, m, Micro, Ds, COT, EstC e *q*Mic na camada de 0,05-0,10 m) avaliadas e que não constam no modelo foram aquelas que não apresentaram ajustes satisfatórios para representar as relações entre propriedades e variáveis latentes, isto é, baixo valor para carga fatorial, AVE, coeficiente alfa de Cronbach, Rho de Dillon-Goldstein, e assim promoveram redução no coeficiente de determinação e índice de ajuste do modelo GoF.

Tabela 7 - Resumo do ajuste das variáveis latentes (VL) e observadas (VO) dos modelos de análises de equações estruturais, para as propriedades avaliadas na camada (C) de 0,05-0,10 m

		PLS-SEM				
VL	VO	Carga Original	Carga Estimada	Erro P.	Bootstrap	
					p. 25%	p. 75%
fMB		1,000	1,000	0,000	1,000	1,000
	RBS	0,815	0,806	0,194	0,674	0,922
	CBM	0,896	0,893	0,101	0,785	0,954
	qMic	0,903	0,895	0,108	0,743	0,968
fFS	Macro	0,944	0,944	0,032	0,880	0,983
	PT	0,746	0,759	0,133	0,441	0,938
	RP	0,822	0,834	0,079	0,703	0,976
fFT	Mg	0,978	0,978	0,012	0,953	0,994
	CTC	0,975	0,977	0,015	0,943	0,997
	SB	0,997	0,997	0,001	0,995	0,999
	V	0,976	0,976	0,012	0,946	0,994
Path						
	fMB	0,813	0,812	0,177	0,731	0,925
	fFS	0,846	0,856	0,058	0,742	0,933
	fFT	0,930	0,928	0,027	0,865	0,973

PLS-SEM = modelo de análise de equações estrutural com parâmetros estimados via método mínimos quadrados parciais; fSMC = Sistemas de manejo de resíduos de colheita; fMB = propriedades microbiológicas; fFS = propriedades físicas; fFT = propriedades químicas; RBS = respiração basal do solo; CBM = carbono da biomassa microbiana; qMic = quociente microbiano; Macro = macroporosidade; PT = porosidade total; RP = resistência mecânica à penetração; CTC = capacidade de troca catiônica; SB = soma de bases; V% = saturação por bases.

Fonte: Próprio autor.

## 5.5 DISCUSSÃO

### 5.5.1 Propriedades do solo

O maior aporte de fitomassa promovido pelo SMC CTL, e com apenas 90 dias de sua implantação, acarretou mudanças nas propriedades químicas do solo, dentre elas, pH, Ca, Mg, SB, H+Al, Al, CTC, V% e m%. Embora em curto espaço de tempo, os resultados evidenciam benefícios observados no solo, como os incrementos nos teores de Ca, Mg, na SB, CTC e V%, elevação do pH (4,9), ainda que continue fortemente ácido (SANTOS *et al.*, 2018).

O pH ácido é condizente com o ambiente com elevados valor de H+Al e teor de Al, presentes nesta situação. Este pode ser atribuído ao aporte de fitomassa, uma vez que

o eucalipto a decomposição da MO produz ácidos orgânicos, a absorção de cátions que libera Al e também a absorção de Al, pois como este não causa toxidez à planta, retorna ao solo juntamente com os demais elementos no processo de reciclagem de nutrientes, via decomposição da fitomassa adicionada (SILVA *et al.*, 2004; IKKA *et al.*, 2013; TAHARA *et al.*, 2018; VALADARES *et al.*, 2020).

No caso do SMC BA, a remoção dos resíduos promove um menor aporte de nutrientes, e também de Al, o que proporciona ao solo menores teores de Al em superfície. Contudo, a maior H+Al mostra que neste solo, embora arenoso, existem sítios de troca disponíveis para receber bases, mas estas não estão disponíveis, dando início ao processo de acidificação do solo.

O processo de remoção dos resíduos de colheita (varrição) da área experimental pode ter interferido no processo de incorporação e decomposição dos resíduos, uma vez que partículas pequenas dos resíduos acabam ficando no solo e por seu pequeno tamanho o processo de mineralização é mais rápido. Por outro lado, em sub superfície, os maiores teores de Ca, maior CTC foram observados nos SMC CTL e TL, sistemas esses com fitomassa residual deixada na superfície do solo, fortalecendo a hipótese anterior. Nestes SMC, a V% foi maior, resultado importante para o desenvolvimento vegetal em solos arenosos (SOUZA *et al.*, 2016; BARROS *et al.*, 2021).

Os maiores teores de Ca e Mg, na camada de 0,05-0,10 m, podem estar relacionados à maior concentração destes na casca do eucalipto (FERREIRA *et al.*, 2016; RESQUIN *et al.*, 2020). A manutenção da casca de eucalipto oriunda da colheita no campo permite reduzir as pressões sobre as reservas de ambos no solo (FERREIRA *et al.*, 2016) e suprir as necessidades de nutrientes das árvores, e também diminuir a imobilização de nutrientes, uma vez que, a manutenção da casca aumentou a decomposição e a liberação de nutrientes.

As propriedades PT e Macro apresentaram rápida resposta aos SMC avaliados em ambas camadas de solo e apontam o CTL como melhor SMC para conservar as propriedades físicas do solo, embora ainda estejam abaixo dos limites considerados adequados, de 10% para Macro e 50 % para PT de seu volume total (KIEHL, 1979). Lopes *et al.* (2015) relataram baixo valor de porosidade de aeração ( $0,065 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) na camada superficial do solo após o tráfego do *forwarder*, com redução da PT e aumento da RP, consequência da movimentação intensa da máquina na área.

A RP também se mostrou como eficiente indicador, contudo, com menores valores para TL na camada de 0,00-0,05 m e para CTL na camada de 0,05-0,10 m. A

colheita com SMC CTL possibilita atenuar os efeitos desta atividade com menor RP, entre outros motivos, devido a manutenção da casca (JESUS *et al.*, 2015). Todavia, este resultado não foi observado no estudo atual (90 dias após a colheita), sugerindo que estes estão relacionados ainda ao processo previamente estabelecido na implantação (6 anos antes), atividades mecanizadas na colheita (7 meses antes) e à presença de maior aporte orgânico junto à superfície.

Os microrganismos são responsáveis pela decomposição e mineralização dos resíduos orgânicos no solo, utilizando estes como fonte de nutrientes e energia para seu desenvolvimento, assim como para síntese de substâncias orgânicas (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008). Neste processo, parte dos resíduos orgânicos retorna a atmosfera na forma de C-CO<sub>2</sub> liberado pela respiração microbiana e outra parte é transformada biologicamente em MO estável (SIX *et al.*, 2006).

A maior RBS nos SMC onde os resíduos foram mantidos sobre o solo é resultado da maior disponibilidade de MO para os microrganismos, fato elucidado pelos maiores valores verificados na camada superficial (0,00-0,05m) (ROCHA *et al.*, 2018), onde a flora microbiana está em contato direto com a maior quantidade de fitomassa residual. Ainda, pela diferença na RBS na camada sub superficial, ao menos 30% menor em relação à superfície, distante dos resíduos e MO.

O CBM permite destacar o SMC CTL, que se mantém mais elevado também na profundidade de 0,05-0,10 m, comportamento relacionado ao maior aporte de fitomassa residual, umidade, temperatura e relação C:N (GAMA-RODRIGUES *et al.*, 2005; KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010) e ao fato do solo ser arenoso, permitindo a movimentação da MO da primeira para a segunda camada avaliada, mais rapidamente que num solo argiloso, onde talvez este efeito não seria percebido na camada de 0,05 a 0,10 m (VINHAL-FREITAS *et al.*, 2019).

Não obstante, deve-se analisar a atividade microbiológica em conjunto com os quocientes (metabólico e microbiano), pois estes fornecem informações sobre a sua eficiência, além de bons indicadores de qualidade do solo (MENDES *et al.*, 2019; VINHAL-FREITAS *et al.*, 2017).

O  $q_{Mic}$  ressalta os resultados obtidos para RBS e CBM, onde os SMC CTL e TL apresentam maior imobilização de C pela biomassa microbiana devido a quantidade e a proximidade da flora microbiana com os resíduos na camada superficial (ROCHA *et al.*, 2018). Em sub superfície, o TL tem menor  $q_{Mic}$  sugerindo que os benefícios promovidos pelos resíduos foram efetivos apenas na camada de 0,00-0,05 m. Fato corroborado pelo

$q\text{CO}_2$ , maior no TL nesta camada, demonstrando que a quantidade de C- $\text{CO}_2$  liberado pelos microrganismos neste SMC é maior que nos demais, indicando condição de desequilíbrio e/ou estresse (MELLONI; MELLONI; VIEIRA, 2013; VINHAL-FREITAS *et al.*, 2019).

Os menores valores de  $q\text{CO}_2$  refletem menor gasto energético por meio da mineralização de MO pelos microrganismos (ANDERSON; DOMSCH, 1993), assim como observado nos SMC onde a cobertura do solo e disponibilidade de material orgânico foi mantida, tendo o SMC CTL o menor  $q\text{CO}_2$  sinalizando melhor uso dos recursos pelos microrganismos ou incorporação do C como biomassa, resultado também da menor relação C:N (ROCHA *et al.*, 2018).

### 5.5.2 Ajustes AEE modelos PLS-PM

Os modelos construídos se ajustaram aos dados do estudo, confirmando as hipóteses sobre o efeito positivo dos SMC sobre as propriedades do solo com altos índices e baixa variação entre si.

As propriedades que formam o fMB (RBS, CBM e  $q\text{Mic}$ ) tiveram relação positiva maior que 0,9, ao mesmo tempo que o fSMC (0,878\*\*) validam esta informação, com coeficientes de caminho significativos. O fFS (0,917) teve relação negativa para a Ds (-0,845), enquanto PT (0,867) e Macro (0,935) mostram efeito positivo sobre este construto. A relação negativa para propriedades do solo como Ds e RP é recorrente na literatura tradicional e para AEE (CARVALHO, 2019), pois são índices inversamente proporcionais, ou seja, menor o valor de RP, por exemplo, é desejado.

O fSMC teve maior efeito sobre fFS (0,917\*\*), na camada de 0,00-0,05 m, porém como observado em outros trabalhos, as propriedades físicas demandam mais tempo para exibir os efeitos produzidos pelo manejo (ARAÚJO *et al.*, 2018; CARVALHO, 2019). Por outro lado, fFT apresentam rápidas mudanças causadas por sistemas de manejo em solos arenosos devido a baixa capacidade de retenção de cargas (LACLAU *et al.*, 2010; HUANG; HARTEMINK, 2020).

Na camada de 0,00-0,05m, o fFT mais influenciado pelos SMC foi o pH, onde os SMC CTL e TL, promoveram a elevação do pH, enquanto no SMC BA ocorreu redução do pH e, conseqüente acidificação do solo. Solos arenosos apresentam baixo poder tampão, revelado neste estudo pela redução simultânea da MO e do pH do SMC que remove a fitomassa residual de colheita.

Propriedades químicas e físicas de um Argissolo Vermelho Distrófico abruptico textura média/argilosa, foram avaliadas utilizando a técnica de modelagem de equações estruturais, sendo observada forte influência do pH, Ds, PT, Macro, sugerindo que estes têm relevante importância para as relações preditivas do solo (ARAÚJO *et al.*, 2018).

As relações e inter-relações analisadas pelos modelos da AEE demonstram que neste período inicial, os SMC do eucalipto têm mais influência sobre as propriedades físicas, químicas e microbiológicas do solo do SMC CTL, sendo observadas diferenças maiores na camada de 0,00-0,05 m. Em sub superfície o maior efeito positivo de fSMC ocorre sobre fFT (0,928) e demonstra seus efeitos mais intensos nos incrementos nos teores de Mg (0,978), na CTC (0,977), SB (0,997) e V% (0,976), dando destaque aos benefícios da presença da fitomassa residual sobre a fertilidade do solo por meio da maior disponibilização de nutrientes.

As propriedades microbiológicas são dependentes do conjunto que compõe o fFT para manter suas atividades (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008). Os maiores valores para os químicos, observados na camada de 0,05-0,10 m concomitante à redução na RBS e acréscimos no CBM em relação a superfície, comprovam por meio do maior  $q_{Mic}$ , nesta camada, os microrganismos estão incorporando carbono ao solo no SMC CTL.

Estes resultados convergem para fFS na mesma camada, composto por Macro (0,944), PT (0,759) e RP (-0,834), tendo o maior efeito observado para Macro, corroborando com a hipótese de que a fitomassa residual contribui para aumentar a entrada de MO no sistema. Sua adição à superfície teve influência positiva sobre o solo, melhorando a atividade microbiológica, o fornecimento de nutrientes e preservando sua estrutura.

Portanto, recomenda-se pesquisas adicionais de médio e longo prazos para esclarecer como os SMC estariam relacionados com as propriedades químicas, físicas e microbiológicas até a colheita do eucalipto.

## 5.6 CONCLUSÕES

Os modelos de equações estruturais tiveram ajuste adequado aos dados nas camadas 0,00-0,05 e 0,05-0,10 m do solo, permitindo avaliar todas as interações entre propriedades e fatores e entre fatores, de forma simultânea.

A manutenção de fitomassa residual de colheita no *cut-to-length* beneficia as propriedades do solo, pois aumenta as bases do solo (cálcio, magnésio e potássio), preserva a estrutura (macroporos) e aumenta a atividade microbiológica (RBS e CBM). A remoção da fitomassa residual, total e parcial, reduz a porosidade total e macroporosidade, aumenta a acidificação do solo e atividade microbiológica. Os sistemas de manejo de resíduo de colheita, em ambas as camadas, influenciaram as propriedades do solo indicando que os resíduos da colheita do eucalipto não devem ser removidos.

## 5.7 REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, p. 711-728, 2013.
- ANDERSON, J. P. E., DOMSCH, K. H. The metabolic quotient of CO<sub>2</sub> ( $qCO_2$ ) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental condition, such as pH, on the microbial of forest soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 25, p. 393–395, 1993.
- ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 21, n. 4, p. 471-479, 1989.
- ARAÚJO, E. G. *et al.* Model representing the relationship between the soil attributes and the production of sugarcane using structural equations. **Revista Brasileira de Biometria**, Lavras, v. 36, n. 2, p. 489-511, 2018.
- BRAHIM, N. *et al.* Application of structural equation modeling for assessing relationships between organic carbon and soil properties in semiarid Mediterranean region. **International Journal of Environmental Science and Technology**, Berlin, v. 8, n. 2, p. 305-320, 2011.
- CARNEIRO, M. A. C. *et al.* Atributos bioquímicos em dois solos de Cerrado sob diferentes sistemas de manejo e uso. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 38, p. 276- 283, 2008.
- CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 1211-1220, 2012.
- CARVALHO, J. B. **Equações estruturais aplicadas ao entendimento da dinâmica do carbono do solo em sistemas agroflorestais no cerrado brasileiro**. 2019. Tese (Doutorado em Agronomia: Sistema de produção) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2019. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/191122>. Acesso em: 25 jan. 2022.

- COSTA JÚNIOR, C. *et al.* Carbono em agregados do solo sob vegetação nativa, pastagem e sistemas agrícolas no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 1, p. 1-12, 2012.
- FERREIRA G. W. D. *et al.* Nutrient release from decomposing Eucalyptus harvest residues following simulated management practices in multiple sites in Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 370, p. 1-11, 2016.
- GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 193- 207, 2002.
- GAMA-RODRIGUES, E. F. *et al.* Nitrogênio, carbono e atividade da biomassa microbiana do solo em plantações de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 893-901, 2005.
- GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. *In*: SANTOS, G. A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 159-170.
- GILLEY, J. E. *et al.* Runoff and erosion as affected by corn residue: prt II: rill and interill components. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 29, 35, p. 161-164, 1986.
- GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L. **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, 2002. 498 p.
- GONÇALVES, J. L. M. *et al.* Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 301, p. 6-27, 2013.
- HUANG, J.; HARTEMINK, A. E. Soil and environmental issues in sandy soils. **Earth-Science Review**, Amsterdam, v. 208, p. 103295, 2020.
- INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES - IBÁ. **Relatório 2020**. Available online at [http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA\\_RelatorioAnual2020.pdf](http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2020.pdf). Acesso em: 25 jan. 2022.
- IKKA, T. *et al.* Effect of aluminum on metabolism of organic acids and chemical forms of aluminum in root tips of Eucalyptus camaldulensis Dehnh. **Phytochemistry**, Oxford, v. 94, p. 142-147, 2013.
- JESUS, G. L. *et al.* Eucalyptus productivity, soil physical properties and organic matter fractions influenced by traffic intensity and harvest residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.39, p.1190-1203, 2015.
- KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and

indications for improving sustainability. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.42, p.1-13, 2010.

KIEHL, E.J. **Manual de edafologia: relação solo-planta**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979.

LACLAU, J. P. *et al.* Biogeochemical cycles of nutrients in tropical *Eucalyptus* plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, p. 1771- 1785, 2010.

LOPES, E. S. *et al.* Compactação de um Solo Submetido ao Tráfego do Harvester e do Forwarder na colheita de madeira. **Floresta e Ambiente**, v.22, n.2, p.223-30, 2015.

MALINOVSKI, J. R. *et al.* Sistemas. In: MACHADO, C. C. **Colheita florestal**. 3 ed. Cap. 6. Viçosa: UFV, 2014. p.178-205.

MARÔCO, J. **Análise de equações estruturais: fundamentos teóricos, software e aplicações**. Pero Pinheiro: Report Number, 2010. 374 p.

MELLONI, R.; MELLONI, E. G. P.; VIEIRA, L. L. Uso da terra e a qualidade microbiana de agregados de um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 6, p. 1678-1688, 2013.

MENDES, I. C. *et al.* Critical limits for microbial indicators in tropical Oxisols at post-harvest: the FERTBIO soil sample concept. **Applied Soil Ecology**, Netherlands, v. 139, p. 85-93, 2019.

PADILHA, K. M. *et al.* Indicadores biológicos de dois solos com a incorporação de subproduto da agroindústria de café. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p. 1377-1386, 2014.

RAIJ, B.V. *et al.* **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 285p.

RESQUIN, F. *et al.* Evaluation of the nutrient content in biomass of *Eucalyptus* species from short rotation plantations in Uruguay. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 134, 2020.

RINGLE, C. M.; SILVA, D.; BIDO, D. S. Modelagem de equações estruturais com utilização do SmartPLS. **REMark – Revista Brasileira de Marketing**, v.13, n.2, p.54–71, 2014.

ROCHA, J. H.T. *et al.* Forest residue removal decreases soil quality and affects wood productivity even with high rates of fertilizer application. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.430, p.188-95, 2018.

SALTON, J.C. *et al.* Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n.1, p. 11-21, 2008.

- SANCHES FERNANDES, L. F. *et al.* A partial least square - Path modeling analysis for the understanding of biodiversity loss in rural and urban watersheds in Portugal. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 626, p. 1069-1085, 2018.
- SANCHEZ, G. **PLS Path Modeling with R**. Berkeley: Trowchez Editions, 2013. Disponível em: <[https://www.gastonsanchez.com/PLS\\_Path\\_Modeling\\_with\\_R.pdf](https://www.gastonsanchez.com/PLS_Path_Modeling_with_R.pdf)>.
- SANTOS, H.G. dos, *et al.* Embrapa Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018.
- SENA, K. N. *et al.* Forest harvest management systems and residual phytomass on the physical properties of sandy soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 45, 2021.
- SILVA, J. R. *et al.* Responses of eucalypt species to aluminum: the possible involvement of low molecular weight organic acids in the Al tolerance mechanism. **Tree Physiology**. v.24, p.1267–1277, 2004.
- SIX, J. *et al.* Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, p. 555-569, 2006.
- SOUZA, I. F. de, *et al.* Decomposition of eucalypt harvest residues as affected by management practices, climate and soil properties across southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 374, p. 186-194, 2016.
- SPARLING, G. P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 30, p. 195-207, 1992.
- TAHARA, K. *et al.* Identification of UDP glucosyltransferases from the aluminum-resistant tree *Eucalyptus camaldulensis* forming  $\beta$ -glucogallin, the precursor of hydrolyzable tannins. **Phytochemistry**, Oxford, v. 152, p. 154-161, 2018.
- TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017.
- TENENHAUS, M. *et al.* PLS path modeling. **Computational Statistics and Data Analysis**, Amsterdam, v. 48, n. 1, p. 159–205, 2005.
- VALADARES, R. V. *et al.* Rhizosphere microbiological processes and eucalypt nutrition: synthesis and conceptualization. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 746, p. 141305, 2020.
- VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 19, p. 773-77, 1987.
- VINHAL-FREITAS, I. C. *et al.* Soil textural class plays a major role in evaluating the effects of land use on soil quality indicators. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 74, p. 182-190, 2017.

XIE, Z. B. *et al.* Soil organic carbon stocks in China and changes from 1980s to 2000s. **Global Change Biology**, Chichester, v. 13, p. 1989–07, 2007.

## 6 DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NUTRIENTES EM DIFERENTES MANEJOS DOS RESÍDUOS DA COLHEITA DE EUCALIPTO, NO LESTE DO MATO GROSSO DO SUL

### 6.1 RESUMO

As áreas florestais, além de sua importância no setor econômico, têm relevante papel na sustentabilidade destas quando utilizam práticas silviculturais conservacionistas. O objetivo deste trabalho foi avaliar a decomposição dos resíduos de colheita do eucalipto e liberação dos nutrientes em áreas submetidas a diferentes manejos dos resíduos da colheita, em plantio de *Eucalyptus urograndis*. A pesquisa foi realizada no município de Água Clara (MS - Brasil), em uma área comercial de *Eucalyptus urograndis* (clone E13). O solo, classificado como Neossolo quartzarênico (textura arenosa) e os SMC foram *cut-to-length* (CTL= manutenção de 100% dos resíduos da colheita na área) e *tree-length* (TL= manutenção dos resíduos, exceto a casca do eucalipto). *Litter bags* foram utilizados para avaliar a decomposição, durante um período de 36 meses. A maior quantidade e composição do resíduo total da colheita resultaram rápida decomposição, meia vida de 315 dias e maior disponibilização de nutrientes. O sistema de colheita *cut-to-length*, após 36 meses, disponibilizou 88 Mg ha<sup>-1</sup> de N, 25 Mg ha<sup>-1</sup> de P, 66 Mg ha<sup>-1</sup> de K, 490 Mg ha<sup>-1</sup> de Ca, 54 Mg ha<sup>-1</sup> de Mg e 11 Mg ha<sup>-1</sup> de S. O tempo de meia vida no sistema de colheita *tree-length* foi três vezes maior que o *cut-to-length*. No sistema de colheita *tree-length*, sem remoção da casca no local, reduziu em 84% a quantidade de resíduo na superfície do solo, e o aporte de N, P, K, Ca e COT.

**Palavras-chave:** eucalipto; ciclagem de nutrientes; *Litter Bag*.

### 6.2 INTRODUÇÃO

Na região Centro Oeste do Brasil, o cultivo do eucalipto vem se ampliando devido à crescente demanda por celulose, madeira e seus subprodutos (IBÁ, 2020). A instalação de novos plantios ocorre normalmente em solos de reduzida fertilidade, arenosos e em áreas de pastos degradados (FERREIRA *et al.*, 2016; GONÇALVEZ *et al.*, 2013), onde os florestamentos contribuem no fornecimento de material orgânico durante o cultivo e também na colheita, quando os resíduos vegetais são deixados à superfície do solo (OLIVEIRA; OLIVEIRA, 2016).

Os sistemas de colheita do eucalipto mais utilizados na região Leste do Mato Grosso do Sul são *tree-length* e *cut-to-length* (GONÇALVEZ *et al.*, 2013; MALINOVSKI *et al.*, 2014). O primeiro, em tradução literal significa “toras longas”, ou seja, a árvore é semi-processada (desgalhamento e remoção do ponteiro) no local da derrubada e levada em forma de fuste com mais de 6 metros de comprimento para a margem da estrada, onde o processamento das toras é concluído. Este sistema é também conhecido como “*feller-buncher*”, indicado para uso em locais com até 8% de declividade, onde tem melhor desempenho (MALINOVSKI *et al.*, 2014). Neste sistema apenas os galhos e o ponteiro são deixados à superfície, no local da colheita.

Em contrapartida, o método *cut-to-length* ou “toras curtas” é caracterizado pelo processamento da árvore no local de corte e derrubada, onde são realizados desgalhamento, remoção do ponteiro, descascamento e corte das árvores em toras de tamanhos pré-definidos, deixando na superfície da área todos os restos vegetais (MALINOVSKI *et al.*, 2014). A permanência destes à superfície garante a cobertura do solo, formando inicialmente um *mulch* e em seguida a serapilheira.

Nos povoamentos florestais a ciclagem de nutrientes ocorre por meio da absorção dos nutrientes pelas plantas, com seu retorno ao solo via serapilheira e resíduos radiculares de ciclos anteriores, que serão transformados e incorporados ao solo na forma de matéria orgânica (MO), que mineralizada libera os nutrientes que serão novamente disponibilizados para absorção pelas raízes das plantas (GAMA-RODRIGUES; BARROS 2002; FERREIRA *et al.*, 2016). Barbosa *et al.* (2017), avaliando os estoques de biomassa, carbono e nitrogênio da serapilheira acumulada em povoamento de eucalipto, no sudoeste da Bahia, verificaram acúmulo de 13,1 Mg ha<sup>-1</sup> de biomassa, concomitante a 5,6 Mg ha<sup>-1</sup> em estoque de carbono e 0,08 Mg ha<sup>-1</sup> de nitrogênio.

As florestas plantadas desempenham papel relevante na preservação dos solos e na ciclagem de nutrientes, quando utilizam práticas silviculturais conservacionistas (OLIVEIRA; OLIVEIRA, 2016; RESQUIN *et al.*, 2020). Tais práticas promovem o retorno de resíduos à superfície do solo e contribuem para aumentar os valores de produção (ZHU *et al.*, 2015), reduzem a movimentação no preparo do solo, nos moldes do cultivo mínimo, sem reduzir a produtividade (PAES *et al.*, 2013); protegem o solo contra o impacto direto das gotas da chuva e reduzem o escoamento superficial da água (GONÇALVES, *et al.*, 2002; 2013); mantem maior quantidade de macroagregados estáveis e resistência à penetração dentro de níveis aceitáveis, inclusive em solo arenoso (SENA *et al.*, 2021).

Assim, a adoção de sistemas de manejo conservacionistas em plantios de eucalipto tem-se apresentado como medida necessária, que visa o aporte de material orgânico. Dentro desta perspectiva, o sistema de manejo dos resíduos da colheita do eucalipto (SMC) que mantém maior quantidade de fitomassa (folhas, galhos e cascas) sobre o solo após a colheita, tem potencial para disponibilizar mais nutrientes ao solo (MENDHAM *et al.*, 2003) e assim reduzir a demanda por adubações, mais comuns nos primeiros anos de cultivo, além de proteger o solo de processos erosivos (GILLEY *et al.*, 1986).

