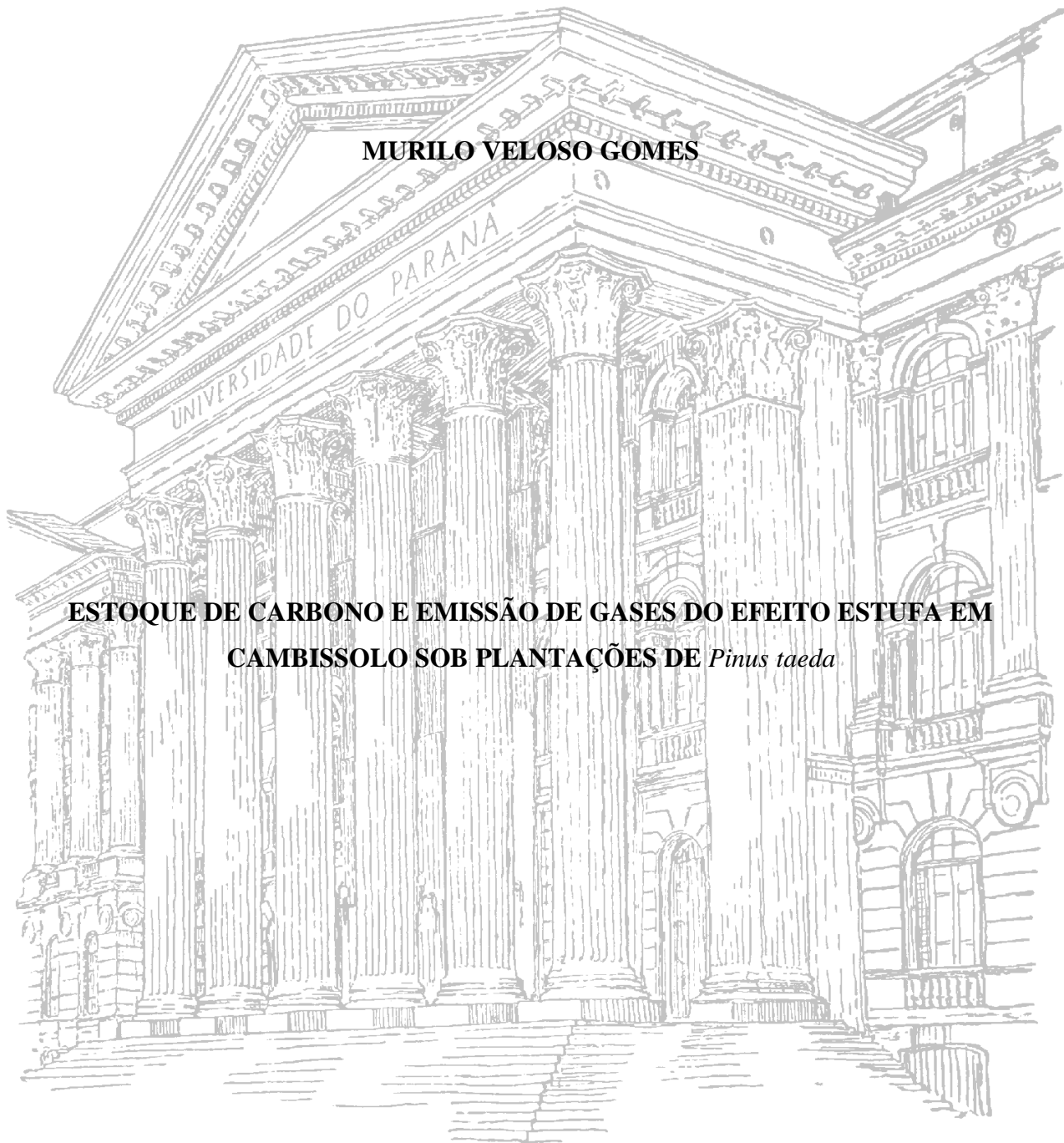


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

MURILO VELOSO GOMES

**ESTOQUE DE CARBONO E EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA EM
CAMBISSOLO SOB PLANTAÇÕES DE *Pinus taeda***



CURITIBA

2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

MURILO VELOSO GOMES

**ESTOQUE DE CARBONO E EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA EM
CAMBISSOLO SOB PLANTACÕES DE *Pinus taeda***

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração Solo e Ambiente, do Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Jeferson Dieckow

Co-orientadora: Dra. Josiléia Acordi Zanatta

Co-orientador: Prof. Dr. Antônio Carlos Vargas
Motta

CURITIBA

2014



P A R E C E R

A Banca Examinadora designada para avaliar a defesa da Dissertação de Mestrado de **MURILO VELOSO GOMES**, intitulada: **Estoque de carbono e emissão de gases de efeito estufa em Cambissolo sob plantações de *Pinus taeda***, do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, após análise do texto e arguição do candidato, emitem parecer pela **“APROVAÇÃO”** da referida Dissertação. O candidato atende assim um dos requisitos para a obtenção do título de **Mestre em Ciência do Solo - Área de Concentração Solo e Ambiente**.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, em Curitiba, 17 de fevereiro de 2014.

Prof. Dr. Jeferson Dieckow, Presidente

Prof. Dr. Cimélio Bayer, I^o. Examinador

Dra. Rosana Clara Victoria Higa, II^a. Examinadora

Nada tem tanto poder de ampliar a mente
como a capacidade de investigar sistemática
e verdadeiramente tudo o que acontece sob
a tua observação de vida.

Marcus Aurelius

Crê em ti mesmo, age e verás resultados.
Quando te esforças, a vida também se esforça para te ajudar.

Francisco Cândido Xavier

Aos meus pais, Gleide e Ruy, por não medirem esforços para ver a felicidade dos
filhos.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Paraná e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pela grande oportunidade oferecida, e à CAPES pela concessão da bolsa.

Ao professor Jeferson Dieckow, não apenas pela orientação, mas pelo exemplo de pessoa, pela amizade e pelos ensinamentos da arte do pensar e refletir. Com certeza seus ensinamentos estarão comigo para sempre.

À doutora Josi Zanatta, além de todo empenho e dedicação à esse trabalho, pelos conselhos e palavras de estímulo transmitidas. Apesar da pouca idade, a mãe que eu “adotei”, uma pessoa muito querida, exemplo de profissional e sem dúvidas uma das principais responsáveis por esta conquista.

Ao Maico pela irmandade construída durante o curso... sem contar as constantes ajudas, troca de ideias, lamentações e discussões, sejam elas sobre política, experimento, religião... enfim, com certeza geraram alguma evolução. À Letícia, pela troca de ideias, pelos cafés e pela amizade e tranquilidade transmitida. À Giovana pelas discussões calorosas, pelos conselhos e palavras de estímulo, que muito me ajudaram. À Bruna, pelas boas conversas e pelas jantas animadas no ap 23. Ao Reinaldo pelas ajudas constantes e pelas rizadas compartilhadas... e quantas rizadas! Potassianos, vocês estarão sempre comigo!

Aos professores Nerilde Favaretto, Antonio Motta, Fabiane Vezzani, Karina Cavallieri, Volnei Pauletti, Renato Marques e Marcelo de Lima e à Doutora Rosana Higa, por estarem sempre dispostos a ajudar, seja pelo lado, profissional ou pessoal. Vocês são exemplos a serem seguidos por nós!

Ao Hilbert, Thiago Razan, Gilson, Chris, Etienne, Dani, Joyce e João pela amizade e pelas longas horas de troca de ideias, sejam por metodologias, equipamentos, resultados ou mesmo por uma boa conversa na hora do café.

À todos os colegas do programa pela confiança e pelo convívio harmonioso.

Aos bolsistas: Bruno, William, Michael, Diego, Silvia, Júlia, Bruna, Najla, Kelly e Amanda pelo trabalho compartilhado e amizade adquirida ao longo das idas à Rio Negrinho com a Kombi. Ao Rafael Völtz e ao senhor Wilson pela ajuda prestada.

À UFRGS, pelo apoio na realização das análises cromatográficas.

Aos meus pais, Gleide e Ruy, e meu irmão, Danilo, pelo carinho e incentivo constante.

À minha avó, Nenita, pela amizade, conselhos, carinho e valores transmitidos. Ao meu avô Vellozo, que me faz tanta falta, porém sua presença junto a mim é constante.

A todos vocês: Muito Obrigado!

SUMÁRIO

RESUMO GERAL	ix
ABSTRACT	xi
INTRODUÇÃO GERAL	13
1. CAPÍTULO I. POVOAMENTOS DE PINUS ALTERAM A DINÂMICA DO CARBONO	15
1.1. Resumo	15
1.2. Abstract	17
1.3. Introdução	18
1.4. Material e Métodos	20
1.4.1 Estudo 1: Sistemas de uso do solo	20
1.4.1.1. Área experimental e tratamentos	20
1.4.1.2. Carbono do componente arbóreo	21
1.4.1.3. Carbono e atributos químicos da serapilheira	24
1.4.1.4. Carbono do solo	24
1.4.1.5. Análise estatística	25
1.4.2. Estudo 2: Fontes de adição de carbono	25
1.4.2.1. Área experimental e tratamentos	25
1.4.2.2. Carbono no solo	26
1.4.2.3. Fracionamento da matéria orgânica e estoque de C-MOP e C-MOM	26
1.4.2.4. Índice de manejo do carbono	26
1.4.2.5. Análises estatísticas	27
1.5. Resultados	27
1.5.1. Estudo 1: Sistema de uso do solo	27
1.5.1.1. Carbono do componente arbóreo e serapilheira	27
1.5.1.2. Carbono do solo em sistemas de uso	29
1.5.2. Estudo 2: Fontes de adição de carbono	31
1.5.2.1. Estoque de carbono orgânico total	31
1.5.2.2. Frações físicas da matéria orgânica e índice de manejo do carbono	34
1.6. Discussão	36
1.6.1. Estudo 1: Sistema de uso do solo	36

1.6.2. Estudo 2: Fontes de adição de carbono	38
1.7. Conclusões	39
1.8. Literatura Citada	40
2. CAPÍTULO II. EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E METANO DO SOLO	49
SOB PLANTAÇÕES DE PINUS E MATA NATIVA	49
2.1. Resumo	49
2.2. Abstract	50
2.3. Introdução	51
2.4. Material e Métodos	52
2.4.1. Área experimental e tratamentos	52
2.4.2. Emissão de N ₂ O, CH ₄ e CO ₂	54
2.4.3. Atributos do solo	55
2.4.4. Determinação de carbono, nitrogênio, silício e lignina na serapilheira	56
2.4.5. Análises estatísticas	57
2.5. Resultados	57
2.5.1. Fluxo de GEE	57
2.5.2. Atributos do solo	60
2.5.3. Composição química da serapilheira	62
2.5.4. Relações entre fluxo de GEE e variáveis ambientais	63
2.6. Discussão	67
2.6.1. N ₂ O	67
2.6.2. CH ₄	69
2.6.3. CO ₂	71
2.6.4. Emissão acumulada líquida	71
2.7. Conclusões	72
2.8. Literatura Citada	72
CONCLUSÃO GERAL	82
APÊNDICES	83

ESTOQUE DE CARBONO E EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA EM CAMBISSOLO SOB PLANTAÇÕES DE *Pinus taeda*¹

Autor: Eng. Agr. Murilo Veloso Gomes

Orientador: Prof. Dr. Jeferson Dieckow

Co-Orientadora: Dra. Josiléia Acordi Zanatta

Co-orientador: Prof. Dr. Antonio Carlos Vargas Motta

RESUMO GERAL

Sistemas florestais alteram a dinâmica do carbono e o fluxo de gases de efeito estufa (GEE). Os objetivos deste estudo foram: avaliar o estoque de carbono na biomassa, serapilheira e solo, ressaltando a contribuição das diferentes fontes de adição para o carbono do solo em Cambissolo sob plantações de *Pinus taeda*, com diferentes rotações; e nestes mesmos sistemas, avaliar o potencial de mitigação de N₂O e CH₄ do solo. Os tratamentos avaliados foram: plantações de *Pinus taeda* de 1^a rotação (P1), 2^a rotação (P2), 2^a rotação com desbaste (P2D) e uma área de referência sob mata nativa (MN). O estoque de C na biomassa arbórea, serapilheira e no solo até 100 cm de profundidade foram avaliados, bem como, a contribuição de raízes e parte aérea no estoque de C do solo, que foi obtida pela exclusão da entrada de parte aérea (adição por raízes) e parte aérea + raízes (sem adição) sob P1, P2 e MN durante cinco anos. O estoque de C da matéria orgânica particulada (C-MOP) e associada aos minerais (C-MOM), e o índice de manejo do carbono (IMC) foram avaliados. Medições dos GEE foram feitas em intervalos de 20 dias. Os estoques de C na biomassa arbórea e serapilheira foram maiores nas plantações de pinus em relação à MN. P2 e P2D apresentaram maior estoque de C no solo que P1 e MN. Adição por raízes não alterou o estoque de COT nem o estoque C-MOP no solo em relação à adição completa e sem adição. A mudança de uso do solo, de MN para pinus, impactou negativamente o IMC, mas houve um aumento desse índice de P1 para P2. P2 e P2D apresentaram maior emissão de N₂O, enquanto que em MN reportou-se maior influxo de CH₄. Plantações de pinus aumentam o estoque de C na biomassa arbórea e na serapilheira em relação à MN, mas o desbaste influencia negativamente esses

¹ Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba. (91 f.) Fevereiro, 2014.

estoques. A segunda rotação de pinus aumenta o estoque de C no solo e o IMC em comparação à primeira rotação. Não foi possível indicar a fonte de adição que mais contribui para o carbono no solo. Plantações de pinus intensificam as emissões de N₂O na segunda rotação, e diminuem a oxidação de CH₄ pelo solo. O primeiro ano após o desbaste não influencia as emissões de N₂O e CH₄ do solo.

Palavras-chave: Estoque de carbono. Fontes de carbono. Índice de manejo de carbono. N₂O. CH₄. Florestas.

CARBON STOCK AND GREENHOUSE GASES EMISSION IN *Pinus taeda* and NATIVE FOREST²

Author: Agr. Eng. Murilo Veloso Gomes

Advisor: Prof. Dr. Jeferson Dieckow

Co- Advisor: Dra. Josiléia Acordi Zanatta

Co- Advisor: Prof. Dr. Antonio Carlos Vargas Motta

GENERAL ABSTRACT

Forestry systems alter the carbon dynamics and the greenhouse gases (GHG) fluxes. The objective of this study was to evaluate the carbon stock in biomass, litter and soil, and to verify the addition sources contribution in soil carbon in the Cambisol under *Pinus taeda* stands, with different rotations, and these same systems, evaluate the mitigation potential of N₂O and CH₄. The treatments were: *Pinus taeda* stand of first rotation (P1), second rotation (P2), and second rotation with thinning (P2D) and native forest (NM). C stock in tree biomass, litter and soil up to 100 cm depth was obtained, as well as, contribution of roots and shoots in the stock of soil C that was obtained by deleting the entry shoot (adding by roots) and shoots + roots (without addition) under P1, P2 and NM for 5 years. C stock of particulate organic matter (C-MOP) and mineral-associated (C-MOM), and carbon management index (CMI) were evaluated. GHG measurements were made at intervals of 20 days. Carbon stocks in tree biomass and litter were higher in pine stands in relation to NM, with thinning influencing negatively these stocks. P2 and P2D showed higher soil carbon stock than P1 and NM. Addition by roots altered neither COT nor C-MOP stocks in soil in relation to complete addition and without addition. The change of land use, from NM to pine, impacted negatively the CMI, but there was an increase in this index from P1 to P2. P2 and P2D had higher N₂O emissions, while in NM reported greater CH₄ influxes. Pine stands increase carbon stock in tree biomass and litter compared to NM, but thinning influences negatively these stocks. The second rotation pine stand increases the soil C stock and CMI in comparison to the first rotation. It could not indicate the source added that most contributes to the soil C. Pine stands

² Soil Science Master Dissertation. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba. (91 f.) February, 2014.

intensifies N₂O emissions, mainly in second rotation, and decreases CH₄ oxidation. The first year after thinning does not influence the N₂O and CH₄ emissions.