O processo de decomposição dos resíduos vegetais é mais intenso no início pós corte e deposição sobre o solo, e tem relação com as condições ambientais (precipitação e temperatura por exemplo), com a composição do material e com a atividade microbiológica do solo (VIERA, SCHUMACHER, ARAÚJO; 2014; OLIVEIRA *et al.*, 2020).

Práticas de manejo simples, como a manutenção da casca e demais resíduos da colheita do eucalipto sobre o solo podem disponibilizar nutrientes, acelerar a decomposição e reduzir o tempo de meia-vida dos resíduos vegetais (FERREIRA *et al.*, 2016). Também Oliveira *et al.* (2020), avaliando a decomposição da biomassa foliar do eucalipto, observaram que as maiores constantes de decomposição ( $k$ ) indicam maior recalcitrância do material foliar, reflexo dos menores teores de nitrogênio (N) e maiores teores de polifenóis no material.

Estes resultados evidenciam a importância da qualidade do resíduo vegetal no processo de decomposição, que também é dependente da atividade microbiana e da relação entre carbono e nitrogênio (C:N) no material vegetal pois esta relação dá indicativos da qualidade do material, no que diz respeito a velocidade de sua decomposição (LUIZÃO *et al.*, 2004). Resíduos vegetais de boa qualidade (alto teor de N) tem relação  $C:N < 20$  indicando uma rápida decomposição, enquanto materiais vegetais com relação  $C:N > 30$  indicam decomposição lenta e imobilização do N, sendo o intervalo entre estes considerado como de equilíbrio (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; GIACOMINI *et al.*, 2003).

Estudos indicam que os resíduos florestais de eucalipto têm alta relação C:N (GAMA-RODRIGUES; BARROS, 2002; SANCHEZ; PINO; HERNÁNDEZ., 2018) e sugerem que o limite entre mineralização e imobilização ocorre com concentração de N em torno de  $7,9 \text{ g kg}^{-1}$  (COTRUFO *et al.*, 2013).

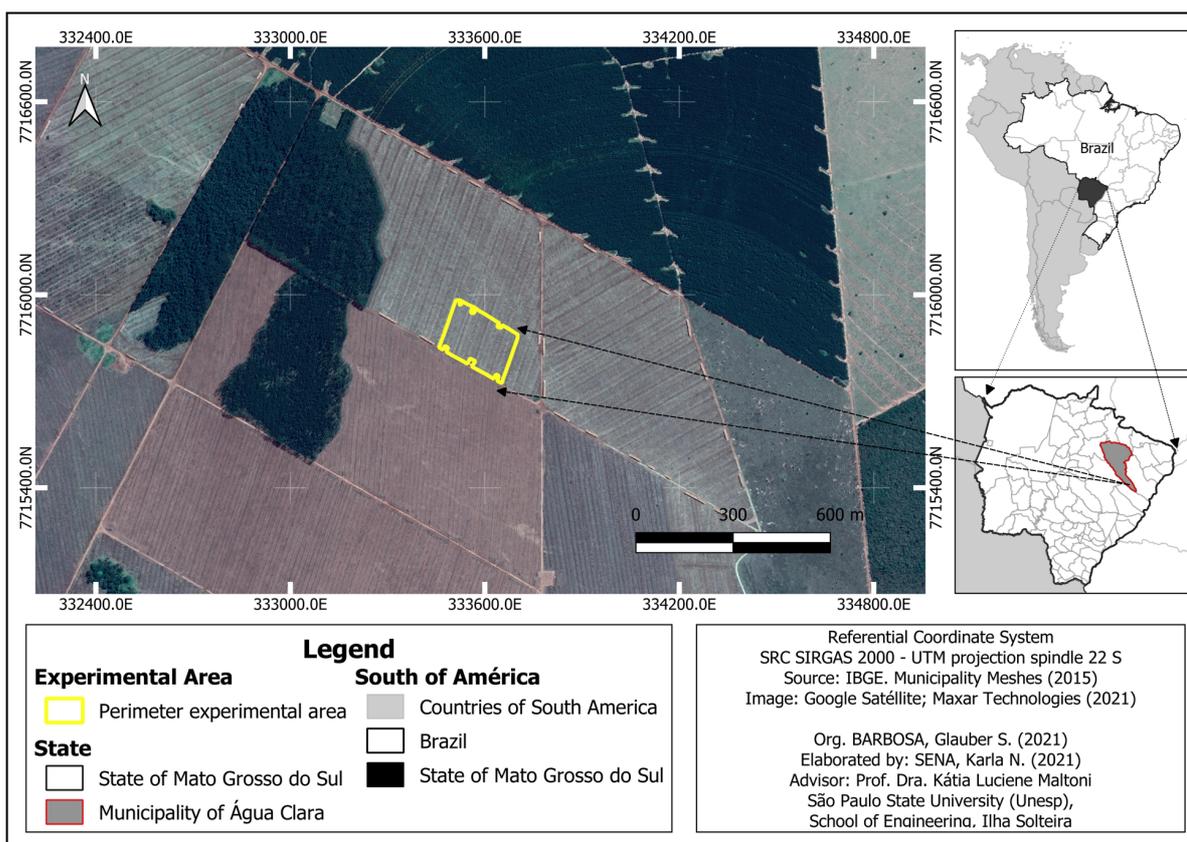
Assim, trabalhou-se com a hipótese de que a manutenção total dos resíduos da colheita do eucalipto sobre o solo contribui para a ciclagem de nutrientes, melhora a

fertilidade do solo e reduz a necessidade de adubação no plantio do eucalipto. Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a decomposição dos resíduos da colheita do eucalipto e a liberação de nutrientes e seu estoque em áreas submetidas a dois diferentes sistemas de manejo de resíduos colheita do eucalipto.

### 6.3 MATERIAL E MÉTODOS

A área selecionada para desenvolvimento da pesquisa localiza-se no município de Água Clara - MS (latitude 20°38'57,22"S, longitude 52°35'50,74"O, altitude 370 m), com plantio comercial de *Eucalyptus urograndis* (Figura 1 – localização da área). O clima na região é do tipo Aw, segundo a classificação de Köppen com precipitação e temperatura médias anuais em torno de 1.370 mm e 24,4 °C respectivamente (ALVARES *et al.*, 2013) Figura 2.

Figura 1 - Localização da área experimental



Fonte: Próprio autor.

O solo da área experimental é o Neossolo quartzarênico (SANTOS *et al.*, 2018), de textura arenosa (teores de areia variando de 843 a 878 g kg<sup>-1</sup>), originalmente coberto por Cerrado *sensu stricto* (IBGE, 2004).

A área experimental foi submetida a colheita do eucalipto de primeiro ciclo em junho de 2017, com 6 anos de idade. A colheita se deu no sistema *cut-to-length* e no final de setembro de 2017 (120 dias após a colheita), a área experimental foi então preparada, de acordo com os sistemas de manejo do resíduo da colheita (SMC), descritos a seguir:

***Cut-to-length* (CTL)** - Manutenção de todos os resíduos (folhas, galhos, casca e serapilheira), na área;

***Tree-length* (TL)** - Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (folhas, galhos e serapilheira, simulando a colheita *tree-length*).

A principal diferença entre estes SMC está na manutenção da casca no CTL. Os resíduos depositados na área experimental são resultado da colheita em CTL e nas parcelas com simulação do SMC TL, os resíduos depositados pela colheita tiveram as cascas do eucalipto removidas manualmente.

As parcelas estabelecidas em campo seguiram o delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC), com 4 repetições. Os SMC foram simulados em parcelas retangulares de 40,8 m x 27,6 m (1.126,08 m<sup>2</sup>), contendo 12 linhas de plantio com espaçamento de 3,4 m entre linhas e 2,3 m entre plantas. Dentro desta área, as 8 linhas centrais de plantio foram consideradas para avaliações, contemplando assim 500,5 m<sup>2</sup>, evitando efeitos de carreador e interferências de áreas vizinhas.

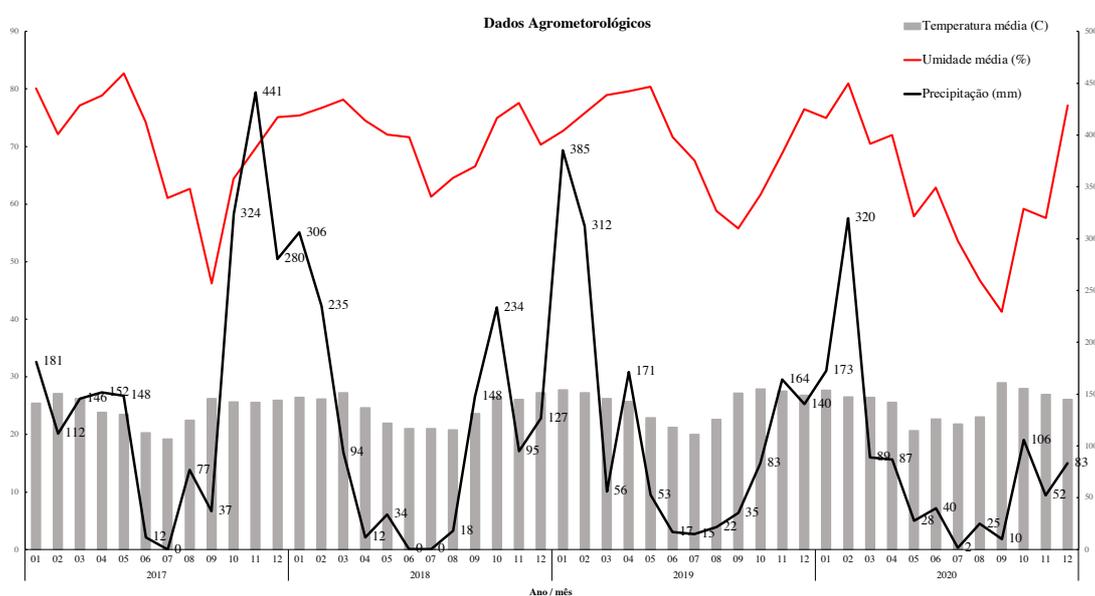
As avaliações tiveram início no estabelecimento dos SMC em campo (setembro 2017), antes do preparo do solo e plantio do próximo cultivo, quando foi determinada a quantidade de resíduos totais deixados sobre o solo. A deposição dos resíduos da colheita ocorreu entre as linhas de plantio, sendo uma linha com deposição de resíduo de colheita a cada 4 linhas (3,4 m entre linhas), totalizando uma área de 1.838 m<sup>2</sup> por hectare coberta com material residual da colheita.

Durante o período experimental (36 meses) de avaliação de decomposição dos resíduos vegetais, foram mensuradas as médias de temperatura, umidade relativa e precipitação mensais, junto à Estação meteorológica no município de Água Clara (MS), pertencente à Empresa Eldorado Brasil (Figura 2).

Para quantificação do material vegetal deixado à superfície, mediu-se a largura das leiras de resíduos no início, meio e fim das parcelas, e utilizou-se a largura média para

calcular a quantidade total dos resíduos depositados à superfície (Figura 3). Nos mesmos pontos de medida, foram coletadas amostras dos resíduos vegetais oriundos da colheita com auxílio de gabarito (0,20 x 0,20 m) para quantificação da massa e análise da composição química. O material presente na área do gabarito foi cortado de forma a preservar galhos onde estes estavam presentes, para representar exatamente o que havia no material residual da colheita, tanto para análise química quanto para enchimento dos *litter bags*. Assim, estas receberam os resíduos da colheita que de fato estavam nos locais de coleta.

Figura 2 - Média mensal de temperatura (°C), umidade do ar (%) e precipitação pluvial (mm), ao longo do período de avaliação da área experimental



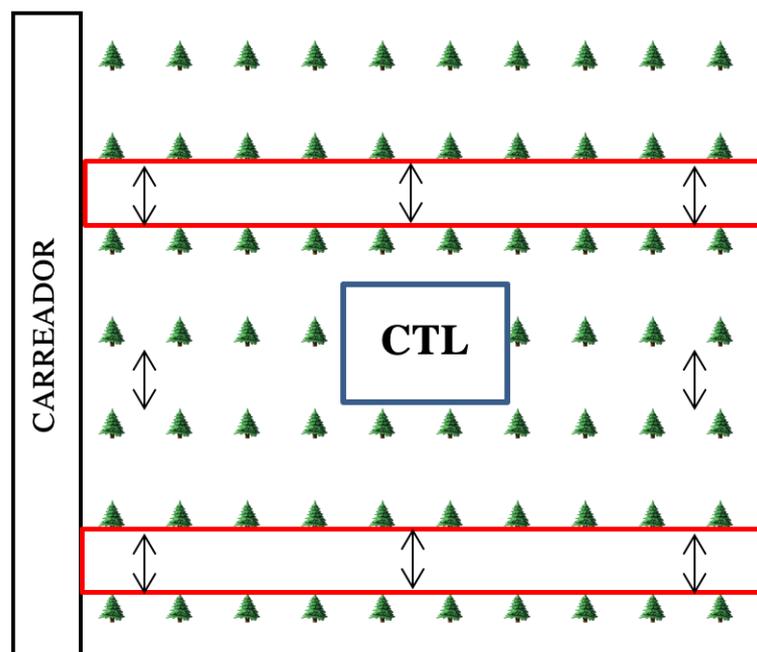
Fonte: Estação meteorológica de Água Clara/MS – pertence a empresa Eldorado Brasil.

A avaliação da decomposição desse resíduo baseou-se no estudo do conteúdo dos *litter bags* (bolsas de náilon, com malha de 2mm e dimensões 0,20 x 0,20 m x 0,08m). Em cada parcela dos SMC foram depositados à superfície 6 *litter bags*, em contato direto com o solo.

Os *litter bags* foram avaliados durante 36 meses, de setembro de 2017 (instalação dos SMC) a agosto de 2020, com intervalos de 4 meses. Em cada avaliação os *litter bags* foram recolhidos, um trabalho cuidadoso de limpeza foi conduzido, com pincéis e pinças para garantir a remoção do solo. Após a limpeza, o material vegetal foi seco em estufa a 65°C (até massa constante), para pesagem e determinação da massa remanescente nos *litter bags*. Desta massa vegetal remanescente, na sexta repetição de cada parcela, foram

retiradas amostras para análise da concentração de nutrientes, descritas á frente. Na sequência os *litter bags* eram devolvidos em campo, no mesmo ponto de onde foram retirados, respeitando um intervalo máximo de 5 dias após avaliação da massa remanescente.

Figura 3 - Ilustração das medidas feitas em campo, nas linhas de resíduos



Fonte: Próprio autor.

Assim, o material residual remanescente foi calculado pela diferença entre a massa inicial e a massa determinada a cada amostragem, obtendo-se, assim, o percentual de resíduo vegetal remanescente após cada período de permanência em campo, pela equação (1).

$$RVR (\%) = \frac{M_f}{M_i} * 100 \quad \text{Equação (1),}$$

sendo, RVR = resíduo vegetal remanescente, expresso em %,  $M_f$  = massa final do resíduo vegetal da colheita no tempo “x” e  $M_i$  = massa inicial do resíduo vegetal da colheita (no tempo zero).

Com esses dados, foram determinadas a constante de decomposição ( $k$ ) até os 1.046 dias conforme descrito por Thomas e Azakawa (1993) e o tempo gasto para

decomposição de 50% do material vegetal, tempo de meia vida ( $t^{1/2}$ ), conforme descrito por Olson (1963).

Para obtenção da constante de decomposição (expressa em  $\text{g dia}^{-1}$ ) utilizou-se o modelo exponencial descrito pela equação 2.

$$X_t = X_0 \cdot e^{-kt} \quad \text{Equação (2),}$$

sendo,  $X_t$  = massa do material vegetal no tempo  $x$ ,  $X_0$  = massa do material vegetal seco colocado no *litter bag* no tempo zero e  $t$  = tempo de decomposição em dias.

O tempo de meia vida, expresso em dias, foi obtido por meio da equação 3.

$$t^{1/2} = \text{Ln}(2)/k \quad \text{Equação (3),}$$

sendo,  $t^{1/2}$  = tempo de meia vida e  $k$  a constante obtida na equação 2.

A porcentagem de disponibilização de nutrientes (Equação 4) foi obtida pela equação descrita por Guo e Sims (1999).

$$R\% = \frac{M_0C_0 - M_tC_t}{P_0C_0} * 100 \quad \text{Equação (4),}$$

em que:  $M_0$  = massa seca inicial do *litter bag*, em g;  $C_0$  = teor inicial do nutriente no *litter bag*; macronutrientes, em  $\text{g kg}^{-1}$ ;  $M_t$  = massa seca do material remanescente no *litter bag* no tempo  $t$  ( $t = 0, 245, \dots, 1046$  dias), em g;  $C_t$  = teor do nutriente no material vegetal remanescente no dia  $t$  ( $t = 0, 245, \dots, 1046$  dias); macronutrientes, em  $\text{g kg}^{-1}$ .

Amostras do conteúdo inicial dos *litter bags* (setembro de 2017) e amostras do material remanescente dos *litter bags*, em cada tempo de avaliação (TAV), foram coletadas no mesmo momento da pesagem, limpas, secas, pesadas, trituradas em moinho (tipo Willey) e analisadas para os teores de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S), segundo Malavolta, Vitti e Oliveira (1997) e o carbono (C) foi determinado pelo método PMI - perda de massa por ignição (CARMO; SILVA, 2012).

Os teores de nutrientes foram multiplicados pela massa do material vegetal remanescente nos *litter bags*, extrapolando-se os resultados para  $\text{kg ha}^{-1}$ , e conhecendo a massa inicial dos resíduos vegetais determinou-se a quantidade de nutrientes liberados

durante o processo de decomposição dos resíduos da colheita e o remanescente à superfície do solo, estimando a quantidade de nutrientes que ainda poderiam ser disponibilizados (estoques de nutrientes).

Os resultados obtidos foram submetidos a análise de variância (quando atendidas às pressuposições de normalidade e homogeneidade), sendo aplicado o teste F ( $p < 0,05$ ), e uma vez encontrada diferença significativa entre as fontes de variação, as médias dos SMC foram comparadas pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ) e enquanto que para os tempos de avaliação (TAV) foi utilizada o ajuste de regressão. Para o ajuste das equações, utilizaram-se os valores médios de perda de massa das parcelas. Uma vez que o modelo foi verificado a partir do P-valor do desvio da regressão, os modelos de regressão foram selecionados a partir dos coeficientes de determinação ( $r^2$ ) superiores. As análises estatísticas foram realizadas com o software SISVAR (FERREIRA, 2019).

#### 6.4 RESULTADOS

Os resíduos da colheita, inseridos nos *litter bags* diminuíram exponencialmente (Figura 4) tanto no SMC CTL, como no TL, com redução de 79% no CTL, em relação à massa inicial, enquanto no TL o decréscimo foi de 60%.

Após 36 meses, os *litter bags* continham 21% da massa de resíduo de colheita no CTL e 40% no TL (Figura 4). Com base nos dados de massa inicial e final dos *litter bags* (Figura 5), em agosto de 2020, os SMC deixaram sobre o solo material remanescente equivalente a 7,31 Mg ha<sup>-1</sup> no CTL e 2,12 Mg ha<sup>-1</sup> no TL.

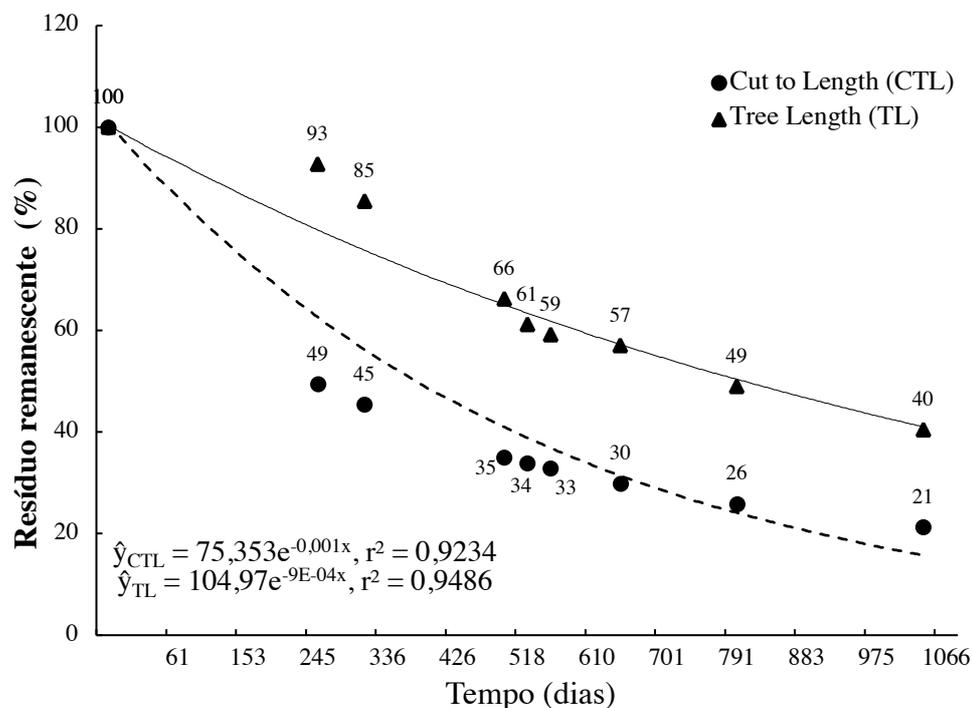
Ao considerar a quantidade total de resíduo de colheita produzido em CTL (34,8 Mg ha<sup>-1</sup>), ocorreu a mineralização de 27,5 Mg ha<sup>-1</sup>. Enquanto, no SMC TL a quantidade de material depositado à superfície foi 5,3 Mg ha<sup>-1</sup> no início e 3,2 Mg ha<sup>-1</sup> foi mineralizado, cenário que permite destacar a quantidade superior de resíduo de colheita produzido no SMC CTL, o qual supera o TL em 85% no material total (Figura 5).

A constante de decomposição ( $k$ ), calculada por ano, no CTL foi crescente nos primeiros 300 dias ( $k=0,003$ ), aproximadamente, após o início da avaliação, de setembro de 2017 a agosto de 2018 (Figura 6). A partir daí entrou em declínio até o final da avaliação (1046 dias), atingindo os valores mais baixos ( $k = 0,0009$ ).

No SMC TL, os valores de  $k$  são menores (0,00049) aos 300 dias, contudo, com tendência de crescimento, o processo de decomposição atingiu aos 700 dias (agosto de 2019) os maiores valores ( $k = 0,00135$  g dia<sup>-1</sup>). A partir deste momento, assim como no

SMC CTL,  $k$  como a decrescer e se mantém constante e com valor próximo de  $0,001 \text{ g dia}^{-1}$  (Figura 6), valor semelhante a CTL.

Figura 4 – Resíduo remanescente (%) da colheita de *Eucalyptus* ao longo de 36 meses (setembro/2017 a agosto/2020)



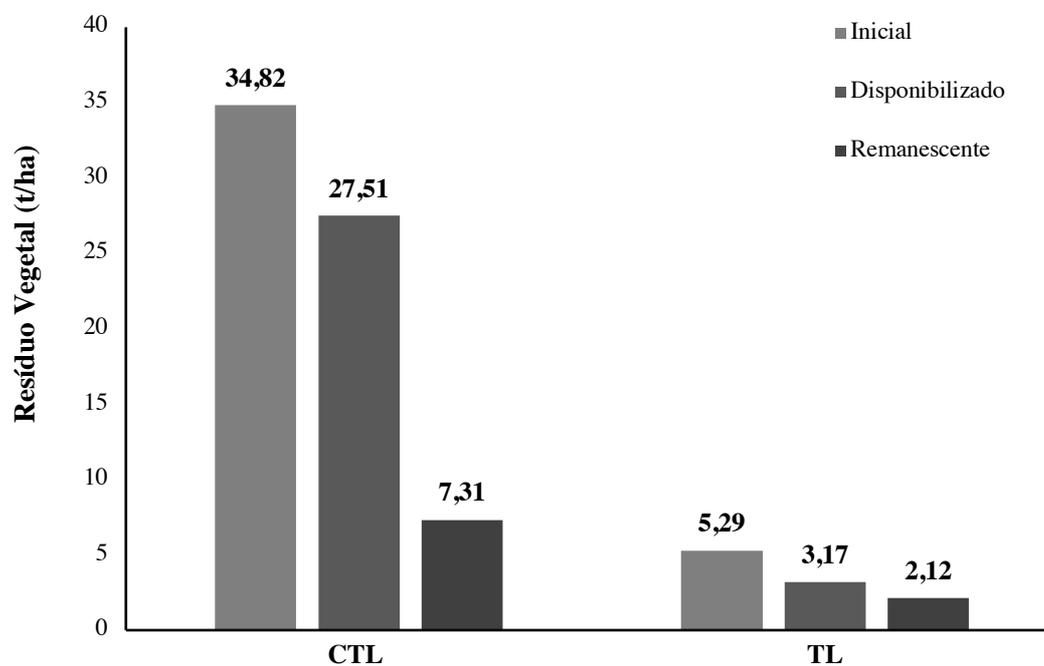
Fonte: Próprio autor.

O resíduo vegetal remanescente em conjunto com a  $k$  sugerem estabilidade/constância na redução dos resíduos, com  $k = 0,001 \text{ g dia}^{-1}$  para ambos SMC a partir de 540 dias ou 18 meses da instalação do experimento.

O tempo de meia vida (Equação 3), ocorreu aos 315 dias para CTL e 845 dias para TL. Com base nesses dados, compreende-se que o processo de decomposição dos resíduos da colheita no SMC TL demandará mais tempo para decompor e liberar os nutrientes para o solo.

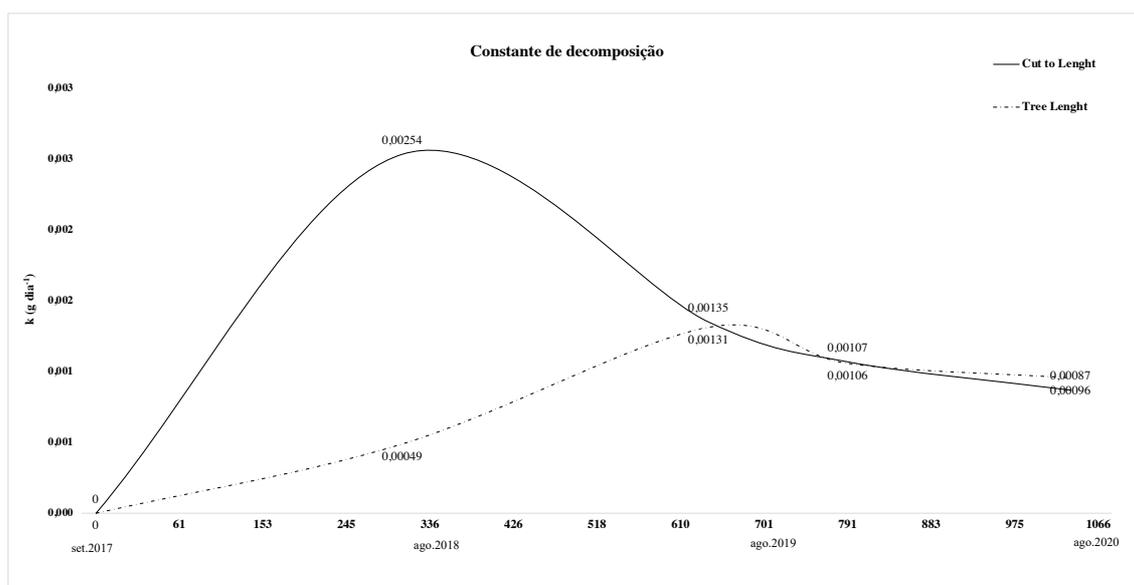
Os SMC avaliados promoveram diferenças significativas ( $p < 0,10$ ) no teor dos nutrientes N, P, K, Ca e C dos resíduos da colheita (Tabela 1). No SMC CTL ocorreram maiores teores de nutrientes em relação ao SMC TL, neste se observa teores reduzidos em 13% para N, 24% para P, 48% para K, 15% para Ca e 44% para C.