Key-Words: Carbon stock. Carbon sources. Carbon management index. N₂O. CH₄. Forests.

INTRODUÇÃO GERAL

Florestas são importantes para o estoque de carbono global, pois estocam em sua biomassa e no solo mais carbono do que há atualmente na atmosfera. Por outro lado, essas florestas podem ser fontes de carbono para a atmosfera, sendo que a segunda maior contribuição para o aumento de 40% nas concentrações de CO₂ desde os tempos pré-industriais é devido às emissões líquidas de mudança do uso da terra (IPCC, 2013).

O cultivo de pinus na região Sul do Brasil tem importância social e econômica para a região, onde é encontrado mais de 80% da área plantada com pinus no Brasil. A região de Rio Negrinho - SC, situada no planalto norte catarinense, merece destaque por obter produtividades maiores que 40 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, consideradas as maiores do mundo. Esses povoamentos florestais implantados alteram a quantidade e qualidade de serapilheira e raízes, influenciando a dinâmica do carbono e seus estoques nos diferentes compartimentos do ecossistema e ainda, os fluxos de GEE.

A entrada de carbono orgânico no solo depende da senescência de componentes da biomassa acima e abaixo do solo, como serapilheira e raízes. Fontes desses componentes da biomassa podem, então, contribuir distintamente para o estoque de carbono orgânico do solo, dependendo de suas características químicas e de seus estados variáveis de estabilidade. Variações no carbono orgânico no solo ocorrem, primeiramente, sob a forma de matéria orgânica particulada, que é a fração mais sensível a alterações no manejo do solo. O índice de manejo do carbono (IMC) pode fornecer informações úteis a fim de avaliar a capacidade de sistemas de uso e manejo do solo em promover a qualidade do solo (Diekow et al., 2005). Trabalhos que envolvem labilidade e IMC em sistemas florestais são bastante escassos.

Fluxos dos principais gases do efeito estufa, como N₂O, CH₄ e CO₂, a partir de solos de florestas são pobremente caracterizados, ainda mais a nível nacional ou regional. Em áreas de plantações florestais ocorrem alterações nas propriedades da vegetação e do solo que são possíveis de afetar a aeração do solo e fornecimento de substrato para as comunidades microbianas, podendo, portanto, influenciar os fluxos de GEE.

Permanecem incertezas sobre como diferentes usos da terra e atividades florestais afetam os estoques de carbono e as emissões de GEE. Os objetivos deste estudo foram: avaliar o estoque de carbono na biomassa, serapilheira e solo, e verificar a

contribuição de serapilheira e raízes para o carbono do solo em um Cambissolo sob plantações de *Pinus taeda*, com diferentes rotações; e avaliar o potencial de mitigação de N₂O e CH₄ em (1) plantações de pinus em relação à mata nativa, (2) em plantações de pinus de segunda rotação em relação ao primeira rotação, e (3) plantações de segunda rotação com e sem desbaste.

Literatura Citada

DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P. & KOGEL-KNABER, I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilization. *Plant and Soil* 268:319–328, 2005.

IPCC. Climate Change 2013: Synthesis Report. Twelfth Session of Working Group I to the Summary for Policymakers. 36p. Geneva, Switzerland, 2013.

CAPÍTULO 1. PLANTAÇÕES DE PINUS ALTERAM A DINÂMICA DO CARBONO

RESUMO

O estoque de carbono em compartimentos do sistema como biomassa arbórea, serapilheira e solo, pode ser influenciado pelo estabelecimento de povoamentos florestais de *Pinus taeda*. O objetivo deste estudo foi avaliar o estoque de C na biomassa arbórea, serapilheira e solo, ressaltando a contribuição das diferentes fontes de adição no estoque de carbono do solo, para melhor compreensão do acúmulo de carbono na vegetação e no solo de florestas de *Pinus taeda* com cultivos sucessionais e mata nativa. Os tratamentos avaliados foram: plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação com desbaste (P2D) e mata nativa (MN). O estoque de C da serapilheira e no solo até 100 cm de profundidade foi quantificado e o estoque de C na biomassa arbórea foi estimado por equações alométricas específicas. Contribuição de raízes e parte aérea no estoque de C do solo foi obtida pela exclusão da entrada de parte aérea (adição por raízes) e parte aérea + raízes (sem adição) sob P1, P2 e MN durante cinco anos. Estoque de C da matéria orgânica particulada (C-MOP) e associada aos minerais (C-MOM), e o índice de manejo do carbono (IMC) foram avaliados. Os estoques de C na biomassa arbórea de P1 (173 Mg C ha⁻¹) e P2 (168 Mg C ha⁻¹) foram próximos, e menores estoques foram obtidos em P2D (99 Mg C ha⁻¹) e MN (93 Mg C ha⁻¹). O estoque de carbono na serapilheira seguiu tendência similar da biomassa arbórea, devido às menores taxas de aporte e decomposição da serapilheira de pinus. P2 (273 Mg C ha⁻¹) e P2D (263 Mg C ha⁻¹) apresentaram maiores estoques de C no solo, que MN (214 Mg C ha⁻¹) e P1 (177 Mg C ha⁻¹), devido às maiores concentrações de C em profundidade. O solo da área com adição por raízes, com 112 e 2,85 Mg C ha⁻¹, respectivamente, de estoque de COT e estoque C-MOP não diferiu do solo das áreas com adição completa e sem adição. A mudança de uso do solo, de MN (100) para P1 (39,7) e P2 (57,5), diminuiu o IMC. Plantações de pinus aumentam o estoque de C na biomassa arbórea e na serapilheira em relação à MN, mas o desbaste influencia negativamente esses estoques. O aumento do número de rotações de pinus

aumenta o estoque de C no solo e o IMC. Não é possível indicar a fonte de adição que mais contribui para o carbono no solo.

Palavras-Chave: Sistemas de uso do solo. Fontes de adição. Carbono. Índice de manejo do carbono.

CAPÍTULO 1. PINE STAND ALTERS THE CARBON DYNAMIC

ABSTRACT

The carbon stock in systems compartments, such as tree biomass, litter and soil, can be influenced by the establishment of *Pinus taeda*'s forest stands. The aim of this study were to evaluate the C stock in biomass, litter and soil, highlighting the contribution of different addition sources in soil carbon stocks, for better understanding of carbon accumulation in vegetation and soil of *Pinus taeda* forest with successional crops and native forest. The treatments were: *Pinus taeda* stand of first rotation (P1), second rotation (P2), and second rotation with thinning (P2D) and native forest (NM). C stocks in litter and soil up to 100 cm depth was measured and the C stock in tree biomass was estimated by allometric equations. Contribution of roots and shoots in the C stock of soil was obtained by deleting the entry shoot (addition by roots) and shoots + roots (without addition) under P1, P2 and NM for 5 years. C stock of particulate (C-MOP) and mineral-associated (C-MOM) organic matter, and the carbon management index (CMI) was evaluated. The C stock in tree biomass in P1 (173 Mg C ha⁻¹) and P2 (168 Mg C ha⁻¹) were close, and it was obtained lower stocks in P2D (99 Mg C ha⁻¹) and NM (93 Mg C ha⁻¹). The carbon stock in the litter followed similar trend as for biomass, due to lower rates of input and decomposition pine litter. P2 (273 Mg C ha⁻¹) and P2D (263 Mg C ha⁻¹) showed higher C stocks of soil, which NM (214 Mg C ha⁻¹) and P1 (177 Mg C ha⁻¹), caused by higher concentrations of C in depth. The soil area with addition by roots, with 112 and 2,85 Mg C ha⁻¹, respectively, for COT stock nor C-MOP stock didn't differ from soil areas with complete addition and without addition. The change of land use, from NM (100) to P1 (39,7) and P2 (57,5), significantly impacted the CMI. In relation to CMI, addition by roots didn't differ from the others treatments. Pine stands increase carbon stock in tree biomass and litter in relation to NM, but thinning influences negatively these stocks. The increase pine rotation increases the soil C stock and CMI. This study cannot indicate the source added that most contributes to the soil carbon.

Key – Words: Land use system. Addition sources. Carbon. Carbon management index.

1.3 INTRODUÇÃO

A concentração de CO₂ na atmosfera aumentou 40% desde os tempos pré-industriais, principalmente devido às emissões por queima de combustíveis fósseis e, secundariamente, às emissões líquidas de mudança do uso da terra (IPCC, 2013). As florestas e solos florestais são os sumidouros terrestres primários para o carbono atmosférico, porém mudanças de uso da terra causam alterações na cobertura vegetal que, por conseguinte, podem modificar os estoques de carbono da biomassa arbórea e do solo. Através da estimativa do armazenamento de carbono no solo e na biomassa da floresta quantifica-se o efeito da captura do carbono atmosférico por processos de florestamento e reflorestamento (Balbinot et al., 2003).

A distribuição do carbono nos compartimentos do ecossistema tais como solo, serapilheira, raízes, biomassa arbórea, pode ser influenciada pelo estabelecimento de florestas naturais ou plantações florestais, e pelo tempo que essas florestas estão implantadas (Demessie et al., 2013; Hiltbrunner et al., 2013; Peichl & Arain, 2006; Vesterdal et al., 2013). Assim, sistemas florestais influenciam o ciclo do carbono e seus estoques nos compartimentos do sistema.

A entrada de carbono orgânico no solo depende da entrada de material orgânico através da senescência de componentes da biomassa acima e abaixo do solo (Balbinot et al., 2003; Garten et al., 2009; Quideau et al., 2001), como serapilheira e raízes, com suas respectivas taxas de decomposição. Fontes de material orgânico contribuem então, distintamente para o carbono do solo, dependendo de suas características químicas e de seus estados variáveis de estabilidade.

Contribuições potenciais de C para o solo, a partir da serapilheira e de raízes finas, foram estimados em uma relação de 1:2 em floresta de *Pinus taeda* L. e 1:1 em floresta de Hardwoods (Nadelhoffer et al., 2004), mostrando a maior contribuição das raízes para o carbono do solo em plantações de pinus. No curto prazo, estudos em plantações de pinus sugerem que a ausência de serapilheira acima do solo não afeta o COT (Quideau et al. 2001). Rasse et al. (2005) e Garten et al. (2009) colocaram a questão "Horizontes de serapilheira contribuem para o carbono do solo ou há uma desconexão entre serapilheira e o solo quanto a dinâmica do carbono?"

A matéria orgânica no horizonte da serapilheira e no solo mineral tem dinâmica e propriedades muito diferentes. Em florestas temperadas, o carbono da serapilheira é caracterizado por um tempo de *turnover* relativamente rápido (vários anos), enquanto a maior parte do carbono orgânico no solo mineral tem um tempo de ciclagem na ordem de décadas a vários séculos (Trumbore, 1993; Gaudinski & Trumbore, 2003).

Dois compartimentos da matéria orgânica do solo podem ser estabelecidos: matéria orgânica particulada (MOP) e a matéria orgânica associada aos minerais (MOM). A MOP é constituída por resíduos vegetais, animais e fungos com estrutura celular reconhecível enquanto que a MOM é ligada em superfícies minerais por vários mecanismos de interação, como a troca de ligantes, ligação de hidrogênio, ligação hidrofóbica e outros (Cambardella & Elliot, 1992; Cornejo & Hermosín, 1996; Diekow et al., 2005). O acúmulo de carbono orgânico no solo ocorre, primeiramente, sob a forma de matéria orgânica particulada, que é a fração mais sensível a alterações no manejo do solo (Diekow et al., 2005; Schiavo et al., 2011). Assim, contribuições de raiz e parte aérea podem acontecer primeiramente na MOP, por ser mais sensível ao manejo. Além disso, as características químicas do material formador da MOP influenciam no *turnover* da mesma. Existe uma ligação clara entre o tipo de vegetação e a composição da matéria orgânica resultante (Hobbie et al., 2006; Quiedau et al., 2001; Vesterdal et al., 2013).

O IMC parece ser uma ferramenta útil para subsidiar informações acerca dos melhores sistemas de manejo de solos e culturas, pois integra numa mesma medida, as variações ocorridas nas diferentes frações da matéria orgânica (Diekow et al., 2005; Vieira et al., 2007). A integração de pools de carbono orgânico e a labilidade do carbono no índice de manejo do carbono (IMC), originalmente proposto por Blair et al. (1995), pode fornecer um parâmetro útil para avaliar a capacidade de sistemas de manejo em promover a qualidade do solo (Blair et al., 1995, Diekow et al., 2005). Trabalhos que envolvem labilidade e IMC com sistemas florestais são bastante escassos.

A região Sul concentra 84,7% da área plantada com Pinus no Brasil (ABRAF, 2013), tendo a necessidade, então, de entender melhor a dinâmica do carbono nesses sistemas. O objetivo desse estudo foi avaliar o estoque de C na biomassa, serapilheira e solo, ressaltando a contribuição das diferentes fontes de resíduo no carbono do solo,

para melhor compreensão do acúmulo de carbono na vegetação e no solo de florestas de *Pinus taeda* com diferentes rotações e mata nativa.

1.4 MATERIAL E MÉTODOS

1.4.1 ESTUDO 1: ESTOQUES DE CARBONO EM SISTEMAS DE USO DO SOLO

1.4.1.1 ÁREA EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS

O estudo foi conduzido na fazenda Queimados, da empresa Modo Battistella Reflorestamento S/A – MOBASA, em Rio Negrinho – SC, cujas coordenadas são 26°23'12,85''S e 49°33'47,23''O. O clima é do tipo Cfb (Köppen), com temperatura média anual entre 15,5 e 17,0°C (EPAGRI/CIRAN, 2014). A altitude da fazenda é 897 m e a precipitação pluviométrica anual do município varia entre 1.360 e 1.670 mm (EPAGRI/CIRAN, 2014). Conforme o mapa de solos da empresa, o solo é classificado como CAMBISSOLO HÚMICO Alumínico típico, textura argilosa, relevo suave ondulado e ondulado. A vegetação nativa na área de estudo é caracterizada como Floresta Ombrófila Mista.

Foram selecionados quatro sistemas de uso do solo, distribuídos em talhões de produção comercial (Figura 1):

- (P1): *Pinus taeda* de primeira rotação, com 17 anos de idade e espaçamento 3 m x 3 m;
- (P2): *Pinus taeda* de segunda rotação, com 12 anos de idade e espaçamento 2,5 m x 2,5 m;
- (P2D): Similar ao anterior, porém com desbaste seletivo e sistemático 3 x 1, realizado no 11º ano;
- (MN): mata nativa classificada como Floresta Ombrófila Mista em estágio sucessional médio.

A distribuição granulométrica do solo em cada tratamento é apresentada na Tabela 1.1.



Figura 1. Localização dos talhões na fazenda Queimados. Rio Negrinho - SC. Fonte: Google Earth, 2013.

Tabela 1.1 Distribuição granulométrica do solo, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, sob plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2) e mata nativa (MN) e em adição completa, adição por raízes e sem adição. Rio Negrinho - SC.

Sistema de uso	Areia g kg ⁻¹	Silte g kg ⁻¹	Argila g kg ⁻¹
0 - 10 cm			
P1	562,5	109,4	328,1
P2	478,1	106,3	415,6
P2D	475,0	121,9	403,1
MN	496,9	303,1	200,0
10 - 20 cm			
P1	568,8	112,5	318,8
P2	481,3	112,5	406,3
P2D	481,3	93,8	412,5
MN	462,5	325,0	212,5

1.4.1.2 CARBONO DO COMPONENTE ARBÓREO

Em cada talhão de pinus foi delimitada uma parcela de 900 m² (30 m x 30 m) e, a partir das medições de área transversal de todas as árvores da parcela, foram aplicadas

equações alométricas para estimativa da biomassa seca. Estas equações foram desenvolvidas por Higa (2005, não publicado) para plantações de *Pinus taeda* no município de Rio Negrinho – SC, que consideram o espaçamento entre árvores.