Figura 5 - Massa inicial, mineralizada e remanescente do material vegetal residual da colheita do eucalipto, nos sistemas de colheita *cut-to-length* (CTL) e *tree-length* (TL), no período de setembro/2017 a agosto/2020



Fonte: Próprio autor.

Figura 6 – Constante de decomposição -  $k$  ( $\text{g dia}^{-1}$ ) do resíduo vegetal da colheita durante o período de avaliação



Fonte: Próprio autor.

Os teores de N, P, Ca, Mg, S e C (Tabela 2) apresentaram diferenças significativas para os TAV. O teor de N no resíduo remanescente foi superior no SMC CTL em relação ao TL em março/2019 (20%) e junho/2019 (18%), ( $\hat{y}_N = 4,0859 + 0,0335x - 0,000037x^2$ ;  $r^2 = 0,8006$ ,  $F = 102,172^{**}$ ).

O teor de P no resíduo da colheita diferiu significativamente entre os SMC CTL e TL apenas no início (setembro 2017), quando CTL continha 24% mais P (Tabela 2), cujo teor diminuiu com o passar do tempo ( $\hat{y}_P = 0,4942 - 0,0007x + 0,000001x^2$ ;  $r^2 = 0,5154$ ,  $F = 14,678^{**}$ ). A interação entre SMC e TAV, indica resultados significativos apenas para SMC CTL ( $\hat{y}_{P(CTL)} = 0,6902 - 0,0015x + 0,0000003x^2$  ( $r^2 = 0,6848$ ,  $F = 32,473^{**}$ ), TL não foi significativo ( $\hat{y}_{P(TL)} = 0,2981 + 0,00009x - 0,000000x^2$   $r^2 = 0,1155$ ,  $F = 0,079^{ns}$ ).

Tabela 1 - Valores de F, coeficiente de variação (CV), médias para os teores de nutrientes no resíduo de colheita remanescente (N, P, K, Ca, Mg, S e C) e tempo de avaliação (TAV), em relação aos sistemas de colheita (SMC)

	N	P	K	Ca	Mg	S	C
	(g kg <sup>-1</sup> )						
<b>Valores de F</b>							
SMC	7,03 *	25,15 **	12,40 **	3,01 #	0,09 <sup>ns</sup>	0,01 <sup>ns</sup>	14,52 **
TAV	32,13 **	13,85 **	1,48 <sup>ns</sup>	4,94 **	5,44 **	9,71 **	9,05 **
SMC x TAV	0,88 <sup>ns</sup>	12,07 **	3,00 *	8,06 **	1,82 <sup>ns</sup>	0,87 <sup>ns</sup>	0,78 <sup>ns</sup>
CV (%)	18	19	62	33	23	34	37
<b>SMC<sup>1</sup></b>							
CTL	9,35 a	0,42 a	1,31 a	9,15 a	1,58 a	0,31 a	285,34 a
TL	8,15 b	0,32 b	0,68 b	7,78 b	1,55 a	0,31 a	188,82 b
<b>TAV (dias)<sup>2</sup></b>							
0 dias	3,33	0,55	1,15	9,83	1,60	0,45	74,42
162 dias	10,63	0,30	0,69	4,28	1,21	0,33	176,77
332 dias	9,46	0,34	0,94	8,94	1,44	0,40	297,61
540 dias	10,75	0,35	1,41	9,76	1,72	0,20	287,74
645 dias	11,39	0,38	1,06	9,83	2,06	0,15	271,02
791 dias	6,93	0,31	0,75	8,14	1,37	0,33	314,95

Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna para SMC não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey para  $p > 0,05$ . <sup>ns</sup> = não significativo; #, \* e \*\* significativo a 10, 5 e 1% respectivamente. <sup>1</sup>CTL= Manutenção de 100% dos resíduos (*Cut-to-length*); TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (*Tree-length*). <sup>2</sup> 0 dias = setembro/2017; 162 dias = março/2018; 332 dias = agosto/2018; 540 dias = março/2019; 645 dias = junho/2019; 791 dias = novembro/2019. Relação C:N para CTL = 30,5, para TL = 23,2.

Fonte: Próprio autor.

Assim, observa-se que o teor de P no resíduo da colheita do SMC TL permaneceu constante, com valores entre 0,27 a 0,37 g kg<sup>-1</sup> no início e no final, sugerindo que as diferenças no SMC CTL podem estar relacionadas ao conteúdo de P presente na casca do eucalipto e a possíveis diferenças na composição do *litter bag*, com predomínio de folhas ou galhos em um ou outro tratamento.

Tabela 2 - Desdobramento da interação sistemas de cultivo (SMC) x tempo de avaliação (TAV) para os teores de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S e C) no resíduo de colheita remanescente dos SMC CTL e TL e média da relação C:N

SMC <sup>1</sup>	TAV (dias) <sup>2</sup>	N	P	K	Ca	Mg	S	C	C:N
					(g kg <sup>-1</sup> )				(%)
CTL	0 dias	3,95 a	0,78 b	2,00 a	15,30 b	1,84 a	0,40 a	54,75 a	14
TL		2,70 a	0,32 a	0,29 b	4,37 a	1,34 a	0,50 a	91,18 a	34
CTL	162 dias	11,49 a	0,32 a	0,87 a	4,46 a	1,29 a	0,31 a	222,36 a	19
TL		9,75 a	0,27 a	0,50 a	4,09 a	1,12 a	0,35 a	131,17 a	14
CTL	332 dias	10,49 a	0,38 a	1,31 a	7,40 a	1,42 a	0,43 a	325,18 a	31
TL		8,43 b	0,29 a	0,56 a	10,47 a	1,46 a	0,36 a	270,04 a	32
CTL	540 dias	11,81 a	0,33 a	1,56 a	11,22 a	1,44 a	0,20 a	363,89 a	31
TL		9,68 b	0,37 a	1,25 a	8,28 a	2,01 b	0,20 a	211,60 b	22
CTL	645 dias	11,64 a	0,40 a	1,63 b	10,72 a	2,10 a	0,16 a	319,83 a	27
TL		11,13 a	0,35 a	0,50 a	8,93 a	2,00 a	0,14 a	222,20 a	20
CTL	791 dias	6,68 a	0,32 a	0,50 a	5,78 b	1,38 a	0,37 a	396,17 a	59
TL		7,17 a	0,30 a	1,00 a	10,5 a	1,35 a	0,29 a	233,72 b	33

Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna para SMC não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey para  $p \leq 0,05$ . <sup>ns</sup> = não significativo; #, \* e \*\* significativo a 10, 5 e 1% respectivamente. <sup>1</sup>CTL= Manutenção de 100% dos resíduos (*Cut-to-length*); TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (*Tree-length*). <sup>2</sup>0 dias = setembro/2017; 162 dias = março/2018; 332 dias = agosto/2018; 540 dias = março/2019; 645 dias = junho/2019; 791 dias = novembro/2019.

Fonte: Próprio autor.

Os teores de K não variaram ao longo dos TAV, no entanto a interação SMC x TAV mostra que em setembro/2017 e novembro/2019 o teor de K foi maior no SMC CTL, enquanto TL teve redução de 85% e 69%, respectivamente (Tabela 2). Ajustes lineares descrevem a redução nos teores de K ao longo do TAV, tanto para CTL quanto

para TL ( $\hat{y}_{K(CTL)} = 1,6538 - 0,0008x$ ,  $r^2 = 0,2107$ ,  $F = 3,270^\#$  e  $\hat{y}_{K(TL)} = 0,3515 - 0,0008x$ ,  $r^2 = 0,4517$ ,  $F = 1,375^{ns}$ ).

Na instalação do experimento (setembro/2017), o SMC CTL apresenta teor de Ca 71% superior ao TL, porém aos 1046 dias o TL apresentou aproximadamente o dobro de Ca que em CTL, representado pela equação geral  $\hat{y}_{Ca(TL)} = 7,9236 - 0,0001x + 0,000002x^2$  ( $r^2 = 0,0671$ ,  $F = 0,138^{ns}$ ). O desdobramento da interação SMC x TAV para os teores de Ca apresentou ajuste linear decrescente para CTL ( $\hat{y}_{Ca(CTL)} = 10,8458 - 0,0041x$ ,  $r^2 = 0,0951$ ,  $F = 4,086^*$ ) e crescente para TL ( $\hat{y}_{Ca(TL)} = 4,6150 + 0,0077x$ ,  $r^2 = 0,6435$ ,  $F = 14,164^{**}$ ) e mostra a rápida mineralização no CTL e a imobilização do Ca no TL.

Os teores de Mg e S variaram muito pouco entre os dois SMC e ao longo do TAV, sem destaques ( $\hat{y}_{Mg(CTL)} = 1,66 - 0,0008x + 0,000001x^2$ ,  $r^2 = 0,0495$ ,  $F = 3,115^{ns}$ ;  $\hat{y}_{Mg(TL)} = 1,29 + 0,0006x$ ,  $r^2 = 0,2631$ ,  $F = 5,451^*$ ;  $\hat{y}_S = 0,4665 - 0,0008x + 0,000001x^2$ ,  $r^2 = 0,5661$ ;  $F = 6,456^*$ ).

O SMC CTL tem maior teor de C no resíduo de colheita remanescente em março/2019 e novembro/2019, enquanto o SMC TL apresenta, em relação ao CTL, redução de 42% e 41%, tendência representada por  $\hat{y}_C = 81,0516 + 0,7247x - 0,0006x^2$  ( $r^2 = 0,9132$ ;  $F = 7,645^{**}$ ).

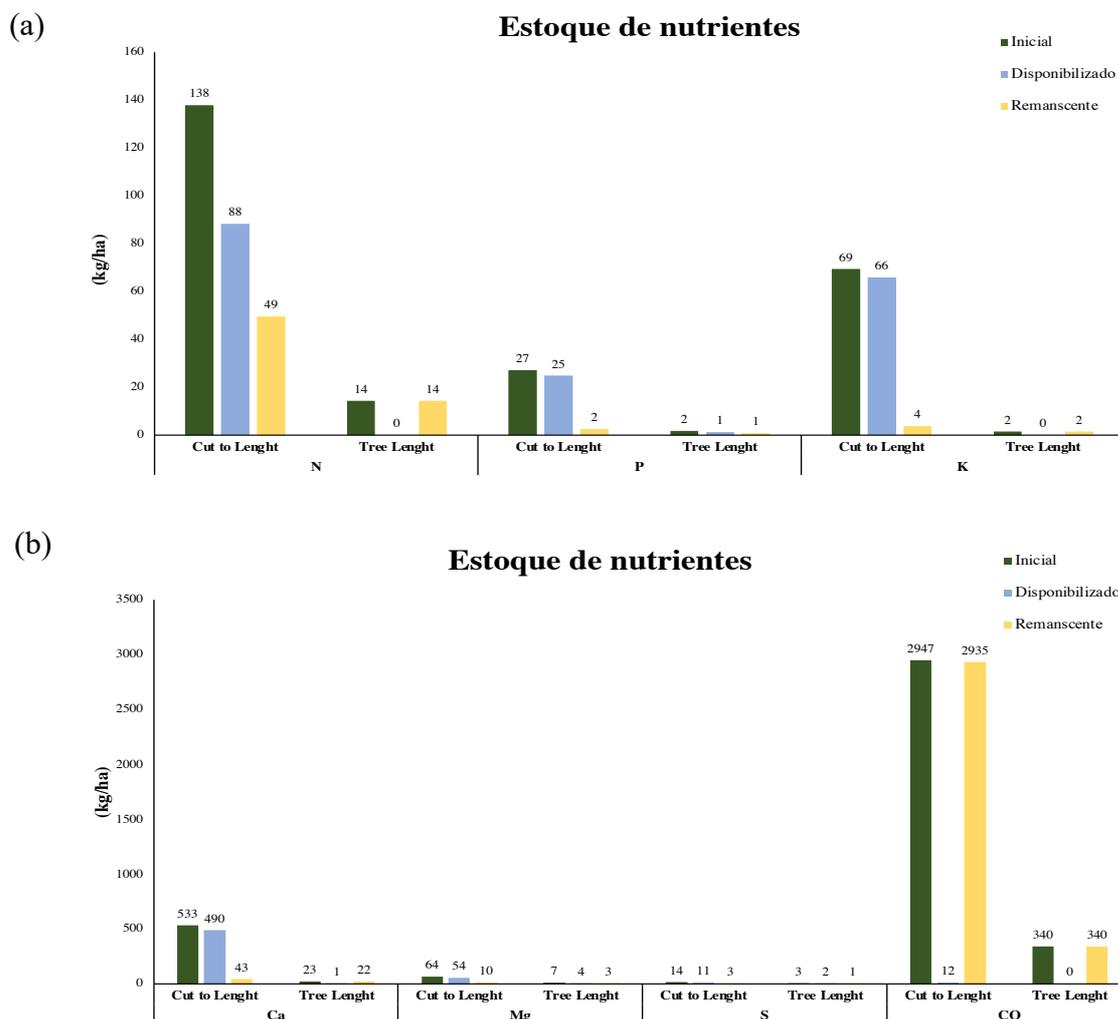
As relações significativas entre SMC e TAV e os teores de P, K e Ca ocorreram em setembro de 2017, indicando que no início do processo de mineralização os efeitos são proeminentes.

Embasados na quantidade total de resíduos de colheita produzido e dos teores dos nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S e C) no início do experimento (Figuras 4 e 5 e Tabela 2) foram calculados os estoques de N, P, K, Ca, Mg, S e C, onde o SMC CTL prove maior quantidade de nutrientes, superando TL em 90 % de N, 94% de P, 98% de K, 96% de Ca, 89% de Mg, 81% de S e 88% de C (Figura 7).

Em relação a quantidade de nutriente nos SMC no início da avaliação, o C é o nutriente fornecido em maior quantidade pelos resíduos, seguido pelo Ca e N para ambos SMC. Os demais nutrientes ocorrem em ordem decrescente de teores como segue:  $K > Mg > P > S$ , tendo o S a menor reposição via resíduo de colheita (Figura 7).

Após 36 meses havia 40 % de resíduo de colheita remanescente no TL e 21% no CTL, material que ainda será decomposto e convertido em nutrientes para o solo e disponibilizado para as plantas até o final do ciclo de crescimento ou para o próximo ciclo de cultivo.

Figura 7 – Estoque total de nutrientes no resíduo da colheita, quantidade disponibilizada e estoque remanescente (a) N, P e K e (b) Ca, Mg, S e CO



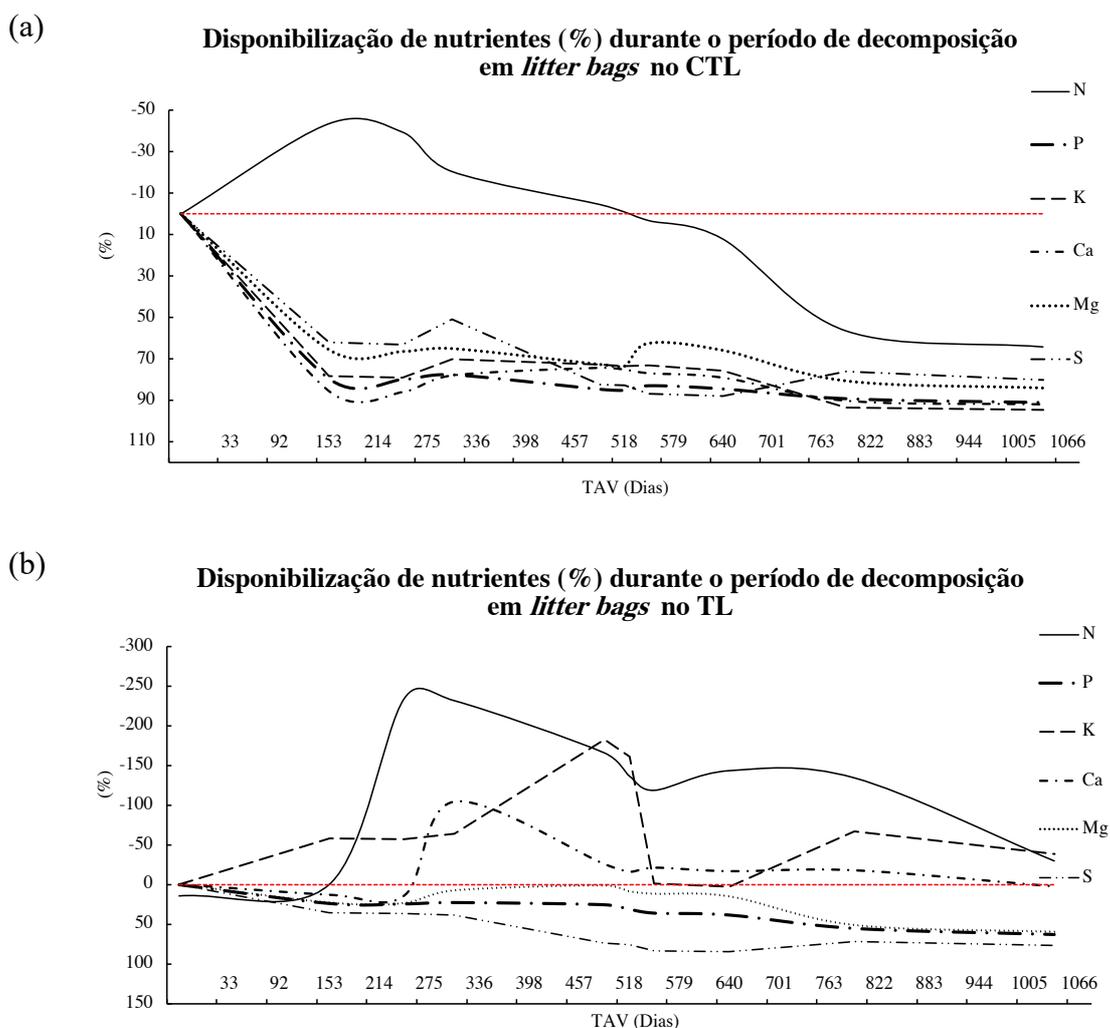
Fonte: Próprio autor.

A disponibilização dos nutrientes (%) ao longo do tempo, obtida com a equação 4 (Figuras 8a e 8b) mostrou diferentes tendências nos dois SMC (CTL e TL). Essa variação é dependente do processo de decomposição, que varia com a condição climática e com a composição (folhas, casca, galhos, outros) do resíduo da colheita, que se sabe normalmente ter aproximadamente 64% de lenho, 13% de raízes, 10% de casca, 8% de galhos e 4% de folhas (RESQUIN *et al.*, 2020).

No SMC CTL a maioria dos nutrientes (P, K, Ca, Mg e S) foi disponibilizada logo nos primeiros 6 meses após ter sido depositado à superfície (Figura 8a). O N, no entanto, apresenta sinais de imobilização no início, tendo a disponibilização sido observada depois de 540 dias. No SMC TL observa-se imobilização não só de N, mas também de Ca. A

disponibilização Ca tem início após 3 anos, em agosto de 2020, enquanto N continuam imobilizados no resíduo do TL (Figura 8b).

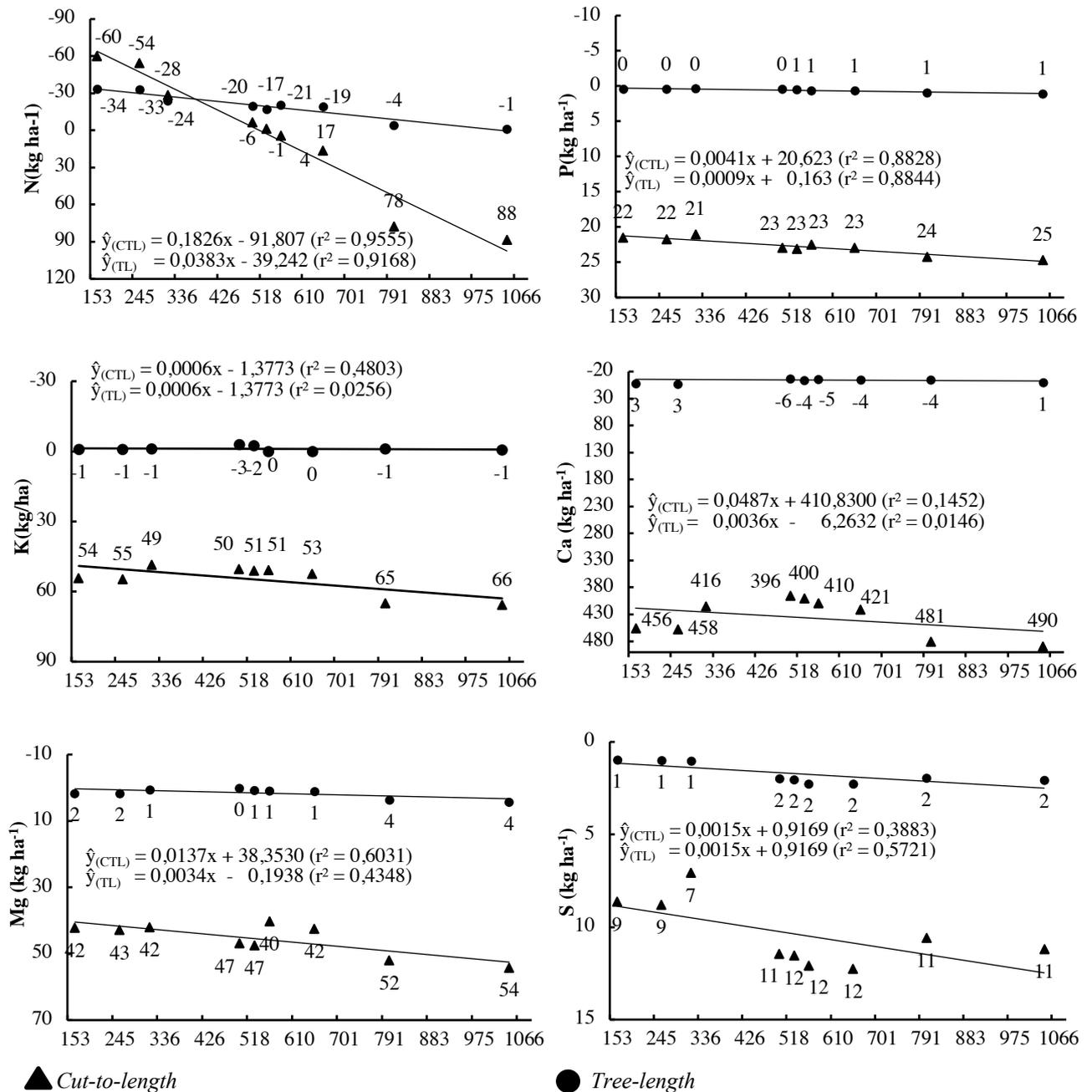
Figura 8 - Disponibilização de nutrientes, ao longo do tempo de decomposição, dos *litter bags*, (a) no sistema de colheita *cut-to-length* (SMC CTL) e (b) no sistema de colheita *tree-length* (SMC TL)



Fonte: Próprio autor.

Após 1046 dias de avaliação (36 meses) tem-se a disponibilização acumulada dos nutrientes em cada SMC (Figura 9) com os maiores valores observados no CTL, com disponibilização de  $88 \text{ kg ha}^{-1}$  de N,  $66 \text{ kg ha}^{-1}$  de K,  $25 \text{ kg ha}^{-1}$  de P e  $490 \text{ kg ha}^{-1}$  de Ca,  $54 \text{ kg ha}^{-1}$  de Mg e  $11 \text{ kg ha}^{-1}$  de S, enquanto no SMC TL o N permaneceu imobilizado durante o período de avaliação, o mesmo comportamento foi observado para o K e Ca, e disponibilização de  $1 \text{ kg ha}^{-1}$  de P e  $1 \text{ kg ha}^{-1}$  de Ca,  $4 \text{ kg ha}^{-1}$  de Mg e  $2 \text{ kg ha}^{-1}$  de S.

Figura 9 - Disponibilização acumulada de nutrientes (N, P, K) ao longo do período de decomposição dos resíduos da colheita nos *litter bags* em plantio de Eucalipto e nos tempos 0, 61, 153, 245, 336, 426, 518, 610, 701, 791 e 1066 dias, compreendidos entre setembro de 2017 e agosto de 2020



Fonte: Próprio autor.

A quantidade disponibilizada de nutrientes pode representar redução na quantidade de insumos a ser adicionada no plantio e/ou adubação de manutenção, sendo necessário avaliar a quantidade liberada até o momento recomendado para a adubação, e

assim evitar adicionar nutrientes em quantidades não necessárias, particularmente em um solo arenoso, assim, este tipo de informação pode reduzir o custo de produção do eucalipto.

## 6.5 DISCUSSÃO

A diferença na decomposição dos resíduos de colheita do eucalipto, transcorridos 36 meses de avaliação, está relacionada ao aporte de resíduos promovido pelos sistemas de colheita do eucalipto, quando registrou-se a mineralização de 27,51 Mg ha<sup>-1</sup> no SMC CTL e 3,17 Mg ha<sup>-1</sup> no TL (Figura 4), e indica o sistema CTL como maior produtor de resíduos de colheita, o que já significa uma vantagem em relação ao TL, pois é nesta fitomassa que se encontram os nutrientes com possibilidade de reciclagem, conferindo a este sistema de colheita do eucalipto caráter mais conservacionista que o TL (ZHU *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2019), muito importante nos dias atuais, e visando a redução nas adubações minerais, que deveriam ocorrer ao longo do ciclo da cultura.

Segundo Santana *et al.* (2008), 75% do N, P, K, Ca e Mg da biomassa do eucalipto encontram-se em componentes da árvore que não o lenho e destacam a importância da manutenção dos resíduos da colheita no campo, incluindo o processo de descascamento e seus resíduos, como acontece no SMC CTL.