Assim, para P1 a equação utilizada foi:

$$\ln(\hat{Y}) = -1,9676 + 1,167056 \ln(X) \quad R^2 = 0,990$$

Onde,

\hat{Y} = biomassa da parte aérea, kg ha⁻¹;

X = área transversal, cm².

Para P2 e P2D, a equação utilizada foi:

$$\ln(\hat{Y}) = -2,9508 + 1,334359 \ln(X) \quad R^2 = 0,969$$

Onde,

\hat{Y} = biomassa da parte aérea, kg ha⁻¹;

X = área transversal, cm².

Para MN, foram delimitadas 12 subparcelas de 10 m x 10 m, totalizando uma parcela de 1200 m², devido a maior variabilidade de espécies, de acordo com Higa et al. (2014, no prelo). Com a identificação da espécie e medidas de DAP das árvores foi determinada a biomassa segundo a equação de Ratuchne (2010), desenvolvida para Floresta Ombrófila Mista, no município de General Carneiro, PR.

$$\hat{Y} = 284,499 - 58,61.X + 4,123.X^2 - 0,107.X^3 + 0,001.X^4 - (5,68E-6).X^5 \quad R^2 = 0,955$$

Onde,

\hat{Y} = biomassa da parte aérea, kg ha⁻¹;

X = diâmetro à altura do peito, cm.

Considerou 24 % da biomassa aérea como sendo biomassa de raiz, conforme estimado por Mokany et al. (2006) para florestas nativas e plantadas de regiões tropicais e subtropicais.

As espécies encontradas na área de MN, bem como seus respectivos parâmetros fitossociológicos encontram-se na Tabela 1.2. Para o cálculo do estoque de carbono da biomassa considerou as concentrações desse elemento para cada espécie ou família (quando não foi possível identificar ao nível de espécie) encontrada em MN, conforme Watzlawick (2003). A concentração de carbono de *Pinus taeda* (45,7 g kg⁻¹) foi obtida de Balbinot et al. (2003).

Tabela 1.2 Espécies encontradas em MN e seus respectivos parâmetros fitossociológicos, onde NI = número de indivíduos, NP = nº de parcelas onde ocorre, DAPm = diâmetro médio a altura do peito (cm), FA = frequência absoluta (%), DA = densidade absoluta (indivíduos ha⁻¹), DA = dominância absoluta (m² ha⁻¹) e IVI = índice de valor de importância (%).

Espécie	NI	NP	DAPm	FA	DA	IVI
<i>Cyathea spp.</i>	66	12	12,5	100,0	550,0	45,1
<i>Myrcia splendens</i>	34	11	12,6	91,7	283,3	28,7
<i>Dicksonia sellowiana</i>	15	8	17,8	66,7	125,0	17,3
<i>Araucaria angustifolia</i>	9	6	24,3	50,0	75,0	16,3
Morta	18	9	11,1	75,0	150,0	15,9
<i>Nectandra megapotamica</i>	12	8	16,6	66,7	100,0	15,8
<i>Prunus myrtifolia</i>	11	8	17,0	66,7	91,7	14,7
<i>Ocotea porosa</i>	8	6	18,7	50,0	66,7	14,6
<i>Cedrela fissilis</i>	1	1	5,6	8,3	8,3	1,1
<i>Myrsine umbellata</i>	13	6	11,1	50,0	108,3	10,7
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	11	5	8,6	41,7	91,7	8,4
<i>Jacaranda puberula</i>	6	4	12,6	33,3	50,0	6,5
<i>Ilex theezans</i>	6	5	9,1	41,7	50,0	6,2
Cipó	7	5	5,6	41,7	58,3	6,0
<i>Casearia decandra</i>	5	5	10,5	41,7	41,7	5,9
<i>Piptocarpha angustifolia</i>	3	2	27,6	16,7	25,0	5,7
<i>Vernonanthura discolor</i>	3	3	20,8	25,0	25,0	5,5
<i>Miconia cinerascens</i>	1	1	5,6	8,3	8,3	1,1
<i>Casearia obliqua</i>	5	4	9,1	33,3	41,7	4,9
<i>Drimys brasiliensis</i>	8	3	7,2	25,0	66,7	5,2
<i>Clethra scabra</i>	3	3	16,5	25,0	25,0	4,6
<i>Ilex paraguariensis</i>	5	3	7,3	25,0	41,7	4,1
<i>Alsophila cf. setosa</i>	3	3	13,9	25,0	25,0	3,8
<i>Ilex sp.</i>	3	2	8,8	16,7	25,0	2,7
<i>Myrceugenia cf. alpigena</i>	5	4	12,0	33,3	41,7	5,4
<i>Cupania vernalis</i>	1	1	5,4	8,3	8,3	1,1
<i>Mimosa scabrella</i>	1	1	23,9	8,3	8,3	1,8
<i>Persea major</i>	1	1	22,9	8,3	8,3	1,7
<i>Sapium glandulatum</i>	1	1	14,8	8,3	8,3	1,4
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1	1	12,2	8,3	8,3	1,2
<i>Piptocarpha axillaris</i>	1	1	11,1	8,3	8,3	1,2
<i>Nectandra cf. lanceolata</i>	1	1	9,9	8,3	8,3	1,2
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	1	6,9	8,3	8,3	1,1
<i>Eugenia cf. uniflora</i>	1	1	6,3	8,3	8,3	1,1
<i>Ilex microdonta</i>	1	1	6,2	8,3	8,3	1,0
<i>Miconia sellowiana</i>	1	1	6,2	8,3	8,3	1,0
NI 1 (Lauraceae) ⁽¹⁾	2	2	2,0	16,7	16,7	2,9
NI 2 (Lauraceae)	8	4	8,0	33,3	66,7	13,4
NI 1 (Myrtaceae)	1	1	17,5	8,3	8,3	1,4
NI 2 (Myrtaceae)	1	1	5,7	8,3	8,3	1,0
NI 3 (Myrtaceae)	6	4	10,7	33,3	50,0	5,8
NI 4 (Myrtaceae)	1	1	5,9	8,3	8,3	1,0
NI 5 (Myrtaceae)	1	1	15,4	8,3	8,3	1,3
NI 6 (Myrtaceae)	2	1	11,7	8,3	16,7	1,9
NI 7 (Myrtaceae)	1	1	14,8	8,3	8,3	1,3
NI 8 (Myrtaceae)	1	1	8,3	8,3	8,3	1,1
Total	288		12,4	1225,0	2466,7	300,0

⁽¹⁾Não identificada

1.4.1.3 CARBONO E ATRIBUTOS QUÍMICOS DA SERAPILHEIRA

Para a quantificação da serapilheira acumulada foram coletadas, em abril de 2013, de forma aleatória, oito amostras em cada parcela (30 m x 30 m), com gabarito de madeira de 0,1225 m² de área (Watzlawick et al., 2012). Na coleta, a serapilheira foi separada segundo Reissmann (1983), em três horizontes:

- Ln (Litter novo): acículas soltas, arranjadas frouxamente e apresentando boa rigidez e tamanho original, sem fragmentação e sem rompimento do fascículo.
- Lvl (Litter velho 1): material comprimido, sem rigidez inicial das acículas. São observados fragmentos de 5,0 cm, mas a grande maioria ainda são acículas inteiras. Notória variegação, com núcleos de acículas desbotadas e agregadas por hifas.
- Lv2 (Litter velho 2): transição abrupta para este horizonte. Notória presença de raízes, que juntamente com as hifas, agregam fortemente as acículas.

As amostras dos horizontes de serapilheira foram secas em estufa com renovação de ar a 60°C, até atingir peso constante. A massa seca foi quantificada, e então as amostras foram moídas em moinho de facas, para determinação das cinzas em mufla a 500°C. A quantidade de cinzas foi descontada do peso das amostras. Como a influência do solo nos horizontes da serapilheira poderia comprometer o entendimento das características químicas da serapilheira, estas foram comparadas somente no horizonte Ln, o qual acredita-se não sofrer contaminação pelo solo.