A diferença de 29,53 Mg ha<sup>-1</sup> na quantidade de fitomassa produzida entre os SMC CTL e TL é justificada pela presença da casca do eucalipto no CTL, que é ausente no TL (sistema de colheita que não realiza o processamento das árvores do eucalipto no local), diferença que neste caso representa 85 % da fitomassa total produzida no CTL. Esta porcentagem é muito elevada para representar apenas a casca, uma vez que na literatura encontram-se valores variando de 10 a 48 % (RESQUIN *et al.*, 2020; SALES *et al.*, 2021), mas associado a isto tem-se parte de galhos e folhas que no SMC TL acabam sendo removidos da área juntamente com o tronco.

Nos dois SMC, CTL e TL, a decomposição foi mais intensa no primeiro ano (setembro/2017 a agosto/2018), fato observado em campo e particularmente destacado, no SMC CTL, pela maior constante de decomposição (Figura 6).

A decomposição da serapilheira foliar em plantação de eucalipto foi quantificada por Viera, Schumacher, Araújo (2014) em 73,6%, com remanescente de 26,4% da massa inicial, ao final de três anos, e relacionaram a mineralização aos períodos de maior disponibilidade hídrica. De modo complementar, Ferreira *et al.* (2016) estudando a

decomposição em 11 sítios, cultivados com *Eucalyptus urograndis* no Brasil, atribuíram a liberação de nutrientes, ao manejo, à composição químicas dos resíduos e à temperatura.

Nos SMC CTL e TL, após três anos, observou-se 79% de decomposição e 21% de fitomassa remanescente no CTL (7,31 Mg ha<sup>-1</sup>), enquanto no TL a decomposição foi de 60% e a fitomassa remanescente 40% (2,12 Mg ha<sup>-1</sup>), tendo o SMC CTL corroborado com as observações de Viera, Schumacher e Araújo (2014), possivelmente devido a menor relação C:N no início.

Após um período inicial mais intenso, o processo de decomposição da fitomassa continuou ocorrendo, porém com menor intensidade. A composição química dos resíduos afeta a eficiência de utilização do substrato pelos microrganismos, onde os resíduos de melhor qualidade (menor relação C:N) apresentam alta relação anabolismo/catabolismo o que resulta em maior mineralização e vice versa (COTRUFO *et al.*, 2013).

A decomposição mais rápida no início observada no SMC CTL é destacada na *k* e pode ser justificada pela baixa relação C:N =14 (Tabela 2), no entanto, TL com alta relação (C:N = 34) elucidada o processo de imobilização observado para N neste SMC (LUIZÃO *et al.*, 2004; MOREIRA; SIQUEIRA; 2006). Ao longo do tempo a relação C:N do material se mostra crescente (Tabelas 1 e 2) chegando a 59 no CTL e 33 no TL. De acordo com os estudos citados, quando a relação C:N supera 30 pode ocorrer imobilização de N. Neste cenário, menores teores de nitrogênio e maior relação C:N, indica um material de decomposição mais lenta, com imobilização de N (BARBOSA *et al.*, 2017; MOREIRA; SIQUEIRA; 2006), observadas nas Figuras 8 e 9.

Esta diferença, na disponibilização de nutrientes entre os dois SMC, pode ser atribuída a fatores como temperatura, umidade, disponibilidade de nutrientes, atividade microbiana do solo e composição do material presente no resíduo vegetal (URBANO *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2020). Neste caso, partindo do princípio que as condições de temperatura e umidade são iguais, resta atribuir a grande diferença verificada à composição do resíduo, a disponibilidade de nutrientes e a atividade microbiana.

Avaliando a decomposição do folheto de *Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus urophylla* em um fragmento de floresta natural e no próprio ambiente do povoamento da espécie, Gama-Rodrigues e Barros (2002) observaram maior perda de massa no ambiente natural (52,5%) em relação ao plantio de eucalipto (42,6%), reafirmando que o processo de decomposição é também influenciado pelo ambiente e fatores que promovem maior atividade microbiana, como a composição do material vegetal.

Materiais de baixa relação C:N tem a decomposição microbiana favorecida com consequente mineralização dos nutrientes, enquanto a alta relação C:N indica material de decomposição lenta, o que favorece o processo de imobilização (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Assim sendo, a composição do resíduo no início do estudo (Tabela 2) para SMC CTL (C:N=14) indica maior facilidade de decomposição, verificada na perda de massa e  $k$ , onde todas as estruturas da planta foram mantidas e forneceram mais N, enquanto que no TL (C:N=34) a remoção da casca reduziu a quantidade de N, o que contribuiu para aumentar o tempo de decomposição. Esta diferença entre os SMC reforça a importância da composição do resíduo vegetal e manutenção da casca no processo de decomposição e ciclagem de nutrientes (FERREIRA *et al.*, 2016).

O tempo de meia vida corrobora os dados anteriores onde SMC TL demanda 845 dias para ser atingido, enquanto no SMC CTL este ocorre apenas em 315 dias. Em cultivos de *E. urograndis* o tempo médio para meia vida de todos os resíduos da colheita foi de 456 dias, e este período foi reduzido nos SMC onde a casca foi mantida com incremento significativo para Ca, Mg, K e P (FERREIRA *et al.*, 2016). Enquanto que Oliveira *et al.* (2020) estudando a decomposição foliar de espécies florestais constataram tempo de meia vida de 693 dias para eucalipto (1,9 ano) e atribuíram os maiores valores da constante  $k$  à maior recalcitrância do material foliar.

A quantidade de resíduo (CTL=34,82 e TL=5,29 Mg ha<sup>-1</sup>) deixada na área é um fator determinante da  $k$  e do tempo de meio vida, pois contribui mantendo a umidade e entrada de nutrientes, principalmente em períodos de estiagem e estresse ambiental. Os microrganismos, considerados a parte viva da matéria orgânica, são os principais responsáveis pela mineralização e ciclagem de nutrientes (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006), sendo favorecidos por maior umidade, temperatura, quantidade de nutrientes e composição do material vegetal.

Os nutrientes do resíduo da colheita (Figura 8a e 8b) tem a maior liberação aos 150 dias de avaliação no SMC CTL (maior que 50%) enquanto o TL aos 700 dias, coincide com a perda de massa e enfatiza a diferença causada pela casca na composição do material e consequente tempo de decomposição.

Estudos indicam imobilização de N e P durante o processo de decomposição da serapilheira foliar remanescente, indicando que quanto maior a perda de massa, maior a concentração dos elementos no folheto (VIERA; SCHUMACHER; ARAÚJO, 2014). Os mesmos autores observaram imobilização inicial para P, Fe, Mn e Zn, e disponibilização dos demais nutrientes na decomposição da serapilheira foliar e relatam que o P se tornou

disponível a partir do segundo ano, tendência não observada onde os resíduos foram mantidos, total ou parcialmente (Tabela 2 e Figura 8a e 8b) e sugere que os demais resíduos interferiram na dinâmica de decomposição.

Por outro lado, os teores de K no SMC CTL apresentaram rápida redução ao longo do tempo, 94% liberado durante 36 meses sendo 74 % nos primeiros 540 dias, sugerindo que a rápida disponibilização pode estar relacionada ao fato do K não fazer parte da estrutura do tecido da planta (RESQUIN *et al.*, 2020).

O nutriente fornecido em maior quantidade pelos resíduos no SMC CTL foi o Ca, com 91% de liberação enquanto no SMC TL o Ca foi imobilizado (Figura 8b), ressaltando a importância da composição do resíduo vegetal na disponibilização e ciclagem de nutrientes. A mesma tendência foi observada em estudo recente com eucalipto (FERREIRA *et al.*, 2016), onde o Ca foi 6 vezes maior na presença da casca e maior imobilização de Ca ocorreu, principalmente na ausência de casca, indicando um papel crítico desse elemento na decomposição (FERREIRA *et al.*, 2016).

A casca é a fração com as maiores concentrações de Ca e Mg, enquanto as maiores concentrações de N e K são relatadas nas folhas (RESQUIN *et al.*, 2020). Assim, a manutenção da casca do eucalipto entre os resíduos da colheita permite suprir a demanda das plantas por Ca e Mg em novos ciclos produtivos, (FERREIRA *et al.*, 2016), além de evitar a imobilização desses nutrientes.

Neste aspecto, a adoção de sistemas conservacionistas de manejo do solo, tem relação direta com o sistema de manejo dos resíduos da colheita, e têm se apresentado como medida necessária, pois proporciona aporte de material vegetal à superfície, este recobre o solo durante vários meses após o plantio ou rebrota (talhadia), e será transformado em matéria orgânica, que será mineralizada, alimentando o processo de reciclagem de nutrientes, estimulando a atividade microbológica, promovendo estabilidade estrutural ao solo, entre outros, o que em conjunto favorece a sustentabilidade na produção de eucalipto (PADILHA *et al.*, 2014; OLIVEIRA *et al.*, 2020).

O tempo de decomposição e a qualidade do resíduo vegetal da colheita são imprescindíveis para a ciclagem dos nutrientes. Contudo, dois fatores requerem maior atenção, a quantidade de nutrientes perdidos quando ocorre a remoção dos resíduos da colheita (Tabela 2 – Figura 7) e o manejo dos plantios florestais.

Sugere-se a implantação de técnicas que melhorem a utilização dos nutrientes contidos na fitomassa produzida durante a colheita. A simples redução do tempo de secagem da madeira em campo, reduzindo o período que antecede o plantio, já

contribuiria para o aproveitamento dos nutrientes que são rapidamente liberados, particularmente aqueles retidos em maior quantidade nas folhas, que apresentam decomposição mais rápida. Assim, se as mudas forem inseridas em campo com maior celeridade, mais nutrientes poderão ser reciclados, hipótese a ser avaliada em pesquisas futuras, bem como a distribuição destes resíduos em todas as linhas das áreas de cultivo.

Importante destacar que ao longo de 1046 dias (36 meses) foi disponibilizado via resíduo da colheita no SMC CTL 88 Mg ha<sup>-1</sup> de N, 25 Mg ha<sup>-1</sup> de P, 66 Mg ha<sup>-1</sup> de K, 490 Mg ha<sup>-1</sup> de Ca, 54 Mg ha<sup>-1</sup> de Mg e 11 Mg ha<sup>-1</sup> de S, quantidades de nutriente que podem ser reduzidas em momentos de adubação e que representa 30 % de N, 45% de P, 70% de K, 90% de Ca, 60% de Mg, e 100% do S necessário à adubação do eucalipto, segundo Barros e Novais, (1999), além de fornecer carbono como matéria orgânica. Após 36 meses, ainda resta no resíduo 49 Mg ha<sup>-1</sup> de N, 2 Mg ha<sup>-1</sup> de P, 4 Mg ha<sup>-1</sup> de K, 43 Mg ha<sup>-1</sup> de Ca, 10 Mg ha<sup>-1</sup> de Mg e 3 Mg ha<sup>-1</sup> de S. Isto representa uma importante economia na aquisição de adubos minerais.

No SMC TL estas quantidades são bem menores para todos os nutrientes avaliados. Além do já disponibilizado no TL, os resíduos ainda tem 14 Mg ha<sup>-1</sup> de N, 1 Mg ha<sup>-1</sup> de P, 2 Mg ha<sup>-1</sup> de K, 22 Mg ha<sup>-1</sup> de Ca, 3 Mg ha<sup>-1</sup> de Mg e 1 Mg ha<sup>-1</sup> de S a serem liberados quando ocorrer a mineralização do resíduo remanescente.

## 6.6 CONCLUSÃO

A maior quantidade e composição do resíduo total da colheita resultaram rápida decomposição, meia vida de 315 dias e maior disponibilização de nutrientes.

O sistema de colheita *cut-to-length*, após 36 meses, disponibilizou 88 Mg ha<sup>-1</sup> de nitrogênio, 25 Mg ha<sup>-1</sup> de fosforo, 66 Mg ha<sup>-1</sup> de potássio, 490 Mg ha<sup>-1</sup> de cálcio, 54 Mg ha<sup>-1</sup> de magnésio e 11 Mg ha<sup>-1</sup> de enxofre.

O tempo de meia vida no sistema de colheita *tree-length* foi três vezes maior que o *cut-to-length*.

O sistema de colheita *tree-length*, sem remoção da casca no local, reduziu em 84% a quantidade de resíduo na superfície do solo, o aporte de N, P, K, Ca e S.

## 6.7 REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, Stuttgart, v. 22, p. 711-728, 2013.

- BARBOSA, V. *et al.* Biomassa, carbono e nitrogênio na serapilheira acumulada de florestas plantadas e nativa. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 24, 2017. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/floram/a/xzTs6XrxD3Xns6wG94SxmQK/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 25 jan. 2022.
- BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F. Eucalipto. *In*: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V.; V. H. (ed.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5a aproximação**. Viçosa: CFSEMG/ UFV, 1999. p. 303-305.
- CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 1211-1220, 2012.
- COTRUFO, M. F. *et al.* The microbial efficiency-matrix stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, Oxford, v. 19, n. 4, p. 988-995, 2013.
- FERREIRA, D. F. SISVAR: a computer analysis system to fixed effects split plot type designs. **Revista Brasileira de Biometria**, Lavras, v. 37, n. 4, p. 529-535, 2019.
- FERREIRA G. W. D. *et al.* Nutrient release from decomposing Eucalyptus harvest residues following simulated management practices in multiple sites in Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 370, p. 1-11, 2016.
- GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N.F. Ciclagem denutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, p. 193-207, 2002.
- GIACOMINI, S. J. *et al.* Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em misturas de plantas de cobertura de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 325-334, 2003.
- GILLEY, J. E. *et al.* Runoff and erosion as affected by corn residue: prt II: rill and interill components. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 29, p. 161-164, 1986.
- GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L. **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, 2002. 498 p.
- GONÇALVES, J. L. M. *et al.* Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 301, p. 6-27, 2013.
- GUO, L. B.; SIMS, R. E. H. Litter decomposition and nutrient release via litter decomposition in New Zealand eucalypt short rotation forests. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 75, p. 133-140, 1999.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES, IBÁ. **Relatório 2020**. Disponível em: [http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA\\_RelatorioAnual2020.pdf](http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2020.pdf). Acesso em: 15 jan. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Mapa de biomas do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2004. Primeira aproximação. Escala 1:5 000.000. Projeção Policônica. Meridiano de referência: 54 W. Gr; Paralelo de referência: 0. Disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br>. Acesso em: 12 jun. 2021.

LI, P. *et al.* Effects of vegetation restoration on soil bacterial communities, enzyme activities, and nutrients of reconstructed soil in a mining area on the loess plateau, China. **Sustainability**, New Rochelle, v. 11, n. 8, p. 2295, 2019.

LUIZÃO, R. C. C. *et al.* Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central amazonian forest. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 592-600, 2004.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MALINOVSKI, J. R. *et al.* Sistemas. In: MACHADO, C. C. **Colheita florestal**. 3. ed. Viçosa: UFV, 2014. Cap. 6, p. 178-205.

MENDHAM, D. S. *et al.* Residue management effects on soil carbon and nutrient contents and growth of second rotation eucalypts. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 181, n. 3, p. 357-372, 2003.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. atual e ampl. Lavras: Ed. UFLA, 2006. 729 p.

OLIVEIRA, A. *et al.* Decomposição da serapilheira foliar em plantios de bambu, nim indiano e eucalipto. **Ciência Florestal**, Piracicaba, v. 30, p. 845-855, 2020.

OLIVEIRA, Y. M. M. de; OLIVEIRA, E. B. de. **Plantações florestais: geração de benefícios com baixo impacto ambiental**. Colombo: Embrapa Florestas, 2017.

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, Hoboken, v. 44, p. 322-331, 1963.

PADILHA, K. M. *et al.* Indicadores biológicos de dois solos com a incorporação de subproduto da agroindústria de café. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 8, p. 1377-1386, 2014.

PAES, F. A. S. V. *et al.* Impacto do manejo dos resíduos da colheita, do preparo do solo e da adubação na produtividade de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, p. 1081-1090, 2013.

RESQUIN, F. *et al.* Evaluation of the nutrient content in biomass of Eucalyptus species from short rotation plantations in Uruguay. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 134, 2020.

SALES, M. C. G. *et al.* Decomposition of leaf litter in the brazilian cerrado, Cerradão and forest environments in the amazon, Brazil. **Floresta**, Curitiba, v. 51, n. 4, p. 803-809, 2021.

SANCHEZ, G.; PINO, A.; HERNÁNDEZ, J. Decomposition of *Eucalyptus* sp. and *Pinus taeda* harvest residues under controlled temperature and moisture conditions. **Open Journal of Forestry**, Irvine, v. 8, p. 87-104, 2018.

SANTANA, R. C. *et al.* Alocação de nutrientes em plantios de eucalipto no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2723-2733, 2008.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 353 p.

SENA, K. N. *et al.* Forest harvest management systems and residual phytomass on the physical properties of sandy soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 45, 2021. Disponível em:  
<https://www.scielo.br/j/rbcs/a/YjFGKhY6LYFj7PVvkkMpWdg/abstract/?lang=en>.  
Acesso em: 25 jan. 2022.

THOMAS, R. J.; ASAKAWA N. M. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 25, n. 10, p. 1351-1361, 1993.

URBANO, C. N. *et al.* Aporte de serapilheira e nutrientes ao solo em povoamentos jovens de Eucalyptus no planalto catarinense. **Revista Ecologia e Nutrição Florestal**, Santa Maria, v. 6, n. 2, p. 33-44, 2018.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V.; ARAÚJO, E. F. Disponibilização de Nutrientes via Decomposição da Serapilheira Foliar em um Plantio de *Eucalyptus urophylla* × *Eucalyptus globulus*. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 21, p. 307-315, 2014.

ZHU, L. *et al.* Short-term responses of soil organic carbon and carbon pool management index to different annual straw return rates in a rice–wheat cropping system. **Catena**, Amsterdam, v.135, p.283-289, 2015.

## 7 RESPOSTA MICROBIANA NA ESTRUTURA DO SOLO AOS SISTEMAS DE MANEJO DOS RESÍDUOS DA COLHEITA DO EUCALIPTO

### 7.1 RESUMO

As extensas plantações de eucalipto são explicadas pela diversidade da espécie e alta adaptabilidade, aliadas a elevada produção de madeira, mesmo quando estabelecidas em solos arenosos. No entanto é necessário identificar práticas de manejo conservacionista para manter a sustentabilidade do solo. Este trabalho teve por objetivo avaliar a influência dos sistemas de manejo do resíduo da colheita (SMC) nas propriedades microbiológicas e bioquímicas do solo de acordo com o diâmetro do agregado (DiAg). O estudo foi realizado em uma área comercial de *Eucalyptus urograndis* (clone E13) no município de Água Clara (MS), Brasil. O solo foi classificado como Neossolo quartzarênico, de textura arenosa e os SMC foram *cut-to-length* (CTL= manutenção de 100% dos resíduos da colheita na área), *bare litter* (BL = remoção de 100% dos resíduos da colheita na área com entrada de serapilheira) e *tree-length* (TL= manutenção dos resíduos, exceto a casca do eucalipto). Amostras indeformadas de solo foram coletadas na camada de 0,00-0,10 m, em agosto de 2019, e realizado o fracionamento dos agregados considerando três classes de diâmetro dos agregados (macroagregados grandes - MaG: 2000 - 4000  $\mu\text{m}$ , macroagregados médios - MaM: 250 - 2000  $\mu\text{m}$  e microagregados - MiP: 0 - 250  $\mu\text{m}$ ). Análises dos teores de carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal do solo (RBS), quocientes metabólicos ( $q\text{CO}_2$ ) e microbiano ( $q\text{Mic}$ ), carbono orgânico e nitrogênio total (COT e NT), atividade enzimática total (FDA), atividade da  $\beta$ -glucosidase e teores de carbono ativo foram realizadas nos agregados (MaG, MaM e MaP). Os sistemas de manejo de resíduo de colheita de eucalipto, com manutenção total ou parcial, promoveram mudanças positivas nos agregados de 250-2000 e 2000-4000  $\mu\text{m}$  com incremento no carbono da biomassa microbiana, carbono orgânico e nitrogênio total, maior atividade da enzima  $\beta$ -glucosidase e carbono ativo em relação à remoção total dos resíduos. Os agregados de diâmetro 2000 a 4000  $\mu\text{m}$  são a fração mais sensível aos SMC, evidenciado pela maior atividade microbiológica, enzimática e retenção de nutrientes no solo. Os MiP, adicionados de silte e argila, e com aproximadamente 20% do solo sem areia, tem grande potencial em reter COT e NT e abrigar microrganismos responsáveis pela ciclagem de nutrientes no solo. Os SMC CTL e TL, propiciaram melhores condições ao solo demonstradas por meio do CBM, NT, COT, atividade enzimática ( $\beta$ -glucosidase e FDA) em sua maioria nos agregados de diâmetro 2000-4000  $\mu\text{m}$ .

**Palavras-chave:** atividade microbiana; agregados do solo; enzimas do solo.

## 7.2 INTRODUÇÃO

A grande extensão de áreas plantadas com eucalipto pode ser explicada pela diversidade da espécie e alta adaptabilidade, aliadas a elevada produção de madeira e rápido crescimento, mesmo quando estabelecidas em solos arenosos (GONÇALVES *et al.*, 2013). Estes solos por sua vez têm baixa fertilidade e não mantêm de forma eficaz os teores de matéria orgânica do solo (LACLAU *et al.*, 2010), sendo necessário identificar práticas de manejo que deem suporte ao acúmulo de matéria orgânica, às atividades biológicas e melhorem a fertilidade do solo (ROCHA *et al.*, 2018; FERREIRA *et al.*, 2016; VINHAL-FREITAS *et al.*, 2017).

As plantações de eucalipto têm grande potencial para suprir as demandas nutricionais da planta, com destaque para cálcio e magnésio, quando os componentes não comerciais são mantidos no solo (FERREIRA *et al.*, 2016). Isto se dá por meio da ciclagem de nutrientes via decomposição da serapilheira e dos resíduos da colheita florestal (SOUZA *et al.*, 2016; BARROS *et al.* 2021). O resíduo da colheita do eucalipto representa uma fonte de matéria orgânica e nutrientes para o desenvolvimento dos próximos ciclos de eucalipto, além disso, atua na proteção do solo evitando compactação, erosão, exposição direta aos raios solares, e aumentando a capacidade de retenção de água (MOMOLLI; SCHUMACHER, 2019).

A matéria orgânica melhora a agregação do solo, principalmente em solos arenosos, porém a estabilização dos agregados do solo só é possível pela ligação entre os materiais orgânicos e as partículas minerais, que pode ser alcançada via ação radicular, hifas de fungos ou outras combinações de microrganismos (TISDALL; OADES, 1982). Dessa forma, ao aumentar a estabilidade dos agregados, a estabilidade estrutural do solo melhora e facilita a movimentação de água, solutos, microrganismos, gases e o crescimento das raízes das plantas, que influenciam as funções microbiológicas do solo (BRONICK; LAL, 2005; NICOLODI; GIANELLO, 2014).

Além do armazenamento de carbono e de matéria orgânica, os agregados do solo fornecem diferentes habitats (como micro sítios aeróbios e anaeróbios) para apoiar as atividades de uma comunidade microbiana diversa (GUPTA; GERMIDA, 2015; VICENTE *et al.*, 2019). Yang, Liu e Zhang *et al.* (2019) observaram que o tamanho dos agregados promoveu mudanças significativas nas atividades microbiológicas, tendo nos

agregados de 250-4000  $\mu\text{m}$  maior respiração basal que nos agregados menores que 250  $\mu\text{m}$  em pastagem natural, em solo arenoso. Outros trabalhos também relatam incrementos na respiração basal (RBS) e no carbono da biomassa microbiana (CBM) com o aumento do tamanho dos agregados (LI *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2015).

Neste contexto, a adoção de sistemas de manejo da colheita (SMC) que mantem a fitomassa residual sobre solo após esta operação como o *cut-to-length* (CTL) e *tree-length* (TL) (MALINOVSKI *et al.*, 2014) tem-se mostrado como medida necessária não apenas por evitar a redução, mas também para aumentar o teor de matéria orgânica e nutrientes. Pressupõe-se que esses SMC, aumentando o aporte de matéria orgânica e nutrientes, junto a ausência de revolvimento, reduz a exposição do C e N, que permanecem dentro dos agregados e estimula a atividade microbiana e enzimática no solo.

Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar as respostas microbiológicas e bioquímicas do solo aos sistemas de manejo dos resíduos vegetais deixados sobre o solo, após a colheita do eucalipto e, mais especificamente, a influência dos agregados do solo na dinâmica biológica por meio de atividades microbianas, enzimáticas e acúmulo de carbono e nitrogênio.

### 7.3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 7.3.1 Descrição da área e histórico

A área selecionada para desenvolvimento da pesquisa localiza-se no município de Água Clara - MS (latitude 20°38'57,22"S, longitude 52°35'50,74"O, altitude 370 m), com plantio comercial de *Eucalyptus urograndis*. O clima na região é do tipo Aw, segundo a classificação de Köppen com precipitação e temperatura médias anuais em torno de 1370 mm e 24,4 °C, respectivamente (ALVARES *et al.*, 2013).

O solo da área experimental é o Neossolo quartzarênico (SANTOS *et al.*, 2018), de textura arenosa (teores de areia variando de 843 a 878 g kg<sup>-1</sup>), originalmente coberto por Cerrado *sensu stricto* (IBGE, 2004).

#### 7.3.2 Sistemas de manejo de resíduo da colheita e delineamento experimental

A área experimental foi submetida a colheita do eucalipto de primeiro ciclo em junho de 2017, com 6 anos de idade. A colheita se deu no sistema *cut-to-length* e no final de setembro de 2017 (120 dias após a colheita), as parcelas experimentais dos sistemas de manejo dos resíduos da colheita foram então preparadas, conforme descritos a seguir:

**Cut-to-length (CTL)** - Manutenção de todos os resíduos (folhas, galhos, casca e serapilheira), com relação C:N = 27;

**Bare litter (BL)** – Remoção de todos os resíduos, isto é, a área foi limpa por meio de varrição e recebeu apenas a fitomassa vegetal do ciclo atual (serapilheira do ciclo atual);

**Tree-length (TL)** - Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (folhas, galhos e serapilheira, simulando a colheita *tree-length*), com relação C:N = 20.

Os trabalhos de campo foram conduzidos em delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC), com 4 repetições, na camada de 0,00-0,10 m do solo. Os sistemas de manejo foram dispostos em áreas retangulares de 40,8 m x 27,6 m, contendo 12 linhas de plantio com espaçamento de 3,4 m entre linhas e 2,3 m entre plantas, produzindo uma área de 1126 m<sup>2</sup> (Figura 1). Dentro desta área, as 8 linhas centrais de plantio foram consideradas para avaliações, contemplando assim, 500,8 m<sup>2</sup>, evitando efeitos de carreador e interferências de áreas vizinhas.

As avaliações foram efetuadas 21 meses após o plantio do segundo ciclo do eucalipto (*Eucalyptus urograndis* - clone E13), em agosto de 2019. As amostragens e análises de solo foram realizadas com o objetivo de verificar os efeitos dos diferentes SMC do eucalipto e sua influência na quantidade de nitrogênio, carbono orgânico e atividades microbiológicas e enzimáticas do solo.

### 7.3.3 Amostras indeformadas e fracionamento dos agregados

Amostras indeformadas de solo foram coletadas em cada parcela dos SMC. Quatro blocos intactos de solo (0,10 × 0,10 × 0,10 m) foram retirados a intervalos de 3 m do centro de cada parcela na camada de 0,00 - 0,10 m.

Cada bloco coletado foi fracionado manualmente ao longo das linhas de fratura naturais evitando a ruptura dos agregados, como recomendado por Elliott (1986) e Tian *et al.* (2015), procedimento este realizado sobre peneira de malha de 4,00 mm. Assim, o fracionamento foi realizado em 12 amostras por SMC.

Após o fracionamento manual, as frações retidas na peneira de 4,00 mm foram então separadas em agregados, considerando três classes de diâmetro (DiAG), como segue: macroagregados grandes (MaG: 2000 - 4000 µm), macroagregados médios (MaM: 250 - 2000 µm) e microagregados (MiP: 0 - 250 µm). Para esta separação, as frações retidas na peneira de 4,00 mm foram agitadas a seco sobre as peneiras dos diâmetros supracitados (4.000, 2.000 e 250 µm) por 2 minutos. Após peneiramento, os MaG foram coletados da peneira de 2000 µm, os MaM da peneira de 250 µm e os MiP mais as frações

argila e silte foram coletados do fundo de peneira, portanto, todo microagregado e demais partículas que passaram na peneira de 250  $\mu\text{m}$ .

#### 7.3.4 Atividade microbiológica

A respiração basal do solo - RBS ( $\mu\text{g}^{-1}$  de C-CO<sub>2</sub> liberado por  $\text{g}^{-1}$  solo  $\text{dia}^{-1}$ ) foi obtida pela incubação das amostras com captura de CO<sub>2</sub> liberado em hidróxido de sódio (NaOH), durante sete dias, segundo a metodologia proposta por Anderson e Domsch (1989). A análise do carbono da biomassa microbiana do solo (CBM -  $\mu\text{g}^{-1}$  de C  $\text{g}^{-1}$  solo) foi realizada pelo método da fumigação-extração (VANCE; BROOKES; JENKINSON, 1987), utilizando o fator de correção para eficiência de extração (Kec) igual a 0,33.

O quociente metabólico ( $q\text{CO}_2$ ) foi obtido pela razão entre os valores de C-CO<sub>2</sub> liberado e do CBM ( $\mu\text{g}^{-1}$  de CO<sub>2</sub>/ $\mu\text{g}^{-1}$  de CBM/ dia), segundo Anderson e Domsch (1993). O quociente microbiano ( $q\text{Mic}$ ) foi obtido pela razão entre CBM e carbono orgânico do solo (CBM/COT)  $\times$  100, em porcentagem (SPARLING, 1992).

#### 7.3.5 Atividade Enzimática

A atividade enzimática total (FDA) e da enzima  $\beta$ -glucosidase (BGlu) foram determinadas nas mesmas amostras de agregados, sendo a análise da BGlu realizada de acordo com Tabatabai (1994), utilizando como substrato na reação o *p*-nitrofenil- $\beta$ -D-glucopyranosídeo (PNG). Para tanto, amostras de 1 g de solo foram incubadas com o substrato a 37 °C por uma hora. O *p*-nitrofenol liberado foi extraído por filtragem e as amostras analisadas por leitura de absorbância, no comprimento de onda de 410 nm. A quantidade de *p*-nitrofenol formada em cada amostra é determinada com base em curva padrão, preparada com concentrações conhecidas de *p*-nitrofenol (0, 10, 20, 30, 40, 50 mg de *p*-nitrofenol  $\text{mL}^{-1}$ ). A atividade enzimática da  $\beta$ -glucosidase é expressa em  $\mu\text{g}$  *p*-nitrofenol  $\text{h}^{-1}$   $\text{g}^{-1}$  solo seco.

A FDA foi determinada de acordo com o método de Adam e Duncan (2001), onde mensura-se a hidrólise do diacetato de fluoresceína em uma ampla variedade de enzimas e fornece uma estimativa da atividade enzimática total do solo. A absorbância das amostras e controles foi medida em espectrofotômetro para comprimento de onda de 490 nm, sendo a atividade enzimática da FDA expressa em mg fluoresceína  $\text{h}^{-1}$   $\text{g}^{-1}$  solo seco.

### 7.3.6 Carbono orgânico total e nitrogênio total

O carbono orgânico total (COT) e o nitrogênio total (NT) foram determinados por combustão em um analisador elementar (Costech Analytical Technologies, Inc.) no laboratório da UTRGV - Texas, em amostras secas e finamente moídas de 10 mg, seguindo o protocolo definido para o equipamento. As amostras dos MaG, MaM e MiP de cada SMC foram analisadas em triplicata.

### 7.3.7 Carbono ativo ou lábil

A quantificação do carbono oxidável via permanganato de potássio (C lábil) em amostras de solo foi realizada segundo o método do carbono ativo descrito por Weil *et al.* (2003). Foi pesado 1 grama de solo/agregado moído (TFSA), adicionado em tubos de centrifuga de 50 mL, adicionados 18,0 mL de água deionizada e 2,0 mL da solução estoque 0,33 mol L<sup>-1</sup> de KMnO<sub>4</sub> em cada tubo. Para a preparação do “branco” foram adicionados 18,0 mL de água deionizada e 2,0 mL de solução de KMnO<sub>4</sub>.

Os tubos foram tampados e colocados sob agitação a 140 rpm durante 30 minutos. Após agitação, as amostras foram deixadas em repouso por 10 minutos (para decantação), e posteriormente foram transferidos 0,5 mL do sobrenadante para um segundo tubo contendo 49,5 mL de água deionizada. O mesmo procedimento foi feito com o “branco” e a curva de calibração. A absorbância das amostras e controles foi medida em espectrofotômetro ajustado para comprimento de onda de 565 nm.

### 7.3.8 Correção de areia

A quantidade de areia nos agregados foi determinada por meio da pesagem de 2g de amostra dos agregados (MaG, MaM e MaP), que receberam 2 mL de hidróxido de sódio (1 N) e 20 mL de água deionizada. Estes foram submetidos a 16 h de agitação horizontal, para seu fracionamento em peneira de 53 µm, para separação da fração areia presente em cada classe de agregados em análise. As frações retidas na peneira (53 µm) foram secas em estufa a 105 °C, até massa constante, e pesadas para correção da areia segundo a equação 1.

$$\text{Agregados sem areia} = \frac{\text{Massa inicial (agregado)} - \text{Massa final (areia)}}{\text{Massa inicial (agregado)}} \quad \text{Equação 1.}$$

### 7.3.9 Análise estatística

Os resultados obtidos foram analisados por meio da análise de variância (ANOVA), seguida pelo teste Tukey, com nível de significância de  $P < 0,05$ , para comparação das médias. Para a relação entre as classes de diâmetro dos agregados (DiAg) e os sistemas de manejo dos resíduos da colheita (SMC), todos os resultados foram obtidos no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019).

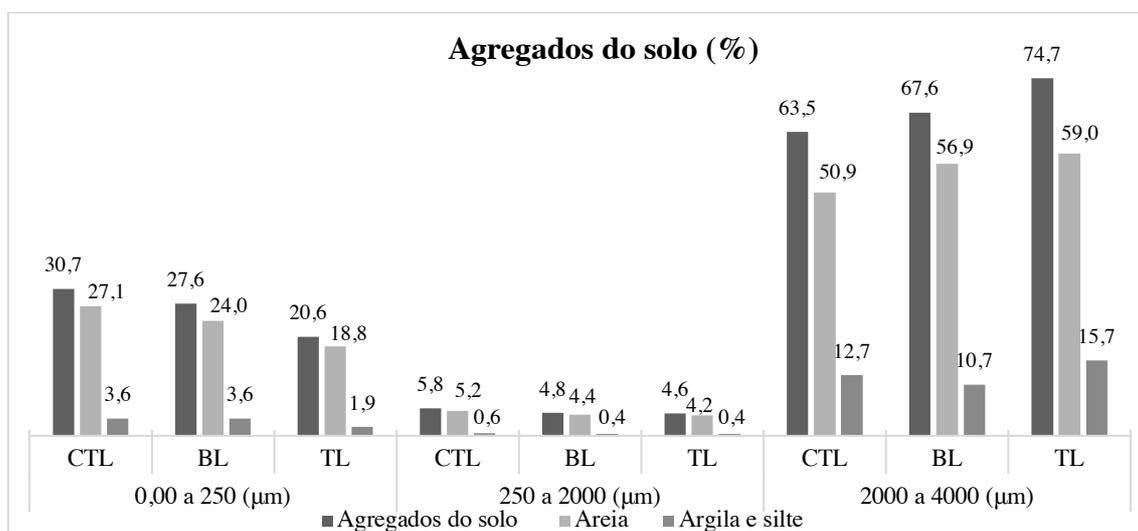
## 7.4 RESULTADOS

### 7.4.1 Proporção de agregados

Os MaG representam mais de 60% dos agregados do solo, os MaM variam de 4,6 a 5,0 % em média, e os MiP entre 20 e 30% (Figura 1). Os MaM contêm a maior proporção de areia (90 %), enquanto os MaG a menor (81%), e os MiP (com silte e argila) são compostos, em média, por 88% de areia.

Após a remoção de areia dos MaG, nota-se nesta classe maior proporção de argila + silte, enquanto em MaM e MiP a proporção é menor, sugerindo que nos MaG a areia fazia parte dos agregados, no entanto, nos MaM e MiP havia grãos soltos de areia, compostos em sua maior parte por quartzo (SENA *et al.*, 2021). A ampla diferença na distribuição dos agregados de cada diâmetro no solo influenciou a resposta das propriedades avaliadas, sendo o diâmetro dos agregados significativo estatisticamente ( $p < 0,001$ ) para todas as propriedades estudadas (Tabela 1).

Figura 1 - Proporção de agregados, areia nos agregados, e agregados sem areia (argila + silte) em porcentagem, para MaG, MaM e MiP, nos sistemas de manejo da colheita



Fonte: Próprio autor.

#### 7.4.2 Atividade microbiológica do solo

A RBS (Tabela 1), não apresentou diferença significativa entre os SMC avaliados, mas para DiAg e para a interação SMC x DiAg os resultados indicam a ocorrência de maior RBS nos MaG e a menor nos MaM em todos os SMC (Tabela 2). Dentre os MiP, no SMC BL a RBS é mais elevada, enquanto nos MaG a maior RBS ocorre no SMC TL, com C-CO<sub>2</sub> liberado 24 e 61% maior que em CTL e BL respectivamente, enquanto os MaM não apresentaram respostas aos diferentes SMC praticados.

Tabela 1 - Valores de F para propriedades do solo, em relação aos sistemas de manejo da colheita (SMC), diâmetro dos agregados (DiAg) do solo e interação SMC x DiAg

Propriedades <sup>1</sup>	SMC <sup>2</sup>	DiAg	SMC * DiAg
	Valores de F		
RBS (µg C-CO <sub>2</sub> g solo <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )	1,922 <sup>ns</sup>	1.616,918 <sup>***</sup>	31,486 <sup>***</sup>
CBM (µg C-BM <sup>-1</sup> g solo <sup>-1</sup> )	6,161 <sup>**</sup>	361,945 <sup>***</sup>	18,419 <sup>***</sup>
qCO <sub>2</sub> (µg C-CO <sub>2</sub> / µg C-BM <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )	34,497 <sup>***</sup>	59,029 <sup>***</sup>	45,435 <sup>***</sup>
qMic (%)	26,465 <sup>***</sup>	276,075 <sup>***</sup>	35,796 <sup>***</sup>
NT (mg N <sup>-1</sup> g solo <sup>-1</sup> )	4,529 <sup>*</sup>	864,421 <sup>***</sup>	12,172 <sup>***</sup>
COT (mg C <sup>-1</sup> g solo <sup>-1</sup> )	14,430 <sup>***</sup>	962,175 <sup>***</sup>	22,521 <sup>***</sup>
FDA (mg fluoresceína. g <sup>-1</sup> solo h <sup>-1</sup> )	1,285 <sup>ns</sup>	514,715 <sup>***</sup>	5,380 <sup>**</sup>
BGlu (mg PNP g <sup>-1</sup> solo h <sup>-1</sup> )	8,387 <sup>**</sup>	1.002,446 <sup>***</sup>	6,632 <sup>***</sup>
Carbono ativo (mg <sup>-1</sup> kg <sup>-1</sup> )	4,265 <sup>*</sup>	53.772.000,000 <sup>***</sup>	708.470,000 <sup>***</sup>

Análise de variância (P < 0,05). <sup>ns</sup> = não significativo; <sup>\*\*\*</sup>, <sup>\*\*</sup> e <sup>\*</sup> significativo a 0,1, 1 e 5% respectivamente. <sup>1</sup> RBS = respiração basal do solo; CBM = carbono da biomassa microbiana; qCO<sub>2</sub> = quociente metabólico; qMic = quociente microbiano; NT = nitrogênio total; COT = carbono orgânico total; FDA = atividade enzimática total; e BGlu = β-glucosidase.

Fonte: Próprio autor.

O CBM variou para os SMC, onde o DiAg e interação SMC x DiAg (Tabelas 1 e 2), diminuíram no sentido MaG > MiP > MaM nos SMC CTL e BL, enquanto no SMC TL o CBM diminui de MaG > MiP=MaM, apresentando nos MiP valor de CBM quase 5 vezes menor que nos SMC CTL e BL. Os SMC que mantêm a cobertura vegetal na superfície, CTL e TL, exibiram os maiores valores de CBM nos MaG, enquanto no SMC BL, onde ocorre remoção total dos resíduos da colheita, os valores de CBM são aproximadamente 20% menores. Assim como para RBS, o CBM foi maior para MaG e menor para MaM.

Tabela 2 - Valores médios e desdobramento para propriedades do solo, em relação aos Sistemas de Manejo de Colheita (SMC), diâmetros dos agregados (DiAg) e interação (SMC x DiAg)

Propriedades <sup>1</sup>	SMC <sup>2</sup>	Diâmetro de agregados ( $\mu\text{m}$ )		
		MiP	MaM	MaG
		0 a 250	250 a 2000	2000 a 4000
RBS ( $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g solo}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ )	CTL	4,51 bB	0,74 cA	15,33 aB
	BL	5,99 bA	0,54 cA	15,50 aB
	TL	2,32 bC	0,48 cA	19,35 aA
CBM ( $\mu\text{g C-BM}^{-1} \text{ g solo}^{-1}$ )	CTL	256,45 bA	32,81 cA	475,59 aA
	BL	234,56 bA	55,82 cA	393,30 aB
	TL	53,80 bB	46,19 bA	500,76 aA
$q\text{CO}_2$ ( $\mu\text{g C-CO}_2 / \mu\text{g C-BM}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ )	CTL	0,019 bB	0,023 abA	0,032 aA
	BL	0,028 bB	0,010 cB	0,042 aA
	TL	0,094 aA	0,010 cB	0,040 bA
$q\text{Mic}$ (%)	CTL	19,97 aA	13,05 bC	4,08 cA
	BL	18,91 bA	32,99 aA	4,25 cA
	TL	14,05 bB	26,77 aB	3,56 cA
NT ( $\text{mg N}^{-1} \text{ g solo}^{-1}$ )	CTL	0,08 bA	0,01 cA	0,55 aB
	BL	0,08 bA	0,01 cA	0,47 aC
	TL	0,03 bA	0,01 bA	0,66 aA
COT ( $\text{mg C}^{-1} \text{ g solo}^{-1}$ )	CTL	1,35 bA	0,27 bA	10,99 aB
	BL	1,24 bA	0,17 bA	8,54 aC
	TL	0,55 bA	0,14 bA	13,67 aA
FDA ( $\text{mg fluoresceína. g}^{-1} \text{ solo.h}^{-1}$ )	CTL	6,41 bA	1,34 cA	31,43 aA
	BL	6,86 bA	0,83 cA	26,77 aB
	TL	2,93 bA	0,70 bA	33,98 aA
BGlu ( $\text{mg PNP. g}^{-1} \text{ solo.h}^{-1}$ )	CTL	5,16 bA	1,75 cA	31,68 aA
	BL	5,09 bA	1,09 cA	24,98 aC
	TL	2,12 bB	0,96 bA	28,79 aB
Carbono ativo ( $\text{mg}^{-1} \text{ kg}^{-1}$ )	CTL	299,03 bB	52,18 cA	1072,60 aB
	BL	361,77 bA	39,43 cB	1022,30 aC
	TL	148,28 bC	36,39 cC	1239,80 aA

Médias seguidas de mesma letra, maiúsculas na coluna e minúscula na linha, não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey para  $p \geq 0,05$ . <sup>1</sup> RBS = respiração basal do solo; CBM = carbono da biomassa microbiana;  $q\text{CO}_2$  = quociente metabólico;  $q\text{Mic}$  = quociente microbiológico; NT = nitrogênio total; COT = carbono orgânico total; FDA = atividade enzimática total; BGlu =  $\beta$ -glucosidase. <sup>2</sup>CTL= manutenção de 100% dos resíduos (*cut-to-length*); BL= retirada de 100% dos resíduos; TL= retirada da casca e manutenção dos demais resíduos (*tree-length*).

Fonte: Próprio autor.

O  $qCO_2$ , que indica diferenças no uso de recursos energéticos pela biomassa microbiana (RBS/CBM), exibiu interação significativa entre SMC e DiAg para as classes de agregados MiP e MaM. O  $qCO_2$  nos MiP do SMC TL supera em 3 e 4 vezes o  $qCO_2$  dos MiP dos SMC BL e CTL respectivamente, e se destaca como o maior  $qCO_2$  observado, e não varia nos MaG entre os SMC. Os valores mais elevados de  $qCO_2$  indicam menor eficiência dos microrganismos no uso do material orgânico para obter energia, o que ocorre nos MiP do SMC TL (Tabela 2), sinalizando maior eficiência na atuação dos microrganismos nos MaM dos SMC BL e TL.

A razão entre o CBM e COT do solo define o  $qMic$ , que foi significativo na interação SMC e DiAg, sendo maior nos MiP dos SMC CTL e BL, do que no SMC TL. Nos MaM do SMC BL, o  $qMic$  é maior que nos SMC CTL e TL, e os menores  $qMic$  foram observados nos MaG (Tabelas 1 e 2).

#### 7.4.3 Carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) do solo

Os teores de COT e NT foram significativos entre os SMC e os DiAg, embora com efeito da interação SMC x DiAg, apenas nos MaG os teores de COT e NT apresentam variações (Tabelas 1 e 2), em ambos com menores teores no SMC BL, cujos resíduos da colheita foram removidos.

Em relação aos agregados, COT e NT tem maiores teores nos MaG (Tabela 2). Os teores de NT são menores nos MiP e ainda menores nos MaM, comportamento um pouco diferente do COT, cujos teores, embora menores que em MaG, não diferem entre MiP e MaM.

COT e NT nos MaG dos SMC CTL e TL, em que todo ou parte dos resíduos da colheita foram mantidos à superfície, superam o COT e o NT contido no SMC BL, onde os resíduos da colheita foram removidos, portanto, nota-se que transcorridos 21 meses do estabelecimento do experimento, manter os resíduos da colheita à superfície alteraram o conteúdo de COT e NT nos agregados da classe MaG em relação ao SMC BL.

#### 7.4.4 Atividade enzimática

A atividade enzimática total do solo (FDA) não foi influenciada pelos SMC (Tabela 1), contudo houve diferenças para os MaG na interação SMC x DiAg, onde FDA diminuiu 15% no SMC BL e foi maior nos SMC CTL e TL, onde houve a permanência dos resíduos da colheita.

A enzima BGLu responde aos SMC, com a maior atividade registrada nos MaG do SMC CTL, onde todo resíduo da colheita, inclusive a casca do eucalipto permanece depositada à superfície do solo (Tabelas 1 e 2). A remoção total dos resíduos da colheita (SMC BL) reduziu a atividade da BGLu em 13 % em relação ao SMC TL e em 21% em relação ao SMC CTL neste DiAg. No SMC TL a atividade da BGLu foi 10% menor que no SMC CTL.

A menor atividade de FDA e BGLu para os SMC foram obtidos nos MaM, exceto para o SMC TL que não apresenta diferenças entre MiP e MaM, para ambas enzimas (Tabela 2). Contudo, comparando a proporção de MiP e MaG no solo, com aproximadamente 22 e 55 % do solo, respectivamente, nota-se que MiP tem grande importância.

O carbono ativo do solo difere significativamente para SMC, DiAg e sua interação (SMC x DiAg) em todos os diâmetros de agregados. Os MaG exibem os maiores teores de carbono ativo e os MaM os menores em todos os SMC, tendo os MiP teor intermediário. Importante destacar que o carbono ativo nos MaG apresentou quantidade 20 vezes maior que MaM, enfatizando a necessidade de manter a estrutura do solo, para garantir a permanência do carbono prontamente disponível.

Nos MiP, o SMC BL tem carbono ativo superior ao SMC CTL (17 %) e TL (60 %) (Tabela 2). Nos MaM, os maiores valores de carbono ativo ocorreram no SMC CTL, seguido do BL e esse de TL, com redução de 24 e 30 %, respectivamente. O maior conteúdo de carbono ativo foi observado nos MaG, e dentre estes no SMC TL, com redução de 13 % no SMC CTL e 18 % no SMC BL. Estes resultados enfatizam que há diferenças no armazenamento de carbono no solo. Considerando que o carbono ativo é o prontamente disponível, a maior quantidade nos MaG pode estar associada a presença de carbono de baixa massa molecular (Tabela 2).

## 7.5 DISCUSSÃO

O tamanho dos agregados apresentou relação positiva com RBS, CBM, NT, COT, FDA, BGLu e carbono ativo, tendo os melhores resultados ocorrido nos MaG (Tabelas 1 e 2), como observado por Yang, Liu e Zhang *et al.* (2019) ao descreverem que para pastagem natural, em solo arenoso, (textura loamy sandy) o tamanho dos agregados impacta significativamente as atividades microbiológicas, tendo os agregados de 2000–4000  $\mu\text{m}$ , 1000–2000  $\mu\text{m}$  e 250–1000  $\mu\text{m}$  maior RBS comparado aos agregados < 250

$\mu\text{m}$ . Outros trabalhos também relatam incrementos na RBS e no CBM com o aumento do tamanho dos agregados (LI *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2015).

Comparando o funcionamento biológico do solo em fisionomias de Cerrado (Latosolo com textura argilosa), variando as formações e considerando quatro períodos de amostragem, nas camadas de 0,00-0,05 m e 0,05-0,20 m, Mendes *et al.* (2012) relataram valores médios de CBM em 493 mg C kg solo<sup>-1</sup>, valores próximos aos observados no SMC CTL (CBM 405  $\mu\text{g C kg solo}^{-1}$ ) em solo arenoso sob cultivo comercial, e reforça os efeitos benéficos da manutenção dos resíduos da colheita sobre o solo, que mesmo mantidos em sua totalidade, ainda se apresentam baixos (MENDES *et al.*, 2019; VINHAL-FREITAS *et al.*, 2017).

Por outro lado, a redução no valor no CBM dos SMC BL e TL (336 e 365  $\mu\text{g C kg solo}^{-1}$ , respectivamente) comparado ao CTL demonstra a importância da manutenção de todos os resíduos da colheita do eucalipto sobre o solo. Rocha *et al.* (2018) também verificaram que baixos valores de RBS e CBM estão relacionados à baixa disponibilidade de substrato para atividade microbiana em áreas de eucalipto com remoção dos resíduos

A maior RBS e os menores teores de CBM nos MaG encontrados nos SMC TL e BL, respectivamente, sugerem que essas propriedades são mais sensíveis para indicar as mudanças promovidas pelos SMC. Todavia, a dinâmica dos microrganismos no solo deve ser analisada concomitante aos quocientes (metabólico e microbiano), por serem bons indicadores da eficiência microbiana, fornecendo informações sobre a qualidade do solo (MENDES *et al.*, 2012; VINHAL-FREITAS *et al.*, 2017; ROCHA *et al.* 2018).

Os valores mais elevados de  $q\text{CO}_2$  verificados nos maiores agregados (MaG), refletem um maior gasto energético durante a mineralização da matéria orgânica pelos microrganismos (ANDERSON, 1994). Por outro lado, nos agregados menores (MiP e MaM) onde impacto do fracionamento é reduzido, o menor  $q\text{CO}_2$  permite inferir que o C se encontra protegido na estrutura. No SMC TL observou-se menor valor de RBS nos MiP coincidente com os menores valores de CBM. No SMC CTL ocorreu maior RBS e menor CBM nos agregados MaM. Em ambos os casos, mesmo em diferentes condições (SMC e DiAg), os maiores valores de  $q\text{CO}_2$  evidenciam a baixa eficiência dos microrganismos na incorporação de MO nestes DiAg.

Estes resultados são reforçados pelos menores valores do  $q\text{Mic}$  nos MaG, comparado aos dos demais tamanhos de agregados (MaM e MiP), indicando menor imobilização de carbono neste DiAg e coincide com os maiores valores de carbono ativo. Os maiores  $q\text{Mic}$  nos MaM e MiP, também demonstra que nos agregados menores há

maior quantidade de carbono oriundo da biomassa microbiana em relação ao carbono orgânico total, enquanto nos MaG o comportamento é oposto, condição desejável para solos arenosos os quais apresentam menor agregação.

Desta forma, os quocientes (metabólico e microbiano) apontam maior eficiência dos microrganismos nos MaM nos SMC BL e TL. Contudo deve-se ressaltar que os valores maiores de CBM para CTL, após 21 meses do estabelecimento das plantas, sinalizam estabilidade dos microrganismos neste SMC, enquanto a maior liberação de C-CO<sub>2</sub> para TL e menor para CBM para no SMC BL, podem indicar renovação frequente e redução da fauna edáfica.

Assim como nas propriedades mencionadas anteriormente, o COT e o NT ficaram retidos em maior quantidade nos MaG, comportamento justificado pela proporção (> 60%) destes no solo e proporção de argila e silte neste DiAg (Figura 1). O SMC TL, com apenas parte dos resíduos (remoção da casca – C:N = 20), teve mais COT e NT comparado ao SMC CTL.

Estudo recente demonstrou que a remoção dos resíduos florestais pode resultar em redução de 50% na respiração microbiana do solo e 40% nos teores de CBM (ROCHA *et al.*, 2018). As reduções citadas promovem menor decomposição da MO e fornecimento de carbono para o solo vindo da estrutura celular dos microrganismos, respectivamente, tendência notada no SMC TL, porém o SMC BL não apresenta o mesmo comportamento devido a diluição dos efeitos ao longo de 21 meses.