Para análise das concentrações de carbono e nitrogênio, as amostras foram moídas em moinho de bola até passar em peneira de 250 µm. A determinação das concentrações de carbono e nitrogênio via seca foi realizada em aparelho analisador elementar Vario EL III. O estoque de carbono foi obtido pela multiplicação entre massa seca e concentração de carbono de cada horizonte da serapilheira. A concentração de lignina foi determinada de acordo com o método da ABNT (2010) e a de silício de acordo com Furlani & Gallo (1978).

1.4.1.4 CARBONO DO SOLO

A coleta de amostras de solo foi realizada em dezembro de 2012, com a abertura de duas trincheiras de 1m³ em cada tratamento. Amostras de solo foram coletadas nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-45, 45-60, 60-80 e 80-100 cm, em duas paredes de cada trincheira.

Amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm (terra fina seca ao ar). Sub-amostra foi retirada e moída em gral de ágata, até passar em peneira de 250 μm . A concentração de carbono orgânico total foi determinada pelo método de combustão seca em aparelho Analisador Elementar Vario EL III.

A densidade do solo foi determinada pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997), nas mesmas camadas que para a determinação de carbono. Anéis volumétricos de 107 cm^3 foram utilizados em 0-5 e 5-10 cm e de 89 cm^3 nas demais camadas.

O estoque de carbono do solo até 100 cm de profundidade foi calculado com base na correção por massa equivalente (Sisti et al., 2004), que considera massas iguais de solo entre os tratamentos, tendo a massa de solo da área de MN como referência.

1.4.1.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A análise estatística tem como base o delineamento experimental em blocos ao acaso com quatro repetições. Teste de Bartlett foi aplicado para verificar a homogeneidade dos dados, antes da análise de variância (ANOVA). Teste Tukey a 5% de probabilidade foi aplicado para comparação de médias. As análises foram realizadas com o programa estatístico ASSISTAT Versão 7.6 beta.

1.4.2 ESTUDO 2: FONTES DE ADIÇÃO DE CARBONO NO SOLO

1.4.2.1 ÁREA EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS

Com o objetivo de avaliar a contribuição de raízes e da serapilheira das árvores na adição de carbono no solo, os tratamentos P1, P2 e MN do estudo 1 foram selecionados para este segundo estudo, cujo experimento instalado em 2007 consistiu dos seguintes tratamentos:

- **Adição completa:** adição normal tanto de raízes como de serapilheira.
- **Adição por raízes:** foram delimitadas mini parcelas de 0,5 m^2 (1m de comprimento x 0,5 m de largura) com quadro de madeira e cobertas com tecido TNT. O tecido teve função de suprimir a contribuição pela serapilheira, possibilitando a adição somente por raízes.

- **Sem adição:** semelhante ao anterior, porém com lona plástica nas laterais da área delimitada até 30 cm de profundidade, a fim de inibir contribuição também das raízes. A lona plástica foi colocada com a abertura de uma pequena vala ao redor da mini parcela.

1.4.2.2 CARBONO NO SOLO

Foram abertas nove trincheiras de 30 cm de profundidade em cada talhão. Essas trincheira foram abertas ao final do experimento, dentro das mini parcelas. A data de coleta e preparo de amostras foram os mesmos do estudo 1. A concentração de COT, densidade do solo e estoque de carbono até 30 cm de profundidade foram determinados conforme item 1.4.1.4.

1.4.2.3 FRACIONAMENTO DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO E ESTOQUE DE C-MOP E C-MOM

O fracionamento físico da matéria orgânica do solo foi determinado pelo método granulométrico, segundo Cambardella & Elliot (1992), nas camadas de 0-5 e 5-10 cm. Vinte gramas de solo e 70 mL de solução de hexametáfosfato de sódio (5 g L^{-1}) foram agitados durante 15 horas em agitador horizontal. A seguir, a suspensão foi passada em peneira de $53 \mu\text{m}$ com auxílio de jato de água. O material retido na peneira, que consiste na matéria orgânica particulada (MOP), foi seco em estufa a $50 \text{ }^\circ\text{C}$, quantificado em relação a sua massa e analisado em relação ao teor de C orgânico. A concentração de carbono foi determinada por combustão seca com analisador elementar Vario EL III. O estoque de C na matéria orgânica associada aos minerais (MOM) foi calculado pela diferença entre os estoques de C na matéria orgânica total e na MOP ($>53 \mu\text{m}$).

1.4.2.4 ÍNDICE DE MANEJO DO CARBONO

O índice de manejo do carbono (IMC) foi calculado conforme Blair et al. (1995). O solo sob MN foi utilizado como referência da condição original (IMC=100). Para a obtenção do IMC, foi necessário o índice de estoque de C (IEC), calculado a partir da relação entre o COT de cada área e o COT da área de mata nativa, utilizada como referência. A labilidade (L) do carbono foi determinada pela relação entre C-MOP e

C-MOM, e o índice de labilidade do carbono (ILC) foi calculado pela relação entre a labilidade de cada tratamento e a labilidade da área de referência. O IMC de cada tratamento foi obtido pela multiplicação entre IEC, ILC e 100.

1.4.2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para a análise estatística foi considerado o delineamento experimental de parcelas subdivididas, com três repetições, sendo sistema de uso do solo, o fator de parcela, e fontes de adição de C, o fator de subparcela. Teste de Bartlett foi realizado a fim de verificar a homogeneidade dos dados. A análise de variância (ANOVA) foi seguida pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. As análises foram feitas no programa estatístico ASSISTAT Versão 7.6 beta.

1.5 RESULTADOS

1.5.1 ESTUDO 1: SISTEMA DE USO DO SOLO

1.5.1.1 CARBONO DO COMPONENTE ARBÓREO E SERAPILHEIRA

O estoque de C na biomassa arbórea foi maior em P1 (173 Mg C ha⁻¹) e P2 (167 Mg C ha⁻¹) comparado a P2D e MN (Figura 2). O desbaste em P2D reduziu o estoque de C na biomassa para 99 Mg C ha⁻¹, em relação ao povoamento sem desbaste, semelhante à MN (93 Mg C ha⁻¹) (Figura 1.3).

A composição química da serapilheira no horizonte Ln foi similar entre os três sistemas de uso com pinus, mas diferente da serapilheira da MN (Tabela 1.3). A concentração de C na serapilheira de pinus foi aproximadamente de 470 g C kg⁻¹, superior aos 458 g C kg⁻¹ da MN (Tabela 1.3). O oposto foi encontrado para o N, proporcionando menor relação C/N na serapilheira de MN (32) comparado às plantações de pinus (46 a 51) (Tabela 1.3). Plantações de pinus também apresentaram maiores concentrações de lignina (média de 516 g Lig kg⁻¹) comparados a MN (351 g Lig kg⁻¹) e, conseqüentemente, maior relação Lig/N (Tabela 1.3). Além disso, as concentrações de Si foram aproximadamente três vezes maior nas áreas de pinus que na MN (Tabela 1.3).

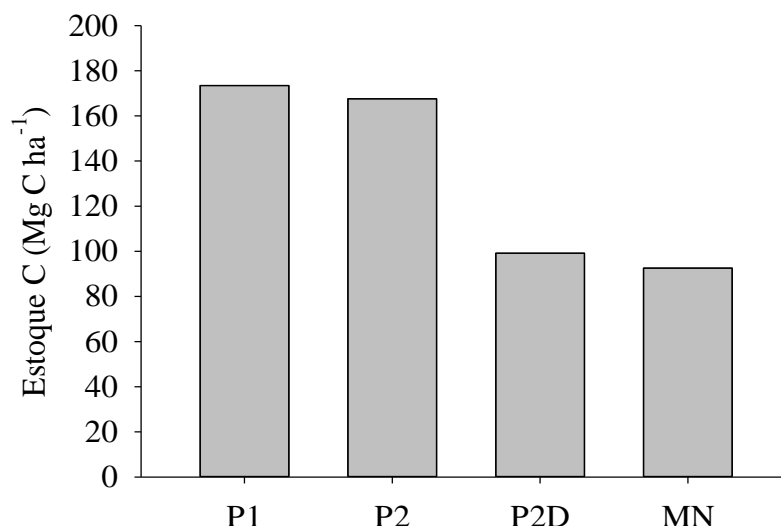


Figura 2. Estoque de carbono na biomassa arbórea em plantações de *Pinus taeda* primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e em mata nativa (MN). Rio Negrinho - SC.