A princípio pressupõe-se que o SMC TL (relação C:N = 20), recoberto por materiais de fácil decomposição em relação ao SMC CTL (relação C:N = 27), possui maior quantidade destes nutrientes em forma disponível como é possível observar no carbono ativo para MaG. Outra hipótese, não menos importante, supõe a ocorrência de oclusão do COT na estrutura dos agregados e/ou distribuição em outras frações, como observado nos MiP e MaM (CTL > TL > BL), sem diferença estatística entre eles.

A redução dos conteúdos de COT e NT nos MiP para os SMC BL e TL expõe outra questão, parte destes nutrientes não foram incorporados aos agregados devido ao tipo de SMC adotado, isto é, com remoção total ou parcial dos resíduos da colheita, reforçando que a remoção e/ou redução dos resíduos vegetais sobre o solo diminui o conteúdo de COT e NT nos agregados do solo (VICENTE *et al.*, 2019; MELLONI; MELLONI; VIEIRA, 2013)

Os indicadores biológicos e bioquímicos podem ser mais sensíveis para avaliar o efeito do uso ou manejo do solo (MENDES *et al.*, 2019; GAMA-RODRIGUES *et al.*,

2018), assim, a maior atividade enzimática total (FDA) obtida nos SMC TL e CTL, nos MaG, se mostraram mais sensíveis às mudanças ambientais, elucidando a importância da manutenção dos resíduos no solo para a atividade enzimática e ciclagem de nutrientes, pois a remoção total dos resíduos no SMC BL promoveu redução de 15% na atividade enzimática total (FDA).

A fitomassa residual da colheita do eucalipto é fonte primária/principal de carbono, resultado refletido pela BGlu (ciclo do C) em ordem decrescente dos SMC CTL > TL > BL (36,62, 28,79 e 24,98 mg PNP. g<sup>-1</sup> solo.h<sup>-1</sup>), assim como a quantidade de resíduos mantidos na área. Os resultados da atividade da BGLu no SMC CTL são similares aos encontrados por Mendes *et al.* (2012) em fitofisionomias de Cerrado (45 mg kg<sup>-1</sup>), condição original do solo estudado. As atividades enzimáticas como β-glucosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida são consideradas boas indicadoras de qualidade do solo (MENDES *et al.*, 2019), assim sendo sugere-se que o SMC CTL seja adotado em solos arenosos cultivados com eucalipto para melhorar a ciclagem de carbono e manutenção da qualidade do solo.

Também Gama-Rodrigues *et al.*, 2018, avaliando propriedades físicas, químicas e microbiológicas dos solos sob diferentes usos em topossequências no Noroeste Fluminense afirmaram que a quantificação da biomassa e atividade microbiana do solo é fundamental para o entendimento da dinâmica do C e N, pois além de ser o compartimento central do ciclo desses nutrientes, apresenta uma rápida ciclagem.

O carbono ativo, porção da MO prontamente disponível para a comunidade microbiana do solo (WEIL *et al.*, 2003), também demonstrou sensibilidade às mudanças no manejo do solo e práticas que promovem *input* de carbono no solo (CULMAN *et al.* 2012). A maior quantidade deste carbono ocorreu nos MaG (como no COT) para o SMC TL, ratificado pela quantidade e composição do material (menor relação C:N = 20). O SMC CTL, com maior quantidade de fitomassa e elevada relação C:N= 27, teve o maior valor em MaM e pequena redução comparado ao TL nos MaG (13%) possivelmente devido a estabilidade estrutural e constante manutenção e entradas de MO.

No estudo conduzido por Rocha *et al.* (2018), quando da remoção dos resíduos da colheita do eucalipto por duas rotações consecutivas, houve a redução dos teores de MO do solo, principalmente da fração lábil, que está relacionada ao manejo dos resíduos de colheita, quantidade e composição da fitomassa residual.

Nos agregados menores MaP, a maior concentração de carbono ativo no BL sinaliza que o material fornecido (folhas e galhos do ciclo atual – baixa relação C:N) foi

mineralizado com rapidez e retido em partículas menores, característica de solos arenosos que possuem baixa capacidade de retenção. A retenção de nutrientes no solo depende da existência de superfície mineral disponível para a estabilização, por exemplo o C (ZINN *et al.*, 2005). Nesse solo arenoso (20 g kg<sup>-1</sup> argila) é pouco provável que a interação organo-mineral seja um mecanismo efetivo de estabilização, sendo a estabilização da MO mais relacionada a sua recalitrância química (COTRUFO *et al.*, 2015).

Os resultados obtidos no atual trabalho demonstram o efeito negativo da remoção dos resíduos da colheita do eucalipto e da serapilheira em uma rotação do eucalipto. Contudo, se esta prática for adotada nas próximas rotações do eucalipto, os efeitos negativos da remoção dos resíduos na qualidade do solo e produtividade florestal podem ser intensificados (ROCHA *et al.*, 2018).

Esses resultados reforçam a hipótese de que as propriedades relacionadas ao carbono ativo dos agregados e os indicadores biológicos são, potencialmente, mais sensíveis para discriminar diferenças de qualidade do uso do solo entre manejos de resíduos da colheita do eucalipto em solos arenosos.

## 7.6 CONCLUSÃO

Os sistemas de manejo de resíduo de colheita de eucalipto, com manutenção total ou parcial, promoveram mudanças positivas nos agregados de 250-2000 e 2000-4000 µm com incremento no carbono da biomassa microbiana, carbono orgânico e nitrogênio total, maior atividade da enzima β-glucosidase e carbono ativo em relação à remoção total dos resíduos.

Os agregados de diâmetro entre 2000-4000 µm são a fração mais sensível aos sistemas de manejo dos resíduos, evidenciado na maior atividade microbiológica, enzimática e retenção de carbono e nitrogênio no solo.

Os microagregados, adicionados de silte e argila, tem grande potencial em reter carbono e nitrogênio e abrigar microrganismos responsáveis pela ciclagem de nutriente no solo.

Os sistemas de manejo de resíduos da colheita *cut-to-length* e *tree-length* propiciaram melhores condições edáficas demonstradas no CBM, NT, COT, atividade enzimática total e da enzima β-glucosidase, em sua maioria nos agregados de diâmetro 2000-4000 µm.

## 7.7 REFERÊNCIAS

ADAM, G.; DUNCAN, H. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 943–951, 2001.

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, p. 711-728, 2013.

ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient of CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental condition, such as pH, on the microbial of forest soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 25, p. 393–395, 1993.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 21, n. 4, p. 471-479, 1989.

BARROS, I. B. *et al.* Integrating forest residue and mineral fertilization: effects on nutrient acquisition, nutrient use efficiency and growth of eucalypt plants. **Forest Ecology And Management**, Amsterdam, v. 496, p. 119461, 2021.

BRONICK, C.J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, n. 1-2, p. 3-22, 2005.

COTRUFO, M. F. *et al.* The microbial efficiency-matrix stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, Oxford, v. 19, n. 4, p. 988-995, 2013.

CULMAN, S.W. *et al.* Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. **Soil Science Society of American Journal, Madison**, v. 76, p. 494– 504, 2012.

ELLIOTT, E. T. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils1. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 50, p. 627, 1986.

FERREIRA G. W. D. *et al.* Nutrient release from decomposing Eucalyptus harvest residues following simulated management practices in multiple sites in Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 370, p. 1-11, 2016.

GAMA-RODRIGUES, E. F. *et al.* Atributos físicos, químicos e microbiológicos dos solos sob diferentes usos em topossequências no Noroeste Fluminense. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal of Agricultural Sciences**, Recife, v. 13, n. 3, p. 1-9, 2018.

GONÇALVES, J. L. M *et al.* Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 301, p. 6-27, 2013.

GUPTA, V. V. S. R.; GERMIDA, J. J. Soil aggregation: influence on microbial biomass and implications for biological processes. **Soil biology and biochemistry**, Oxford, v. 80, p. A3-A9, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Mapa de biomas do Brasil**. Rio e Janeiro: IBGE, 2004. Primeira aproximação. Escala 1:5 000.000. Projeção Policônica. Meridiano de referência: 54 W. Gr; Paralelo de referência: 0. Disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br>. Acesso em: 12 jan. 2020.

LACLAU, J. P. *et al.* Biogeochemical cycles of nutrients in tropical *Eucalyptus* plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, p. 1771- 1785, 2010.

LI, N. *et al.* Separation of soil microbial community structure by aggregate size to a large extent under agricultural practices during early pedogenesis of a Mollisol. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 88, p. 9–20, 2015.

MALINOVSKI, J. R. *et al.* Sistemas. *In*: MACHADO, C. C. **Colheita florestal**. 3. ed. Viçosa: Ed. da UFV, 2014. 543 p.

MELLONI, R.; MELLONI, E. G. P.; VIEIRA, L. L. Uso da terra e a qualidade microbiana de agregados de um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 6, p. 1678-1688, 2013.

MENDES, I. C. *et al.* Biological functioning of Brazilian Cerrado soils under different vegetation types. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 359, n. 1, p. 183-195, 2012.

MENDES, I. C. *et al.* Critical limits for microbial indicators in tropical Oxisols at post-harvest: the FERTBIO soil sample concept. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 139, p. 85-93, 2019.

MOMOLLI, D. R.; SCHUMACHER, M. V. O manejo dos resíduos florestais afeta a produção de biomassa e a sustentabilidade de povoamentos de *Eucalyptus* sp. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, João Pessoa, v. 6, n. 12, p. 251-261, 2019.

NICOLODI, M.; GIANELLO, C. Understanding soil as an open system and fertility as an emergent property of the soil system. **Sustainable Agriculture Research**, Beaver Creek, v. 4, n. 1, p. 94, 2014.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **A language and environment for statistical computing**. Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018.

ROCHA J. H. T. *et al.* Forest residue removal decreases soil quality and affects wood productivity even with high rates of fertilizer application. **Forest Ecology Management**, Amsterdam, v.430, p.188-95, 2018.

SANTOS, H. G. dos, *et al.* Embrapa Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SENA, K. N. *et al.* Forest harvest management systems and residual phytomass on the physical properties of sandy soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 45, 2021. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/YjFGKhY6LYFj7PVvkkMpWdg/abstract/?lang=en>. Acesso em: 25 jan. 2022.

SOUZA, I. F. *et al.* Decomposition of eucalypt harvest residues as affected by management practices, climate and soil properties across southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 374, p. 186-194, 2016.

SPARLING, G. P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 30, p. 195-207, 1992.

TABATABAI, M. A. Soil enzymes. *In*: WEAVER, R. W. (ed.). **Methods of soil analysis**. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties. SSSA Book Ser. 5 SSSA, 1994. p. 778–833.

TIAN, J. *et al.* Aggregate size and their disruption affect C-14-labeled glucose mineralization and priming effect. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 90, p.1-10. 2015.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, Chichester, v. 33, n. 2, p. 141-163, 1982.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 19, p. 703-707, 1987.

VICENTE, L. C. *et al.* Organic carbon within soil aggregates under forestry systems and pasture in a southeast region of Brazil. **Catena**, Amsterdam, v. 182, p. 104139, 2019.

VINHAL-FREITAS, I. C. *et al.* Soil textural class plays a major role in evaluating the effects of land use on soil quality indicators. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 74, p. 182-190, 2017.

WEIL, R. *et al.* Estimating active carbon for soil quality assessment: A simple method for laboratory and field use. **American Journal of Alternative Agriculture**, Cambridge, v. 18, p. 3-17, 2003.

YANG, C.; LIU, N.; ZHANG, Y. Soil aggregates regulate the impact of soil bacterial and fungal communities on soil respiration. **Geoderma**. Amsterdam, v. 337, p. 444–452, 2019.

ZINN, Y. L.; LAL, R.; RESCK, D. V. S. Texture and organic carbon relations described by a profile pedotransfer function for brazilian cerrado soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 127, n. 1-2, p. 168–173, 2005.

ZHANG, H.J. *et al.* Linking organic carbon accumulation to microbial community dynamics in a sandy loam soil: result of 20 years compost and inorganic fertilizers

repeated application experiment. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 51, p. 137–150, 2015.

## 8 PRODUÇÃO DE MADEIRA, FERTILIDADE, ATIVIDADES MICROBIOLÓGICA E ENZIMÁTICA EM SOLO ARENOSO E SUA RELAÇÃO COM O MANEJO DOS RESÍDUOS DE COLHEITA DO EUCALIPTO

### 8.1 RESUMO

A produtividade de madeira de um ecossistema florestal está intimamente associada à quantidade de nutrientes estocados em seus vários compartimentos, ao manejo sustentável e as práticas que mantêm os estoques de matéria orgânica do solo. Práticas de manejo dos nutrientes e dos resíduos da colheita florestal são indispensáveis para garantir a produção. Este trabalho teve por objetivo avaliar a influência dos sistemas de manejo do resíduo da colheita (SMC) do eucalipto sobre as propriedades químicas, microbiológicas e enzimáticas do solo e destas na produção de madeira de eucalipto com 3 anos, pós plantio e compor um modelo de análise de equações estruturais para o entendimento da influência desses (SMC) nas propriedades. O estudo foi realizado em uma área comercial de *Eucalyptus urograndis* (clone E13) no município de Água Clara (MS), Brasil, num Neossolo quartzarênico e os SMC foram *cut-to-length* (CTL= manutenção de todos os resíduos da colheita na área), *bare* (BA = remoção de todos os resíduos da colheita na área, instalação de sombrite, sem adubação de cobertura), *bare litter* (BL = retirada de todos os resíduos com entrada de serapilheira), *tree-length* (TL= manutenção dos resíduos, exceto a casca do eucalipto) e *bare litter* com fertilização (BLF = retirada de todos os resíduos, instalação de sombrite, com adubação de cobertura). As amostras de solo foram coletadas nas camadas de 0,00-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60, 0,60-0,80 e 0,80-1,00 m, em dezembro de 2020, período chuvoso, das quais foram determinados a fertilidade (P, MO, pH, K, Ca, Mg, H+Al, Al e S), e apenas na camada superficial (0,00-0,10 m) foram analisados carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal do solo (RBS), atividades das enzimas  $\beta$ -glucosidase (BGlu), fosfatase ácida (P-ase), arilsulfatase (Aril-S) e cálculo dos quocientes metabólico ( $qCO_2$ ) e microbiano ( $qMic$ ). A estimativa da produção da madeira em casca ocorreu em janeiro de 2021. Os SMC promoveram mudanças nas propriedades químicas, microbiológicas e enzimáticas do solo; a camada de 0,00-0,20 m é a mais influenciada quanto as propriedades químicas; a manutenção de fitomassa residual total de colheita beneficia a qualidade do solo, pois aumenta o teor de bases (Ca e V%), reduz a acidez (Al% e m%) e melhora a atividade microbiológica (RBS e  $qCO_2$ ); a permanência da fitomassa residual

parcial (TL) reduz a disponibilidade dos nutrientes do solo e a atividade da enzima fosfatase; a atividade enzimática da BGlú aumentou com o impedimento da entrada de serapilheira do ciclo atual; a fitomassa residual e serapilheira atual são responsáveis pelo aumento de produção de madeira de eucalipto aos 3 anos pós plantio; o modelo de equações estruturais apresentou ajuste adequado para compreender a relação entre sistema de manejo de resíduo de colheita, fertilidade do solo até 1m e produção aos 3 anos, e de forma simultânea; os sistemas de manejo de resíduo de colheita *bare litter* e *tree-length* não apresentaram ajuste adequado para explicar as relações do modelo.

**Palavras-chave:** *Eucalyptus sp.*; ciclagem de nutrientes; equações estruturais.

## 8.2 INTRODUÇÃO

A produtividade de um ecossistema florestal está intimamente associada à quantidade de nutrientes estocados em seus vários compartimentos, que incluem a vegetação, as raízes, o solo e a serapilheira (BARBOSA *et al.*, 2017). Assim sendo, práticas de manejo dos resíduos da colheita florestal e de nutrientes com fertilização reduzida em plantações de eucalipto podem proporcionar uma aquisição de macro e micronutrientes pelas plantas comparado com tratamentos que receberam alta fertilização (BARROS *et al.* 2021).

Logo, a remoção dos resíduos da colheita pode reduzir a produtividade de madeira, principalmente quando a taxa de aplicação e retenção de fertilizantes no solo é baixa, como constatado por Rocha *et al.* (2018), ocorre redução de 15% na produtividade da madeira durante a segunda rotação após a remoção de resíduos, mesmo com altas taxas de aplicação de fertilizantes.

O manejo sustentável de plantações de eucalipto de crescimento rápido, principalmente em solos arenosos, depende de práticas que mantêm a matéria orgânica (MO) no solo (GONCALVEZ *et al.*, 2002; 2013; SÃO JOSÉ 2020), pois esta é a componente chave da fertilidade do solo nos trópicos, retendo e fornecendo nutrientes para as plantas, sendo incrementada pela serapilheira, renovação das raízes durante as rotações e pelos resíduos da colheita entre as rotações (FERREIRA *et al.*, 2016).

Entretanto, a pouca matéria orgânica encontrada na camada superficial em plantios de eucalipto que removem os resíduos da colheita é recorrente (ROCHA *et al.*, 2018; SENA *et al.*, 2021). Com a redução dos teores de MO e da proteção física provida

pelos resíduos, podem ocorrer redução da umidade e atividade microbiana, e assim da ciclagem de nutrientes.

Redução na biomassa microbiana e aumento do quociente metabólico em cultivos com revolvimento constante do solo (sistema convencional), foram observados por Melloni, Melloni e Vieira (2013), em contraposição aos sistemas mais conservacionistas de uso da terra sob cultivos mínimo, pastagem, eucalipto e mata de araucária. Estes relacionaram os resultados à menor agregação do solo, ocasionada pelo uso e manejo, atrelado à reduzida qualidade microbiana e fertilidade do solo.

As propriedades químicas podem ser mais sensíveis que as microbiológicas em explicar a dissimilaridade decorrente da posição no relevo e da substituição da cobertura vegetal, contudo as microbiológicas são indicadores rápidos da influência da cobertura vegetal e das práticas de manejo entre os sistemas de uso da terra (GAMA-RODRIGUES *et al.*, 2018).

Em solos com elevado teor de areia, agroecossistemas agrícolas tiveram menor atividade microbiológica (respiração basal do solo e carbono da biomassa microbiana) comparado à ecossistemas nativos do Cerrado, sendo a atividade enzimática total mais versátil para detectar mudanças causadas pelo uso da terra (VINHAL-FREITAS *et al.*, 2017), sugerindo o uso conjunto dessas propriedades para melhor entendimento da dinâmica de nutrientes e influência dos SMC no solo.

A adoção de sistemas de manejo da colheita (SMC) que promovem maior aporte de cobertura vegetal e matéria orgânica possibilitam a sustentabilidade dos solos por meio da ciclagem dos nutrientes presentes na fitomassa residual deixada no solo após a colheita (KRISHNA; MOHAN; 2017; ROCHA *et al.*, 2018). Nesse contexto supõe-se que os SMC que deixam na área maior quantidade de fitomassa podem favorecer as atividades microbiológicas e enzimáticas, aumentar a disponibilidade de matéria orgânica e de nutrientes no solo e a produção de madeira de eucalipto.

O objetivo deste estudo foi avaliar as mudanças em algumas propriedades químicas, microbiológicas e enzimáticas e na produção de madeira em fuste em um solo arenoso, sob diferentes práticas de manejo do resíduo da colheita do eucalipto no leste do estado de Mato Grosso do Sul, Brasil.

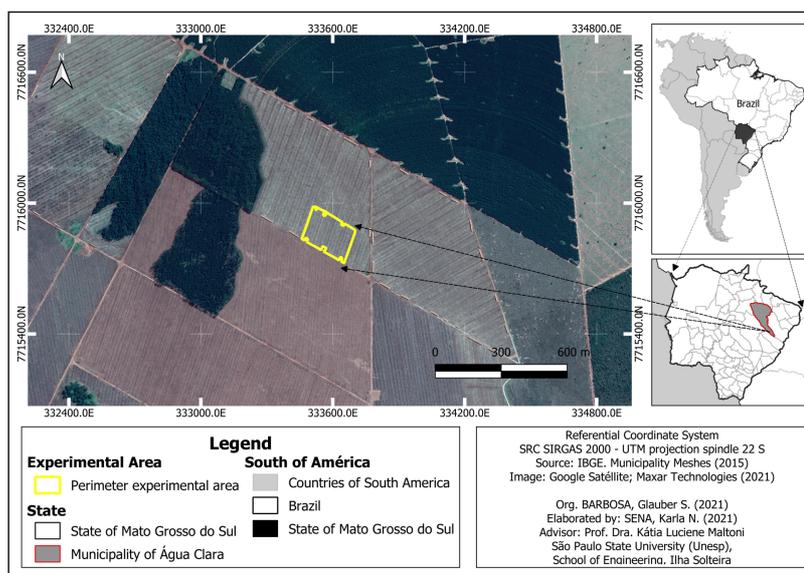
## **8.3 MATERIAL E MÉTODOS**

### **8.3.1 Descrição da área experimental**

O estudo foi conduzido em área de plantio comercial de *Eucalyptus urograndis*

(clone E13) no município de Água Clara – MS (Figura 1). Na região, o clima é tropical com inverno seco (Aw), segundo a classificação de Köppen (ALVARES *et al.*, 2013), com precipitação e temperatura média anual de 1370 mm e 24,4°C, respectivamente (estação meteorológica da empresa Eldorado Brasil).

Figura 1 - Local da área experimental



Fonte: Próprio autor.

A área de estudo era, originalmente, coberta por *Cerrado sensu stricto* e foi convertida em pastagem na década de 1960. Os plantios comerciais de eucalipto na área ocorreram em 2011 e o primeiro ciclo foi colhido em junho de 2017, com 6 anos pós plantio.

O manejo silvicultural após a colheita e remoção da madeira se deu segundo protocolo da empresa, conforme as operações a seguir: controle de formiga pré-plantio (11/12/2017 - Micro isca granulada – Mirex<sup>®</sup> 0,80 kg ha<sup>-1</sup>); dessecação em área total para implantação da cultura (15/11/2017 - Glifosato granulado 3 kg ha<sup>-1</sup>); subsolagem com adubação de base (28/11/2017 – NPK e S elementar, descrito à frente); plantio semi mecanizado (29/11/2017 – 1.282 mudas ha<sup>-1</sup>) e irrigação de plantio (29/11/2017; 30/11/2017; 14/12/2017 e 19/12/2017 – 3L por muda) para estabelecimento das mudas; controle de plantas daninhas (06/12/2017; 29/12/2017; 24/01/2018, 14/03/2018 e 22/11/2018 - Glifosato granulado 2 kg ha<sup>-1</sup> e FORDOR<sup>®</sup> 0,10 kg ha<sup>-1</sup>) e formiga pós-plantio (11/08/2020 - Micro isca granulada – Mirex<sup>®</sup> 0,80 kg ha<sup>-1</sup>); adubação de cobertura 11 meses após o plantio.

### 8.3.2 Caracterização inicial do solo

O solo da área foi classificado como Neossolo quartzarênico (SANTOS *et al.*, 2018), e sua caracterização inicial ocorreu 120 dias após a colheita do eucalipto do primeiro ciclo (setembro de 2017) e antes do preparo do solo para o próximo ciclo. Para isso, avaliou-se granulometria e propriedades químicas do solo, em amostras deformadas coletadas aleatoriamente na profundidade de 0,00-0,20, 0,20-0,40 e 0,40-0,60 m, com três repetições por parcela de cada sistema de manejo dos resíduos da colheita, para constituir uma amostra composta, por profundidade, por parcela.

Os resultados iniciais mostraram um solo de textura arenosa (843 a 878 g kg<sup>-1</sup>), silte (54 a 91 g kg<sup>-1</sup>) e argila (61 a 83 g kg<sup>-1</sup>) e de baixa fertilidade (P = 1,86 mg dm<sup>-3</sup>, MO = 7,87 g dm<sup>-3</sup>, pH<sub>(CaCl2)</sub> = 4,2, K = 0,17 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, Ca = 2,97 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, Mg = 2,23 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, acidez potencial (H + Al) = 14,70 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, alumínio (Al) = 6,22 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, carbono orgânico (COT) = 14 g kg<sup>-1</sup>, soma de bases (SB) = 5,37 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, capacidade de troca catiônica (CTC) de 20,07 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, saturação por bases (V%) de 27% e saturação por alumínio (m%) de 31%, e não foram observadas diferenças referentes aos SMC entre estas propriedades no momento da instalação (SENA *et al.*, 2021).

### 8.3.3 Delineamento experimental

A colheita do eucalipto ocorreu no início de junho de 2017, no sistema de colheita *Cut-to-Length*, quando o eucalipto do primeiro ciclo atingiu 6 anos pós plantio. Após 120 dias (setembro de 2017) as parcelas foram preparadas simulando cinco diferentes sistemas de manejo dos resíduos da colheita (SMC), descritos a seguir:

***Cut-to-length* (CTL)** - Toda a fitomassa residual foi mantida (100% das folhas, galhos, cascas e serapilheira – 35 Mg ha<sup>-1</sup>) na área, e relação Carbono/Nitrogênio (C:N) na fitomassa com 3 anos = 59, com adubação de cobertura;

***Bare* (BA)** - Remoção de toda a fitomassa residual (folhas, galhos, cascas e serapilheira) e instalação de tela de proteção Sombrite® para impedir a deposição da biomassa vegetal do ciclo atual na superfície do solo e a supressão da adubação de cobertura;

***Bare litter* (BL)** - Remoção de toda a fitomassa residual (folhas, galhos, cascas e serapilheira) e deposição da biomassa vegetal do ciclo atual na superfície do solo, com adubação de cobertura;

***Tree-length* (TL)** - Remoção da casca e manutenção dos demais componentes da fitomassa residual (folhas, galhos e serapilheira – 5 Mg ha<sup>-1</sup>), simulando o sistema de colheita *tree-*

*length*, relação C:N = 33 na fitomassa com 3 anos, com adubação de cobertura;

**Bare litter com fertilização de cobertura (BLF)** - Remoção de 100% da fitomassa residual (folhas, galhos, cascas e serapilheira), instalação de tela de proteção Sombrite® para impedir a deposição da biomassa vegetal do ciclo atual na superfície do solo, com adubação de cobertura.

Os SMC foram implantados 120 dias após a colheita do eucalipto devido à necessidade de redução da umidade para remoção das toras. Os estudos de campo foram conduzidos em delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC), com 4 parcelas por SMC, e as camadas 0,00-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60, 0,60-0,80 e 0,80-1,00 m, avaliadas individualmente.

Os SMC foram dispostos em áreas retangulares de 40,8 m x 27,6 m, contendo 12 linhas de plantio com espaçamento de 3,4 m entre linhas e 2,3 m entre plantas, produzindo uma área de 1126 m<sup>2</sup>. Dentro desta área, as 8 linhas de plantio centrais foram consideradas para avaliações, contemplando assim 500,8 m<sup>2</sup> ou 64 plantas centrais, evitando efeitos de carreador e interferências de áreas vizinhas.

A área avaliada recebeu o manejo nutricional adotado pela companhia, sendo aplicado a adubação de base no momento do preparo do solo e adubação de cobertura após 11 meses do plantio para atender as necessidades nutricionais da planta e atingir alta produtividade.

A adubação de plantio foi realizada em dezembro de 2017 e consistiu em 300 kg ha<sup>-1</sup> do formulado NPK (15-20-18) + 120 kg ha<sup>-1</sup> de S elementar com micronutrientes (5% de S, 0,3% de B, 0,6 % de Cu e 0,6% de Zn) incorporados à 0,30 m e 140 de kg ha<sup>-1</sup> super fosfato simples (00-20-00) incorporados a 0,60 m, durante o preparo com subsolador. A adubação suplementar (cobertura) ocorreu em novembro de 2018, tendo os SMC CTL, BL, TL e BLF recebido calcário dolomítico (1 Mg ha<sup>-1</sup> - PRNT 85%, 30% CaO e 12% MgO) e K com micronutrientes (270 kg ha<sup>-1</sup> do formulado 00-00-47, 5% de S, 0,3% de B, 0,6 % de Cu e 0,6% de Zn). A adubação suplementar foi realizada manualmente ao redor das plantas para evitar interferência no SMC BA.

O sombrite foi instalado em fevereiro de 2020 para que a estrutura não interferisse no desenvolvimento das plantas (Figura 2). No SMC BA, desde o início até este momento das avaliações foram realizadas varrições com rastelo para remover a serapilheira do ciclo vigente, a cada quatro meses (Figura 3). No SMC BLF, o solo foi limpo apenas antes da instalação do sombrite.

Figura 2 - Sombrite instalado nos sistemas de manejo de colheita BA e BLF



Fonte: Próprio autor.

Figura 3 - Varrição e remoção da serapilheira no sistema de manejo de colheita BA



Fonte: Próprio autor.

### 8.3.4 Amostragem de solo e análises laboratoriais

As análises do solo foram realizadas em dezembro 2020 (período quente e chuvoso), 3 anos após o plantio do eucalipto. As amostras compostas foram coletadas (três amostras simples) nas camadas de 0,00-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60, 0,60-0,80 e 0,80-1,00 m com trado tipo rosca nas entrelinhas para avaliar as propriedades químicas. As propriedades microbiológicas e enzimáticas do solo foram realizadas nas mesmas amostras, apenas na camada superficial, 0,00-0,10m.

### 8.3.5 Amostragem de solo e análises laboratoriais

As análises do solo foram realizadas em dezembro 2020 (período quente e chuvoso), 3 anos após o plantio do eucalipto. As amostras compostas foram coletadas (três amostras simples) nas camadas de 0,00-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60, 0,60-0,80 e 0,80-1,00 m com trado tipo rosca nas entrelinhas para avaliar as propriedades químicas. As propriedades microbiológicas e enzimáticas do solo foram realizadas nas mesmas amostras, apenas na camada superficial, 0,00-0,10m.

A análise da fertilidade do solo foi realizada de acordo com Teixeira *et al.* (2017) para teores de cálcio (Ca), magnésio (Mg), alumínio (Al), fósforo (P) e potássio (K) disponíveis, matéria orgânica (MO); valores pH determinado em  $\text{CaCl}_2$  0,01 mol L<sup>-1</sup>; acidez potencial (H + Al) e calculados a percentagem de saturação por alumínio (m%) e por bases (V%).

A respiração basal do solo (RBS -  $\mu\text{g}^{-1}$  de C-CO<sub>2</sub> liberado por grama de solo dia<sup>-1</sup>), foi obtida pela incubação das amostras com captura de CO<sub>2</sub> liberado em NaOH (1 N), durante sete dias, utilizando metodologia proposta por Anderson e Domsch (1989), na camada de 0,00-0,10 m.

As análises do carbono da biomassa microbiana do solo (CBM -  $\mu\text{g}^{-1}$  C da biomassa microbiana por grama de solo) foram realizadas pelo método de fumigação-extração (VANCE; BROOKES; JENKINSON, 1987), utilizando o fator de correção para eficiência de extração (K<sub>ec</sub>) igual a 0,33.

O quociente metabólico ( $q\text{CO}_2$ ) foi obtido pela razão entre os valores RBS e CBM ( $\mu\text{g}^{-1}$  de CO<sub>2</sub>/  $\mu\text{g}^{-1}$  de CBM/ g<sup>-1</sup> solo), segundo (ANDERSON; INGRAM, 1993). O quociente microbiano ( $q\text{Mic}$ ) foi obtido pela relação entre o CBM e o carbono orgânico total do solo (CBM/COT) × 100, em porcentagem (SPARLING, 1992), tendo o COT sido determinado pelo método PMI - perda de massa por ignição (CARMO; SILVA, 2012).

As atividades de  $\beta$ -glucosidase (BGlu), fosfatase ácida (P-ase) e arilsulfatase

(Aril-S) foram avaliadas em duplicatas em seus valores de pH ideais, incluindo um controle, conforme descrito em Tabatabai (1994). Devido aos curtos períodos de incubação (1 hora), o tolueno foi removido dos ensaios.

A atividade da enzima  $\beta$ -glucosidase (BGlu) foi determinada utilizando como substrato na reação o *p*-nitrofenil- $\beta$ -D-glucopyranosídeo (PNG 0,05 M), enquanto que a arilsulfatase (Aril-S), no substrato *p*-nitrofenol sulfato (PNS) e a fosfatase ácida (P-ase) no substrato o *p*-nitrofenyl fosfato (PNF).

Para tanto, cada amostra de 1 g de solo foi incubada com o seu respectivo substrato á 37 °C por uma hora. Após esse período, procedeu-se a filtragem em papel filtro nº2 e as amostras analisadas por leitura de absorbância, no comprimento de onda de 410 nm. A atividade enzimática foi expressa em  $\mu\text{g } p\text{-nitrofenol h}^{-1} \text{ g}^{-1}$  solo seco (TFSA).

### 8.3.6 Volume médio anual de madeira

O volume médio de madeira do fuste com a casca (VM, em  $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), foi avaliado conforme Lima *et al.* (2010) adaptado para incremento total, assim o fator de conversão para ano não foi utilizado. Em cada parcela foram avaliadas as 64 árvores presentes na área útil. Os atributos da planta, perímetro à altura do peito - PAP (1,30 m) foi medido com fita métrica, em centímetros, e a altura da árvore – ALT, medida indireta, feita com clinômetro, em metros. Dessa forma, o volume médio de madeira (VM) foi calculado pela equação:

$$VM = 2,5440.10^{-4} * PAP^{-2} * ALT \quad (1)$$

em que VM é o volume médio de madeira ( $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ); PAP é o perímetro médio à altura do peito (cm); ALT, a altura média da árvore (m); e  $2,5440.10^{-4}$  a constante de ajuste dada pelo quociente  $[(1278*0,5*0,05)/(4\pi.104)]$ , sendo: (a) 1278 foi para transformar o volume de madeira por árvore em volume por hectare; (b)  $4\pi$ , para transformar raio em diâmetro; (c)  $10^{-4}$ , para transformar  $\text{cm}^2$  em  $\text{m}^2$ ; (d) 0,5, que é o fator de forma do *eucalyptus*.

### 8.3.7 Análise dos resultados

Na primeira parte da análise dos dados obtidos avaliou-se o comportamento de cada propriedade por meio de análise descritiva; verificou-se então a existência de *outliers* multivariados, ou valores discrepantes e estes foram substituídos pela média das

repetições. Após, os dados foram submetidos a análise de variância, sendo aplicado o teste F à 5% de probabilidade e as médias dos SMC foram comparadas pelo teste de Scott-Knott ( $P < 0,05$ ) para cada camada de solo.

Na segunda parte, foi realizada a análise de equações estruturais (AEE) com estimação pelos mínimos quadrados parciais (PLS), método este que é baseado no processo iterativo das análises e por isso não requer distribuição normal multivariada e é viável para amostras pequenas (menores que 100 casos) (BIDO; SILVA, 2019). As propriedades do solo foram selecionadas em cada camada e associadas a um fator latente (variável não observada em campo) de segunda ordem, FERT, obtido pelo método *two-step* (scores resultado da PCA) (BRAHIN *et al.*, 2011; SANCHEZ, 2013) para verificar a influência dos SMC sobre as propriedades do solo e a produção de madeira.

As relações foram medidas pelos parâmetros do modelo que caracterizam o tamanho do efeito das variáveis independentes sobre dependentes (MARÔCO, 2010). Os parâmetros foram estimados pelo método dos mínimos quadrados parciais (PLS) com o software SmartPLS®. Para fins de ajuste, variáveis que apresentaram comportamento negativo/inverso como H + Al, Al, m%, MO,  $qCO_2$ , foram usados nos modelos como itens reversos (SANCHEZ, 2013).

A validade convergente, no nível dos indicadores selecionou as variáveis com carga  $> 0,7$  e no nível das variáveis latentes (VL) a AVE  $> 0,5$  (HENSELER; RINGLE; SINKOVICS, 2009). A validade discriminante, no nível das VLs as raízes quadradas das AVEs devem ser maiores que as correlações dos constructos, enquanto no nível dos indicadores, as cargas fatoriais devem ser maiores que as cargas cruzadas (cargas na horizontal e vertical) (FORNELL; LARCKER, 1981).

As relações foram testadas para a significância por “*Bootstrapping*” (técnica de reamostragem) para obter os valores-P das correlações entre as VL e das cargas fatoriais. A importância relativa dos preditores de acordo com o tamanho do efeito foram:  $f^2 = 0,02$  = pequeno;  $f^2 = 0,15$  = médio;  $f^2 = 0,35$  = grande e a variância explicada das variáveis endógenas:  $r^2 = 2\%$  = pequeno;  $r^2 = 13\%$  = médio;  $r^2 = 26\%$  = grande (COHEN, 1988; HAIR *et al.* 2014).

## 8.4 RESULTADOS

### 8.4.1 Propriedades do solo e produção de madeira

Os SMC promoveram mudanças significativas na camada de 0,00-0,10 m (Tabela 1) para P, Ca, Mg, H+Al, Al, SB, CTC, V% e m%, enquanto que MO, pH, K e S não

diferiram entre os SMC. O CTL apresentou os maiores valores para Ca, Mg, SB, CTC e V% e menores para m% e Al, este último similar a BL (Tabela 2).

O teor de P nesta camada foi maior no BL, e não diferiu entre os outros SMC. Os valores de H+Al foram superiores no BLF, com redução média de 30% no BA e TL, e 43% CTL e BL. O menor teor de Al no SMC CTL ( $0,07 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ), foi semelhante ao SMC BL ( $0,44 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ), entretanto, nos SMC BA e TL apresentou valores em torno de  $2,5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , e o SMC BLF apresentou Al =  $4,48 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ .

Na camada de 0,10-0,20 m, os SMC influenciaram a MO, pH, K, Ca, H+Al, Al, SB, CTC, V% e m%. Como em superfície, Ca, SB, V% tiveram os maiores valores onde todos os resíduos foram mantidos, SMC CTL, e os menores pra Al e m%. Nesta camada, os teores de MO foram superiores em BA, em relação aos demais SMC (em média 35%), coincidente com menor pH, mas similar para BLF. Os maiores teores de H + Al ocorreram em BA e BLF, e os menores em CTL, BA e que não diferem entre si.

Tabela 1 - Valores de F para as propriedades químicas, nas camadas de 0,00-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60, 0,60-0,80 e 0,80-1,00 m, sob os sistemas de manejo da colheita (SMC) do eucalipto

Variáveis		0,00-0,10	0,10-0,20	0,20-0,40	0,40-0,60	0,60-0,80	0,80-1,00
		m					
P	$\text{mg dm}^{-3}$	4,03 *	0,99 ns	6,98 **	22,9 **	11,48 **	3,97 *
MO	$\text{g dm}^{-3}$	2,61 ns	4,92 **	5,60 **	15,5 **	17,80 **	16,63 **
pH	$\text{CaCl}_2$	2,74 ns	4,51 *	0,77 ns	0,75 ns	0,49 ns	1,24 ns
K		2,06 ns	3,69 *	2,20 ns	1,60 ns	1,87 ns	6,48 **
Ca		83,62 **	11,1 **	1,88 ns	1,23 ns	0,73 ns	1,82 ns
Mg	$\text{mmol}_c$	40,57 **	2,74 ns	4,45 *	3,68 *	1,41 ns	4,03 *
H + Al	$\text{dm}^{-3}$	29,51 **	6,58 **	0,35 ns	1,57 ns	0,07 ns	1,02 ns
Al		28,03 **	11,1 **	1,20 ns	1,05 ns	0,98 ns	1,45 ns
SB		81,53 **	13,8 **	2,77 ns	1,55 ns	1,17 ns	2,54 ns
S	$\text{mg dm}^{-3}$	1,01 ns	0,35 ns	1,27 ns	2,37 ns	2,12 ns	3,24 *
CTC	$\frac{\text{mmol}_c}{\text{dm}^{-3}}$	28,00 **	4,41 *	0,72 ns	0,91 ns	0,19 ns	0,25 ns
V	%	114,35 **	12,1 **	5,05 **	3,20 *	0,75 ns	3,77 *
m		121,67 **	24,3 **	6,89 **	1,16 ns	0,86 ns	3,44 *

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha, não diferem estatisticamente entre si pelo teste Scott-Knott  $p \geq 0,05$ . ns = não significativo; \*\* e \* significativo a 1 e 5 % respectivamente.

Fonte: Próprio autor.

Apenas os teores de P e MO apresentaram diferenças em função dos SMC na camada 0,60-0,80 m (Tabela 3), onde o P foi superior para CTL, TL e BL, enquanto ocorreu redução de 37% para BA e 50% para BLF.

A MO (Tabela 3) desta camada (0,60-0,80 m) permanece superior no BA, como nas demais camadas, mas com diferenças entre os tratamentos na seguinte ordem BA > BLF > TL > BL = CTL, respectivamente  $17,03 > 13,64 > 11,25 > 8,17 = 7,57 \text{ g dm}^{-3}$ .

Na última camada avaliada, 0,80-1,00 m, os SMC promoveram diferenças para P, MO, K, Mg, S, V% e m%, com destaque para CTL e BL com maior V% e Mg e menor m% (Tabela 3). O P tem maior teor nos SMC BL e TL (10,47 e 12,70  $\text{mg dm}^{-3}$ ) enquanto os outros SMC são menores, entretanto iguais estatisticamente. O maior teor de MO nesta camada ocorreu para BA, assim como para o K, todavia a MO apresenta valor intermediário para BLF e redução acentuada para CTL, BL e TL, não observada para o K.

Os SMC promoveram mudanças nas atividades microbiológicas e enzimáticas do solo, exceto para a enzima aril-sulfatase (Tabela 4). A RBS apresentou maior liberação de C-CO<sub>2</sub> para BA e BLF e menores valores para CTL e TL, com redução média de 40% enquanto BL mostrou valor intermediário. O SMC BLF proporcionou o maior CBM, enquanto que CTL e TL foram menores a este SMC (redução de 40%) e o menor valor foi verificado para BA e BL (redução de 75%). Este comportamento se repetiu no  $q_{\text{Mic}}$ , ou seja, maior índice encontrado para BLF, índice intermediário para os SMC CTL e TL (com resíduo) e os menores para BA e BL, SMC com remoção total dos resíduos de colheita. O  $q_{\text{CO}_2}$  foi menor nos SMC CTL e TL (resultado desejado), com índice intermediário para BL e maiores para BA e BLF.

A maior atividade da enzima B-Glu ocorreu para BA e BLF, com redução de 18% no CTL, 14% no BL e 26% no TL. A P-ase apresentou diferença apenas para o SMC TL, com redução em torno de 34% na atividade desta enzima em relação aos demais SMC.

A produção de madeira em casca após 3 anos mostrou resultado significativo aos SMC, onde CTL, BL e TL apresentaram os maiores valores (iguais entre si) e redução de 17% no BA e 21% no BLF.

Tabela 2 - Valores de F e médias para as propriedades químicas do solo nas camadas de 0,00-0,10 m, 0,10-0,20 m e 0,20-0,40 m sob os sistemas de manejo dos resíduos da colheita (SMC)

	P mg dm <sup>-3</sup>	MO g dm <sup>-3</sup>	pH CaCl <sub>2</sub>	K	Ca	Mg	H + Al	Al	SB	S mg dm <sup>-3</sup>	CTC mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	V %	m
SMC <sup>1</sup>	0,00-0,10 m												
CTL	7,55 b	9,25	5,03	0,42	23,57 a	11,53 a	15,10 c	0,07 c	35,50 a	12,87	50,56 a	69,81 a	0,48 d
BA	7,92 b	15,04	4,85	0,44	7,32 b	2,22 b	20,80 b	2,47 b	10,50 b	13,75	30,87 b	32,50 c	21,66 c
BL	10,73 a	10,60	5,00	0,40	8,00 b	3,95 b	17,70 c	0,44 c	11,60 b	11,66	29,65 b	38,66 b	5,00 d
TL	6,47 b	14,13	4,80	0,36	5,05 c	1,95 b	19,30 b	2,77 b	7,38 c	13,59	25,82 b	27,25 d	32,18 b
BLF	6,99 b	14,21	4,40	0,37	5,22 c	1,75 b	28,57 a	4,48 a	7,36 c	12,53	35,00 b	21,00 e	40,56 a
CV (%)	21	25	6	10	17	30	9	33	18	13	11	9	16
	0,10-0,20 m												
CTL	7,30	11,2 b	4,90 a	0,35 b	8,22 a	2,69	20,40 b	0,95 d	11,26 a	13,15	32,37 a	36,06 a	7,18 d
BA	6,26	15,48 a	4,48 b	0,47 a	5,15 b	2,28	22,63 a	3,91 b	7,34 b	13,75	30,54 a	24,50 c	41,62 a
BL	8,73	8,20 b	4,75 a	0,42 a	5,41 b	2,70	18,93 b	2,80 c	8,16 b	12,40	28,21 b	29,87 b	21,11 c
TL	8,38	10,70 b	4,85 a	0,37 b	5,17 b	1,95	18,70 b	3,26 c	7,52 b	13,14	25,91 b	26,12 c	31,66 b
BLF	7,10	10,97 b	4,22 b	0,37 b	4,70 b	1,63	24,68 a	5,64 a	6,70 b	12,77	31,39 a	21,25 c	45,75 a
CV (%)	26	21	6	13	15	25	9	31	12	13	8	12	22
	0,20-0,40 m												
CTL	9,88 b	8,97 b	4,50	0,39	5,41	2,15 a	19,95	4,32	8,00	14,29	29,39	31,00 a	30,66 b
BA	10,39 b	16,43 a	4,28	0,47	4,10	1,95 a	21,56	5,69	6,53	14,06	28,07	22,25 b	48,50 a
BL	8,20 b	8,35 b	4,35	0,40	4,98	2,27 a	20,42	4,95	7,65	11,87	28,07	27,75 a	39,00 a
TL	19,28 a	11,00 b	4,30	0,38	4,35	1,55 b	20,67	5,59	6,30	14,37	26,99	22,50 b	43,18 a
BLF	5,45 b	11,18 b	4,18	0,37	4,63	1,37 b	19,70	5,25	6,38	13,13	26,08	24,50 b	45,00 a
CV (%)	37	24	6	13	16	20	12	20	14	14	11	13	13

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha, não diferem estatisticamente entre si pelo teste Scott-Knott  $p \geq 0,05$ . <sup>ns</sup> = não significativo; <sup>\*\*</sup> e <sup>\*</sup> significativo a 1 e 5 % respectivamente. <sup>1</sup>CTL= Manutenção de 100% dos resíduos; BA= Retirada de 100% dos resíduos, sombrite e sem adubação de cobertura; BL= Retirada de 100% dos resíduos com entrada de serapilheira TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos; BLF= Retirada de 100% dos resíduos, sombrite, com adubação de cobertura. Fonte: Próprio autor.

Tabela 3 - Valores de F e médias para as propriedades químicas do solo nas camadas de 0,40–0,60 m, 0,60–0,80 m e 0,80–1,00 m sob os sistemas de manejo dos resíduos da colheita (SMC)

	<b>P</b>	<b>MO</b>	<b>pH</b>	<b>K</b>	<b>Ca</b>	<b>Mg</b>	<b>H + Al</b>	<b>Al</b>	<b>SB</b>	<b>S</b>	<b>CTC</b>	<b>V</b>	<b>m</b>
	mg dm <sup>-3</sup>	g dm <sup>-3</sup>	CaCl <sub>2</sub>		-----mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----					mg dm <sup>-3</sup>	mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>		%
SMC <sup>1</sup>	0,40-0,60 m												
CTL	12,88 c	11,13 b	4,25	0,38	5,28	2,47 a	18,66	5,00	8,13	15,20	26,79	30,00 a	38,50
BA	11,32 c	18,83 a	4,15	0,44	4,35	2,00 a	21,12	5,53	6,82	15,46	27,94	24,50 b	44,00
BL	18,93 b	8,32 b	4,43	0,44	4,60	2,00 a	17,84	5,15	7,04	12,90	24,88	28,25 a	42,00
TL	27,12 a	8,50 b	4,33	0,43	4,55	1,55 b	19,14	4,47	6,55	15,48	25,69	25,50 b	42,94
BLF	6,55 d	11,02 b	4,15	0,35	4,80	1,57 b	18,40	4,88	6,74	13,67	25,14	26,75 b	42,00
CV (%)	22	19	6	16	13	21	11	15	14	11	10	9	9
	0,60-0,80 m												
CTL	10,35 a	7,57 d	4,10	0,40	4,68	2,03	16,78	4,78	7,10	15,09	23,87	29,75	40,25
BA	7,50 b	17,03 a	4,23	0,45	4,40	2,10	16,93	5,10	6,95	17,51	23,88	29,25	42,50
BL	9,67 a	8,17 d	4,28	0,44	4,58	2,13	16,41	5,54	7,16	14,69	24,41	29,75	41,63
TL	11,61 a	11,25 c	4,30	0,38	4,10	1,65	16,97	5,01	6,15	17,41	23,12	26,50	43,88
BLF	5,15 c	13,64 b	4,20	0,35	4,48	1,58	17,01	4,66	6,41	13,93	23,42	27,50	42,25
CV (%)	17	16	5	15	12	23	11	14	12	14	9	12	7
	0,80-1,00 m												
CTL	6,80 b	10,00 c	4,13	0,35 b	5,10	2,35 a	14,94	4,51	7,81	16,48 a	22,74	34,00 a	36,75 b
BA	7,71 b	18,98 a	4,20	0,45 a	4,15	1,72 b	15,07	5,27	6,34	15,42 a	23,83	27,87 b	45,00 a
BL	10,47 a	8,92 c	4,35	0,39 b	4,63	2,20 a	14,88	4,56	7,22	13,24 a	22,11	32,50 a	38,75 b
TL	12,70 a	11,10 c	4,25	0,35 b	4,83	1,75 b	15,82	4,86	6,94	18,45 a	22,76	30,50 b	41,50 a
BLF	4,98 b	14,44 b	4,53	0,36 b	4,70	1,45 b	15,82	4,49	6,53	13,39 a	22,35	29,25 b	40,75 a
CV (%)	36	16	6	9	11	19	6	12	11	16	12	8	8

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha, não diferem estatisticamente entre si pelo teste Scott-Knott  $p \geq 0,05$ . <sup>ns</sup> = não significativo; <sup>\*\*</sup> e <sup>\*</sup> significativo a 1 e 5 % respectivamente. <sup>1</sup>CTL= Manutenção de 100% dos resíduos; BA= Retirada de 100% dos resíduos, sombrite sem adubação de cobertura; BL= Retirada de 100% dos resíduos com entrada de serapilheira TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos; BLF= Retirada de 100% dos resíduos, sombrite, com adubação de cobertura. Fonte: Próprio autor.

Tabela 4 - Valores de F e médias para propriedades do solo, em relação aos sistemas de manejo da colheita (SMC)

SMC <sup>1</sup>	RBS	CBM	<i>q</i> Mic	<i>q</i> CO <sub>2</sub>	BGlu	P-ase	Aril-S	Produção
	μg CO <sub>2</sub> g solo <sup>-1</sup> dia	mg CBM <sup>-1</sup> g solo <sup>-1</sup>	%	μg C-CO <sub>2</sub> μg CBM <sup>-1</sup> dia		mg PNP g <sup>-1</sup> solo h <sup>-1</sup>		m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>
CTL	12,51 c	0,38 b	3,85 b	0,05 c	19,90 b	133,73 a	13,33	96,61 a
BA	22,37 a	0,18 c	2,45 c	0,17 a	25,34 a	145,63 a	10,07	80,05 b
BL	15,50 b	0,15 c	1,99 c	0,11 b	21,03 b	125,09 a	11,97	97,50 a
TL	10,12 c	0,32 b	3,37 b	0,03 c	17,89 b	90,56 b	12,94	96,04 a
BLF	19,30 a	0,68 a	5,00 a	0,16 a	23,26 a	145,00 a	12,42	76,47 b
CV (%)	16	26	15	33	13	10	18	24
F	15,9 **	22,3 **	23,8 **	12,9 **	4,35 *	11,5 **	1,38 <sup>ns</sup>	26,1 **

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha, não diferem estatisticamente entre si pelo teste Scott-Knott  $p \geq 0,05$ . <sup>ns</sup> = não significativo; \*\* e \* significativo a 1 e 5 % respectivamente. RBS = respiração basal do solo, CBM= carbono da biomassa microbiana, *q*Mic= quociente microbiana, *q*CO<sub>2</sub>= quociente metabólico; BGlu = β-glucosidase; P-ase = Fosfatase; Aril-S = Arilsulfatase. <sup>1</sup>CTL= Manutenção de 100% dos resíduos; BA= Retirada de 100% dos resíduos e sombrite; BL= Retirada de 100% dos resíduos com entrada de serapilheira TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos; BLF= Retirada de 100% dos resíduos, sombrite, sem adubação de cobertura.

Fonte: Próprio autor.

#### 8.4.2 Análise de equações estruturais

O modelo estrutural PLS-SEM (Figura 4 - Tabela 5 e 6) foi formado por três fatores latentes (fSMC, fFERT e fPROD), sendo uma variável latente exógena como controle, fSMC, representando os SMC; uma variável latente de segunda ordem (*two-step*), fFERT, a fertilidade do solo avaliada nas seis camadas até 1 m de profundidade (F1, F2, F3, F4, F5, F6); uma variável latente endógena (resposta), fPROD, a produção de madeira aos 3 anos.