O estoque de C na serapilheira apresentou tendência semelhante à do componente arbóreo: P1 (7 Mg C ha⁻¹) e P2 (6 Mg C ha⁻¹) com maior estoque de C que P2D (4 Mg C ha⁻¹) e MN (2 Mg C ha⁻¹) (Figura 3). Os horizontes Lv1 e Lv2 tiveram maior contribuição para o estoque de C da serapilheira, porém devido ao desbaste em P2D, houve uma redução no estoque de C em Lv2, que contribuiu com menos de 1 Mg C ha⁻¹ (Figura 3). O horizonte Ln em MN teve uma contribuição mínima de 0,15 Mg C ha⁻¹, refletindo o menor acúmulo de serapilheira nesse sistema de uso (Figura 3).

Tabela 1.3. Características químicas do horizonte Ln da serapilheira em plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e em mata nativa (MN). Rio Negrinho - SC.

Sistema de uso	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	Si (g kg ⁻¹)	Lig (g kg ⁻¹)	C/N	Lig/N
P1	471 a	9,3 b	5,8 a	518 a	51 a	54 a
P2	477 a	9,5 b	4,9 a	505 a	50 a	54 a
P2D	474 a	10,2 b	4,8 a	520 a	47 a	51 a
MN	458 b	15,4 a	1,7 b	351 b	32 b	38 b

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey (p<0,05). Lig: lignina.

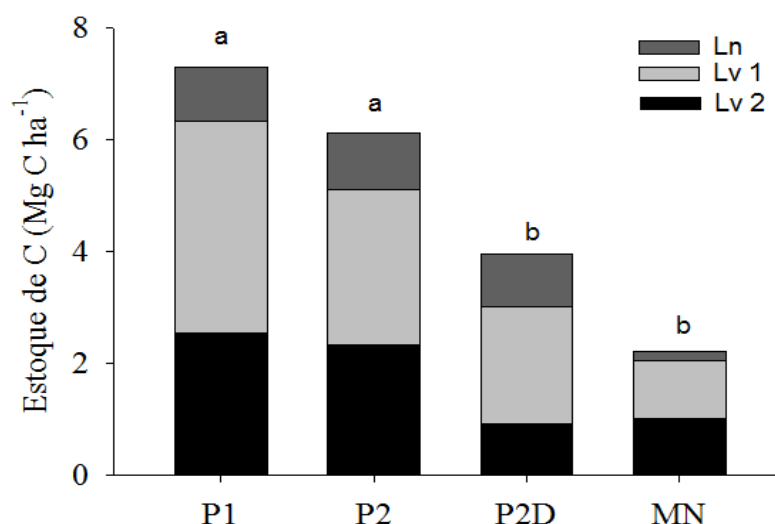


Figura 3. Estoque de carbono nos horizontes Ln, Lv1 e Lv2 da serapilheira em plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e em mata nativa (MN). Rio Negrinho - SC. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

1.5.1.2 CARBONO DO SOLO EM SISTEMAS DE USO

A concentração de COT diminuiu em profundidade, e plantações de segunda rotação apresentam comportamento semelhante (Figura 4). Na camada de 0-5 cm, MN (51 g C kg^{-1}) apresentou maior concentração de COT que os demais tratamentos (Figura 4). Em 45-60 cm, maior concentração ocorreu em P2 (24 g C kg^{-1}) e P2D (25 g C kg^{-1}) que em MN (17 g C kg^{-1}) e P1 (10 g C kg^{-1}) (Figura 4). Desta forma, é possível notar o enriquecimento de carbono em profundidade nas plantações em segunda comparado ao de primeira rotação, repetindo essa tendência na camada de 60-80 cm. Em 80-100 cm, P2 (9 g C kg^{-1}), P2D (7 g C kg^{-1}) e MN (7 g C kg^{-1}) tiveram maior concentração de carbono que P1 (4 g C kg^{-1}) (Figura 4).

A densidade do solo aumentou em profundidade em todos os sistemas avaliados (Figura 5). A camada superficial em P1 ($1,03 \text{ kg dm}^{-3}$) apresentou densidade do solo maior que MN ($0,55 \text{ kg dm}^{-3}$) (Figura 5). Ocorreu um adensamento do solo nas três plantações de pinus até a profundidade de 20 cm, e a partir de 30 cm e até 100 cm de profundidade, o solo em P1 teve adensamento acentuado chegando a $1,8 \text{ kg dm}^{-3}$ (Figura 5).

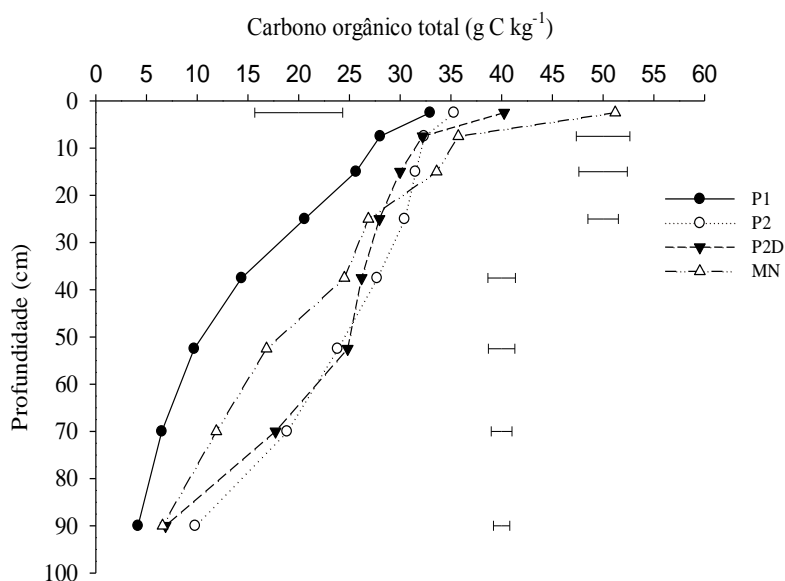


Figura 4. Concentração de COT em plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e em mata nativa (MN). Rio Negrinho - SC. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa ($p < 0,05$).

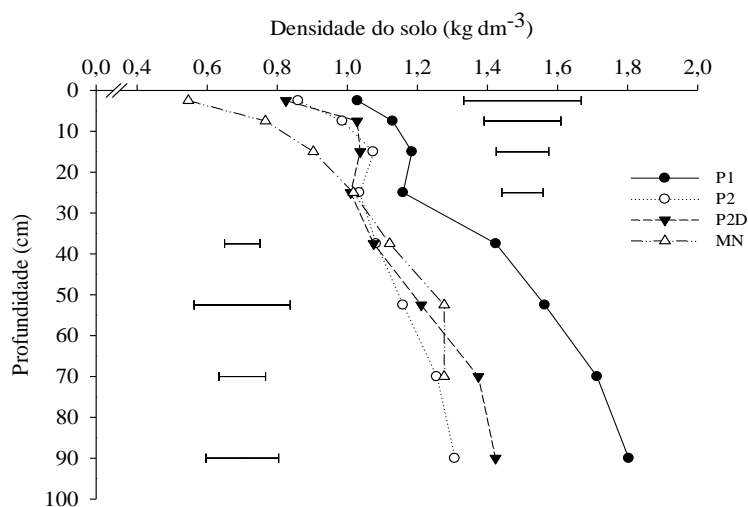


Figura 5. Densidade do solo em plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e em mata nativa (MN). Rio Negrinho - SC. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa ($p < 0,05$).

Os maiores estoques de COT, até 100 cm de profundidade, ocorreram em P2 (273 Mg C ha^{-1}) e P2D (262 Mg C ha^{-1}) (Figura 6). MN apresentou menor estoque de C

(214 Mg C ha⁻¹) que as plantações de segunda rotação, porém maior que P1 (177 Mg C ha⁻¹) (Figura 6).