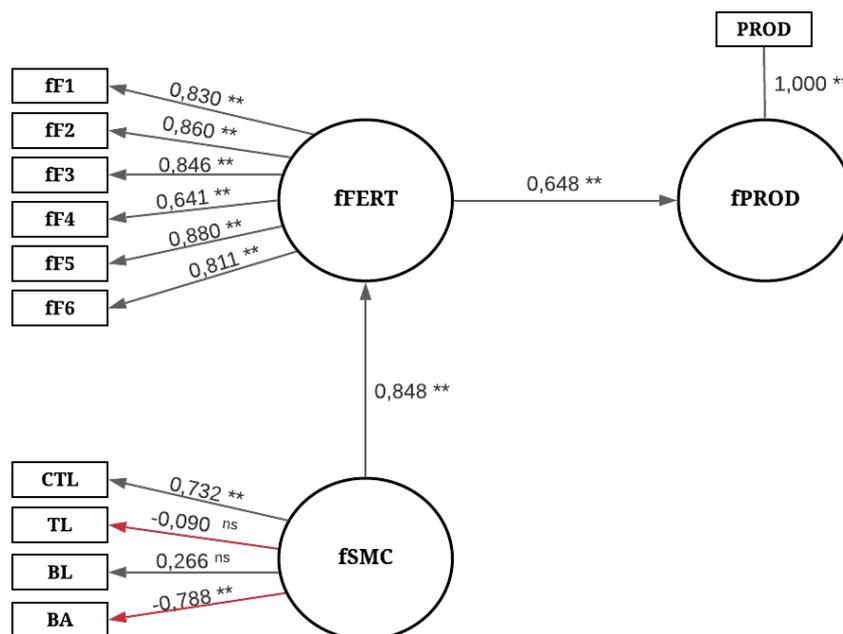
Os fatores latentes do modelo de mensuração (Tabela 6) foram: fSMC = CTL+TL+BL+BL, sendo BLF considerado referência (variável Dummy); fFERT = F1+F2+F3+F4+F5+F6, fertilidade nas camadas 0,00-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60, 0,60-0,80 e 0,80-1,00 m, respectivamente; e fPROD = Produção aos 3 anos.

As variáveis do construto fFERT foram compostas por: F1 = SB + V% + m% + *q*CO<sub>2</sub>; F2 = pH + m% + (H + Al); F3 = Mg + SB + m% + MO; F4 = V% + (H + Al) + Al + m%; F5 = P + MO; F6 = Ca + V + MO.

As relações entre os fatores latentes (Tabela 5) demonstraram ser adequados por meio dos índices de qualidade ajuste (validade convergente, discriminante e confiabilidade) para fFERT e fPROD, porém o construto fSMC não teve o mesmo resultado. A matriz mostrou valor inferior à 0,7 para fSMC (0,556) e maior valor no construto fFERT (0,848), indicando falta de validade convergente e discriminante, respectivamente. Esta tendência, menores cargas no

próprio construto do que em relação a todos os outros retrata o fato de não ter ajuste adequado para validade convergente (0,309) e confiabilidade composta (0,04) (Tabela 5).

Figura 4 - Diagrama de caminhos do modelo de equações estruturais (SEM) com os coeficientes estruturais e cargas fatoriais, para os sistemas de manejo de colheita, fertilidade do solo e produção de madeira de eucalipto pós plantio



PLS-SEM = modelo de análise de equações estrutural com parâmetros estimados via método mínimos quadrados parciais. <sup>1</sup>Variáveis latentes: fSMC = fator Sistemas de manejo de resíduos de colheita; fFERT = fator fertilidade; fPROD = fator produção. <sup>1</sup>Variáveis observadas: CTL= Manutenção de 100% dos resíduos; BA= Retirada de 100% dos resíduos e sombrite; BL= Retirada de 100% dos resíduos com entrada de serapilheira; TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos; <sup>1</sup>F1, F2, F3, F4, F5 e F6, fertilidade nas camadas 0,00-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60, 0,60-0,80 e 0,80-1,00 m, respectivamente; PROD = produção aos 3 anos.

Fonte: Próprio autor.

Contudo, as VL são conceitos de nível organizacional, medidos por indivíduos da mesma organização (BIDO; SILVA, 2019), assim, a ocorrência de altas correlações é recorrente entre as VL para variáveis preditivas (MENEZES; GUIMARÃES; BIDO, 2011), e ajuda a explicar os valores para a relação SMC com a fertilidade (fFERT) do solo, já que o construto fFERT foi composto por variáveis de cada SMC.

As variáveis que compõe os SMC no *crossloading* (Tabela 6) mostram que BL e TL não foram significativos na formação desse construto e esses apresentam maior carga fatorial no fPROD, e justifica a ausência de validade do construto SMC. Por outro lado, CTL e BA

foram significativos e com alta carga fatorial, positiva e negativa, respectivamente, elucidando desta forma os resultados promovidos por esses SMC na fertilidade do solo nas camadas.

Tabela 5 - Matriz de correlações entre as variáveis latentes, validade convergente, validade discriminante (nível latente) e confiabilidade composta

Variáveis latentes <sup>1</sup>	fFERT	fPROD	fSMC
fFERT	<b>0,816</b>		
fPROD	0,648	<b>1</b>	
fSMC	0,848	0,514	<b>0,556</b>
<b>PLS<sup>2</sup></b>			
Confiabilidade composta	0,922	1,000	0,004
AVE	0,665	1,000	0,309

\* Valores na diagonal são a raiz quadrada da AVE. <sup>1</sup>Variáveis latentes: fSMC = fator Sistemas de manejo de resíduos de colheita; fFERT = fator fertilidade; fPROD = fator produção. <sup>2</sup>PLS = modelo de análise de equações estrutural com parâmetros estimados via método mínimos quadrados parciais; AVE = variâncias médias extraídas. Fonte: Próprio autor.

Tabela 6 - Matriz de cargas fatoriais (*crossloadings*)

Variáveis observadas <sup>1</sup>	fSMC	fFERT	fPROD	CE <sup>2</sup>
CTL	<b>0,732 **</b>	0,683	0,285	1,60
BA	<b>-0,788 **</b>	-0,536	-0,378	1,60
BL	<b>0,266 ns</b>	0,309	0,364	1,60
TL	<b>-0,090 ns</b>	0,024	0,222	1,60
F1	0,760	<b>0,833 **</b>	0,459	2,91
F2	0,599	<b>0,860 **</b>	0,694	4,21
F3	0,793	<b>0,846 **</b>	0,497	3,00
F4	0,584	<b>0,671 **</b>	0,440	1,76
F5	0,741	<b>0,880 **</b>	0,701	4,55
F6	0,723	<b>0,881 **</b>	0,321	2,81
PROD	0,514	0,648	<b>1,000 **</b>	1,60

PLS-SEM = modelo de análise de equações estrutural com parâmetros estimados via método mínimos quadrados parciais; \*\* e ns, correlações significantes a 1% e não significativo, respectivamente. <sup>1</sup>Variáveis observadas: CTL= Manutenção de 100% dos resíduos; BA= Retirada de 100% dos resíduos e sombrite; BA= Retirada de 100% dos resíduos com entrada de serapilheira; TL- Retirada da casca e manutenção dos demais resíduos; <sup>1</sup>F1, F2, F3, F4, F5 e F6, fertilidade nas camadas 0,00-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60, 0,60-0,80 e 0,80-1,00 m, respectivamente; PROD = produção aos 3 anos; <sup>2</sup>CE = Colinearidade estatística.

Fonte: Próprio autor.

Os resultados obtidos indicam a confiabilidade do modelo interno (Tabela 7) com coeficiente estrutural > 0,6 e valor-*P* significativo ( $P < 1\%$ ). O tamanho do efeito ( $f^2$ ) foi classificado como grande (2,568) para a relação fSMC > fFERT, onde  $r^2 = 0,708$  mostra que as variáveis endógenas explicam a variância (COHEN, 1988), ainda que dois dos SMC não tenham apresentado diferenças significativas.

Para a relação fFERT -> fPROD o efeito foi menor (0,723), classificado como grande, e menor variância explicada ( $r^2 = 0,394$ ) comparado a relação anterior, sendo que aproximadamente 40% da produção foi explicada pela fertilidade nas camadas do solo. O efeito indireto apresentado foi significativo ( $P < 1\%$ ) com coeficiente estrutural 0,550, entretanto, cabe ressaltar que este não foi usado para o modelo.

Tabela 7 - Resultados do modelo estrutural

Relação estrutural	f <sup>2</sup>	Coefficiente estrutural	Erro P.	Valor-t	Valor-p	r <sup>2</sup>
Efeito direto						
fSMC -> fFERT	2,568	0,848	0,179	5,236	0,000	0,708
fFERT -> fPROD	0,723	0,648	0,179	4,739	0,000	0,394
Efeito indireto						
fSMC -> fPROD	-	0,550	0,155	3,547	0,000	-

<sup>1</sup>Variáveis latentes: fSMC = fator Sistemas de manejo de resíduos de colheita; fFERT = fator fertilidade; fPROD = fator produção. <sup>2</sup>PLS = modelo de análise de equações estrutural com parâmetros estimados via método mínimos quadrados parciais.

Fonte: Próprio autor.

## 8.5 DISCUSSÃO

### 8.5.1 Propriedades do solo

Os SMC alteraram as propriedades químicas relacionadas às bases trocáveis do solo, tendo o solo no SMC CTL os maiores teores Ca e V% nas camadas de 0,00-0,10 e 0,10-0,20m e a menor saturação por alumínio, como esperado para SMC que aumentam a entrada de material orgânico como é o caso dos resíduos de colheita. Os maiores teores de Ca em superfície para o SMC CTL podem estar relacionados à maior concentração deste na casca do eucalipto (FERREIRA *et al.*, 2016; RESQUIN *et al.*, 2020).

Por outro lado, os teores de Al e m% são maiores no solo sob SMC BLF e BA nas mesmas camadas, coincidente com a maior H + Al e redução no pH na camada de 0,10 - 0,20 m, o que sugere que nestes SMC na camada de 0,00-0,20 m, haviam sítios de troca para retenção de cátions, porém não haviam bases disponíveis para ocupa-las. Esses SMC tiveram os resíduos removidos, foram limpos, o sombrite foi instalado, para evitar a entrada de material vegetal, e os resultados sugerem que este tipo de manejo (remoção de resíduos de colheita e ciclo atual) favorece a acidificação de solos arenosos.

Nesta mesma linha de pesquisa, Ferreira *et al.* (2016), estudando a decomposição de resíduos de colheita de eucalipto em 11 sítios no Brasil, constataram que o Ca apresentou valor 6 vezes maior na presença de casca e teve meia-vida de 2,92 anos, enquanto que o P apresentou

meia-vida de 1 ano, sugerindo que a remoção da casca dos resíduos de colheita da superfície do solo aumentou a imobilização e tempo de meia vida dos nutrientes.

Os maiores teores de P observados no BL em superfície e nos SMC TL e BL abaixo de 0,20 m apontam condição de imobilização e decomposição lenta do P, como reportado por Viera, Schumacher e Araújo (2014) em serapilheira foliar de eucalipto, tendo o P se tornado disponível a partir do segundo ano, ratificando a tendência já observada para o P mas neste estudo aos 3 anos. Assim, supõe-se que o resíduo do TL está funcionando como o sombrite para reter os nutrientes da serapilheira atual, de modo que parte desses ficam retidos na fitomassa do resíduo (ROCHA *et al.*, 2016).

Após 3 anos do plantio, o maior teor de MO foi encontrado para o SMC BA em todas as camadas do solo, exceto de 0,00-0,10 m sem diferença estatística ( $P > 5\%$ ). O maior teor de MO para SMC BA (sem fitomassa residual e deposição atual) não é recorrente na literatura, tendo sido observado reduções de MO quando os resíduos são removidos (ROCHA *et al.*, 2016; MOMOLLI; SCHUMACHER, 2019).

Cabe lembrar que parte dos resíduos orgânicos retornam a atmosfera na forma de CO<sub>2</sub> devido a respiração microbiana e outra parte é transformada biologicamente em matéria orgânica estável (SIX *et al.*, 2006). Em outras palavras, os resultados de MO no BA sugerem que este SMC tem MO de baixa massa molecular/facilmente disponível devido a reduzida entrada, enquanto os SMC que mantem os resíduos e entrada de fitomassa tem esta MO retida com maior força, como observado por Sena *et al.* (2021) em solo arenoso, quando o SMC CTL apresentou maior teor de COT nos agregados comparado aos SMC com remoção total ou parcial dos resíduos.

As diferenças nas atividades microbiológicas e enzimáticas elucidam a interferência dos SMC sobre os processos que ocorrem no solo, como a ciclagem de nutrientes, de suma importância em plantios florestais (KRISHNA; MOHAN, 2017; ROCHA *et al.*, 2018). O CTL e o TL, manutenção total e parcial dos resíduos respectivamente, proporcionaram menores RBS, CBM intermediária e menor  $qCO_2$ , mostrando que nestes SMC os microrganismos foram mais eficientes na conversão dos materiais de origem orgânica com menor liberação de CO<sub>2</sub> para a atmosfera (ANDERSON; DOMSCH, 1993).

O SMC BL, com entrada de serapilheira atual, apresentou desempenho inferior a CTL tendo valores intermediários para propriedades microbiológicas quando comparado aos SMC que além de remover os resíduos, impedem a entrada de serapilheira atual.

Em contrapartida, a remoção total dos resíduos e da entrada de serapilheira atual (BA e BFL) proporcionaram os maiores valores para RBS,  $qCO_2$  e BGlu, indicando baixa eficiência

dos microrganismos e degradação dos compostos de carbono e glicosídeos de baixa massa molecular, apresentado no  $q\text{Mic}$  onde a proporção de carbono de origem microbiológica é superior ao carbono total, comparado aos outros SMC. Altos valores de RBS e  $q\text{CO}_2$  sugerem condições limitantes e estresse ambiental, refletidos na renovação constante e aumentos no CBM (MELLONI; MELLONI; VIEIRA, 2013; VINHAL-FREITAS *et al.*, 2019), e como consequência, imobilização de parte dos nutrientes por essa biota (ROCHA *et al.*, 2016).

A atividade da P-ase apresentou redução apenas para TL, que comparado aos outros SMC não explica esse resultado, restando para esta a questão da imobilização do P nos resíduos.

Em conjunto, maior quantidade de fitomassa residual de colheita, entrada de serapilheira atual, menor acidez do solo e maior eficiência microbiológica são retratados em maior produção de madeira (em média 23%), contemplado para CTL, BL e TL. A produtividade de madeira foi reduzida em 15% durante a segunda rotação após a remoção de resíduos, mesmo com altas taxas de aplicação de fertilizante (ROCHA *et al.*, 2018). A produção (volume) individual de eucalipto aos 12 meses foi reduzida em 62,5% após a retirada dos resíduos da colheita, quando comparado à manutenção dos mesmos, em solo arenoso no Rio Grande do Sul (SÃO JOSÉ *et al.*, 2020).

Também Barros *et al.* (2021) avaliando práticas de manejo de nutrientes com fertilização reduzida e manejo dos resíduos da colheita florestal em plantações de eucalipto em solos arenosos no leste de Mato Grosso do Sul verificaram aquisição semelhante de macro e micronutrientes pelas plantas, quando comparado com tratamentos que receberam alta fertilização, sem diferenças significativas na produção de madeira.

#### 8.5.2 Ajustes AEE modelos PLS

O modelo de equações estruturais em estudo fortalece as hipóteses sobre o efeito dos SMC sobre as propriedades do solo e estes na produção de madeira de eucalipto, sendo os SMC BL e TL não significativos no construto, os mesmos que apresentam ausência ou respostas tênues aos SMC. O modelo interno/estrutural apresentou confiabilidade adequada, tendo a relação  $f\text{SMC} \rightarrow f\text{FERT}$  explicado 71% ( $r^2 = 0,708$ ) da variância e a relação  $f\text{FERT} \rightarrow f\text{PROD}$  aproximadamente 40% ( $r^2 = 0,394$ ) da produção de madeira.

A relação negativa para o SMC BA ressalta os efeitos negativos da remoção de resíduos da colheita e entrada de serapilheira, como para SMC BLF utilizado como referência. Assim como observado para as propriedades químicas na análise estatística convencional, a regressão para o modelo de equações estruturais teve bons ajustes com propriedades ligadas as bases e acidez do solo. No entanto, entre as propriedades microbiológicas e enzimáticas apenas  $q\text{CO}_2$

apresentou ajuste adequado, sugerindo o uso deste índice para identificar alterações promovidas por sistemas de manejo de colheita de eucalipto.

Carvalho (2019) utilizou análise de equações estruturais para avaliar o uso da terra e obteve resultados similares onde a RBS é menor na mata nativa (condição mais preservada), as bases do solo apresentaram significância positiva e indicadores adequados (teores de Ca, Mg e P), e estoque de carbono no sistema agroflorestal semelhante a área de mata nativa.

Em termos de fertilidade de solo após 3 anos da implantação, os SMC, BA, TL e BLF se assemelham, mostrando os efeitos negativos devido a remoção dos resíduos, da casca e da serapilheira atual. Sob ponto de vista da sustentabilidade dos povoamentos florestais, é desejável que apenas o componente madeira seja removido para minimizar a exportação de nutrientes, permitindo assim sua ciclagem no solo e o aumento nos teores de matéria orgânica.

O estudo em questão apresenta fortes indícios que o SMC CTL propicia a melhor condição de solo por meio das propriedades químicas, microbiológicas e enzimáticas, ainda assim, recomenda-se pesquisas adicionais para esclarecer como os SMC estariam relacionados com as propriedades químicas, microbiológicas e enzimáticas desde a colheita de um ciclo de cultivo até a colheita do eucalipto do próximo ciclo.

## 8.6 CONCLUSÕES

Os sistemas de manejo de resíduos de colheita promoveram mudanças nas propriedades químicas, microbiológicas e enzimáticas do solo, sendo estas benéficas onde os resíduos de colheita foram mantidos e a entrada de serapilheira permitida.

A camada de 0,00-0,20 é a mais influenciada para as propriedades químicas em função dos sistemas de manejo da colheita do eucalipto.

A manutenção de fitomassa residual total de colheita beneficia a fertilidade do solo, aumenta as bases do solo (Ca e V%), reduz a acidez (Al e m%) e melhora a atividade microbiológica (RBS e  $qCO_2$ ).

A remoção parcial e total da fitomassa residual de colheita não deve ser realizada pois reduz a disponibilidade dos nutrientes do solo e atividade da enzima fosfatase.

A atividade enzimática da B-Glucosidase aumentou com o impedimento da entrada de serapilheira do ciclo atual do eucalipto.

A fitomassa residual e serapilheira atual são responsáveis por maior produção de madeira de eucalipto aos 3 anos pós plantio.

O modelo de equações estruturais apresentou ajuste adequado para compreender a relação entre sistema de manejo de resíduo de colheita, fertilidade do solo até 1m e produção de madeira aos

3 anos, de forma simultânea. Entretanto, os sistemas de manejo de resíduo de colheita *bare litter* e *tree-length* não tiveram ajuste adequado para explicar as relações do modelo.

## 8.7 REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, p. 711-728, 2013.

ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient of CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental condition, such as pH, on the microbial of forest soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 25, p. 393–395, 1993.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 21, n. 4, p. 471-479, 1989.

BARBOSA, V. *et al.* Biomassa, Carbono e Nitrogênio na Serapilheira Acumulada de Florestas Plantadas e Nativa. **Floresta e Ambiente**, Santa Maria, v.24, 2017.

BARROS, I. B. *et al.* Integrating forest residue and mineral fertilization: effects on nutrient acquisition, nutrient use efficiency and growth of eucalypt plants. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 496, p. 119461, 2021.

BIDO, D. S.; SILVA, D. SmartPLS 3: especificação, estimação, avaliação e relato. **Administração: Ensino e Pesquisa**, v. 20, n. 2, p. 488-536, 2019.

BRAHIM, N. *et al.* Application of structural equation modeling for assessing relationships between organic carbon and soil properties in semiarid Mediterranean region. **International Journal of Environmental Science and Technology**, Tehran, v. 8, p. 305-320, 2011.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 1211-1220, 2012.

COHEN, J. **Statistical power analysis for the behavioral sciences**. 2. ed. New York: Psychology Press, 1988.

FERREIRA G. W. D. *et al.* Nutrient release from decomposing Eucalyptus harvest residues following simulated management practices in multiple sites in Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 370, p. 1-11, 2016.

FORNELL, C.; LARCKER, D.F. Evaluating structural equation models with unobservable variables and measurement error. **Journal of Marketing Research**, Thousand Oaks, v.18, n. 1, p. 39-50, 1981.

GAMA-RODRIGUES, E. F. *et al.* Atributos físicos, químicos e microbiológicos dos solos sob diferentes usos em toposequências no Noroeste Fluminense. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 13, n. 3, p. 1-9, 30 set. 2018.  
<http://dx.doi.org/10.5039/agraria.v13i3a5543>. Acesso em: 12 mar. 2021.

GONÇALVES, J. L. *et al.* Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 301, p. 6-27, 2013.

GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L. **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, 2002. 498 p.

HAIR JÚNIOR, J. F.; HULT, G. T. M.; RINGLE, C. M.; SARSTEDT, M. **A Primer on Partial Least Squares Structural Equation Modeling (PLS-SEM)**. 2. ed. Thousand Oaks: Sage Publications, 2016.

HAIR, J. F. *et al.* **A primer on partial least squares structural equation modeling (PLS-SEM)**. Los Angeles: SAGE, 2014.

HENSELER, J.; RINGLE, C. M.; SINKOVICS, R. R. The use of partial least squares path modeling in international marketing. **Advances in International Marketing**, Bingley, v. 20, p. 277-319, 2009.

KRISHNA, M. P.; MOHAN, M. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. **Energy Ecology and Environmental**, Heidelberg, v. 2, p. 236-49, 2017.  
<https://doi.org/10.1007/s40974-017-0064-9>. Acesso em: 15 jun. 2021.

LIMA, C. G. R. *et al.* Atributos físico-químicos de um Latossolo do cerrado brasileiro e sua relação com características dendrométricas do eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 163-173, 2010.

MARÔCO, J. **Análise de equações estruturais: fundamentos teóricos, software e aplicações**. Pero Pinheiro: Report Number, 2010. 384 p.

MELLONI, R.; MELLONI, E. G. P.; VIEIRA, L. L. Uso da terra e a qualidade microbiana de agregados de um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 6, p. 1678-1688, 2013.

MENEZES, E. A. C.; GUIMARÃES, T. A.; BIDO, D. S. Dimensões da aprendizagem em organizações: validação do dimensions of the learning organization questionnaire (DLOQ) no contexto brasileiro. **Revista de Administração Mackenzie**, São Paulo, v. 12, n. 2, p. 4-29, 2011.

MOMOLLI, D. R.; SCHUMACHER, M. V. O manejo dos resíduos florestais afeta a produção de biomassa e a sustentabilidade de povoamentos de *Eucalyptus* sp. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, João Pessoa, v. 6, n. 12, p. 251-261, 2019.

RAIJ, B. van. *et al.* **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285 p.

RESQUIN, F. *et al.* Evaluation of the nutrient content in biomass of *Eucalyptus* species from short rotation plantations in Uruguay. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 134, 2020.

RINGLE, C. M.; SILVA, D.; BIDO, D. S. Modelagem de equações estruturais com utilização

do SmartPLS. **REMark – Revista Brasileira de Marketing**, São Paulo, v. 13, n. 2, p. 54–71, 2014.

ROCHA J. H.T. *et al.* Forest residue removal decreases soil quality and affects wood productivity even with high rates of fertilizer application. **Forest Ecology Management**, Amsterdam, v. 430, p. 188-95, 2018.

ROCHA, J. H. T. *et al.* Forest residue maintenance increased the wood productivity of a Eucalyptus plantation over two short rotations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 379, p. 1-10, 2016.

SANCHES FERNANDES, L. F. *et al.* A partial least square - Path modeling analysis for the understanding of biodiversity loss in rural and urban watersheds in Portugal. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 626, p. 1069-1085, 2018.

SANCHEZ, G. **PLS path modeling with R**. Berkeley: Trowchez Editions, 2013. Disponível em: [https://www.gastonsanchez.com/PLS\\_Path\\_Modeling\\_with\\_R.pdf](https://www.gastonsanchez.com/PLS_Path_Modeling_with_R.pdf). Acesso em: 25 jun. 2020.

SANTOS, H.G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SÃO JOSÉ, J. F. B. *et al.* Initial growth and nutrition of eucalyptus under different management of harvest residues. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 27, 2020. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/floram/a/BNtZYStkrTVqKpCPYgKTX8L/?lang=en>. Acesso em: 25 jan. 2022.

SENA, K. N. *et al.* Forest harvest management systems and residual phytomass on the physical properties of sandy soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 45, 2021. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/YjFGKhY6LYFj7PVvkkMpWdg/abstract/?lang=en>. Acesso em: 25 jan. 2022.

SPARLING, G. P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 30, p.195-207, 1992.

SIX, J. *et al.* Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, p. 555-569, 2006.

TABATABAI, M. A. Soil enzymes. In: WEAVER, R. W. (ed.). **Methods of soil analysis**. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties. SSSA Book Ser. 5 SSSA, 1994. p. 778–833.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017. p. 199–246.

TENENHAUS, M. *et al.* PLS path modeling. **Computational Statistics and Data Analysis**, Amsterdam, v. 48, n. 1, p. 159–205, 2005.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring

soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 19, p. 773-77, 1987.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V.; ARAÚJO, E. F. Disponibilização de nutrientes via decomposição da serapilheira foliar em um plantio de eucalyptus urophylla × eucalyptus globulus. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 21, p. 307-315, 2014.

VINHAL-FREITAS, I. C. *et al.* Soil textural class plays a major role in evaluating the effects of land use on soil quality indicators. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 74, p. 182-190, 2017.

## 9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A manutenção dos resíduos de colheita de eucalipto promoveu maior entrada de matéria orgânica e nutrientes no solo, principalmente no primeiro ano após a colheita. A remoção da casca reduz a quantidade de material orgânico e nutrientes, provocando a imobilização de nitrogênio e cálcio no resíduo. A entrada de serapilheira atual, folhas e galhos, responde por maior retorno de nutrientes elucidados na produção de madeira em fuste. Os resíduos atuam na proteção do solo, mantendo maior quantidade de carbono, agregados estáveis, macroporosidade em superfície e menor resistência à penetração. A fertilidade do solo é beneficiada com redução na acidez e maior teor de bases quando todos os resíduos são mantidos sobre o solo. A microbiota do solo apresenta sensibilidade as mudanças no manejo dos resíduos, bem como a atividade enzimática, tendo papel importante na ciclagem dos nutrientes e mineralização da matéria orgânica. A fitomassa residual total de colheita tem grande potencial para suprir a demanda da planta e reduzir a necessidade de adubação. A sustentabilidade produtiva de solos arenosos demanda a adoção de manejos conservacionistas, onde o revolvimento do solo é reduzido, a superfície do solo é mantida coberta, a entrada de matéria orgânica é constante e a atividade microbiológica encontra microambiente adequado ao desenvolvimento e a mineralização.