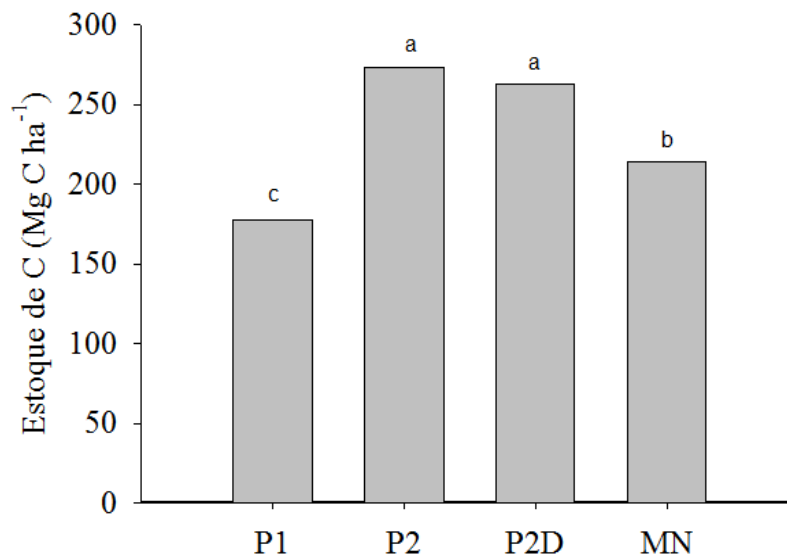


Figura 6. Estoque de COT do solo em plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e em mata nativa (MN). Rio Negrinho - SC. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

1.5.2 ESTUDO 2: FONTE DE ADIÇÃO DE C

1.5.2.1 ESTOQUE DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL

Em 0-5 cm, adição por raízes e sem adição nas plantações de pinus, não afetaram a concentração de COT (Figura 7a e 7b). Por outro lado em MN, adição completa apresentou 56 g C kg⁻¹, sendo maior que a concentração nos tratamentos adição por raízes e sem adição, onde foi obtido 46 e 43 g C kg⁻¹, respectivamente (Figura 7c). Não houve diferença entre os tratamentos adição por raízes e sem adição, mostrando a maior influência da parte aérea como fonte de carbono para essa camada superficial na mata nativa.

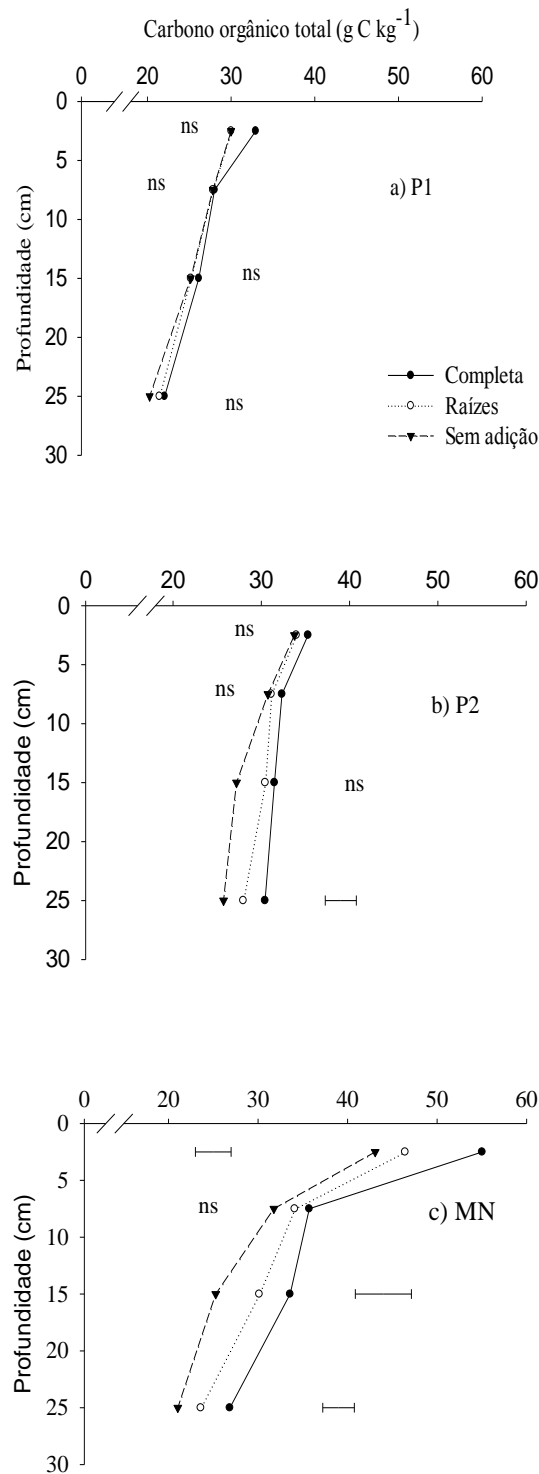


Figura 7. Concentração de COT do solo comparando adição completa, adição por raízes e sem adição em *Pinus taeda* de (a) primeira rotação (P1), (b) segunda rotação (P2), e (c) mata nativa (MN). Rio Negrinho - SC. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa ($p < 0,05$); ns: não significativo.

Avaliando as fontes de adição em P2 em 20-30 cm (Figura 7b) e em MN em 10-20 e 20-30 cm (Figura 7c), adição completa apresentou maior concentração de carbono que sem adição, não diferindo de adição por raízes. Ou seja, não houve diferença no COT entre adição completa e adição por raízes, mas também não houve entre sem adição e adição por raízes, o que leva à falta de definição de qual fonte de adição contribuiu mais para o COT, nessas camadas em P2 e MN.

Na camada de 0-5 cm, P1 ($1,1 \text{ kg dm}^{-3}$) apresentou maior densidade comparado a P2 ($0,9 \text{ kg dm}^{-3}$) e, MN ($0,7 \text{ kg dm}^{-3}$) teve o menor valor (Figura 8a). Comportamento semelhante foi observado em 5-10 e 20-30 cm. Comparando a influência das fontes de adição de carbono sobre a densidade do solo, a densidade variou de 0,8 a $1,16 \text{ kg dm}^{-3}$, não diferindo entre os tratamentos até 20 cm de profundidade (Figura 8b). Em 20-30 cm, o tratamento sem adição obteve maior densidade ($1,16 \text{ kg dm}^{-3}$) em relação à adição completa ($1,06 \text{ kg dm}^{-3}$) (Figura 8b).

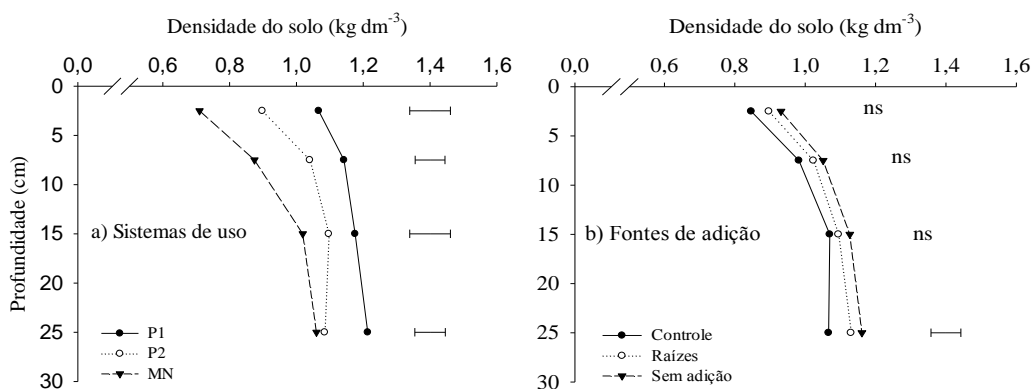


Figura 8. Densidade do solo em (a) sistemas de uso com *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), e mata nativa (MN); e (b) fontes de adição com adição completa, adição por raízes e sem adição. Rio Negrinho - SC. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa ($p < 0,05$); ns: não significativo.

Não houve diferença no estoque de COT entre P1, P2 e MN (Figura 9a). Adição completa apresentou maior estoque de COT (112 Mg C ha^{-1}) que sem adição (100 Mg C ha^{-1}), não diferindo de adição por raízes (Figura 9b). Isso ressalta a contribuição intermediária de adição por raízes, não sendo possível identificar a fonte de adição que mais contribuiu para o estoque de COT.

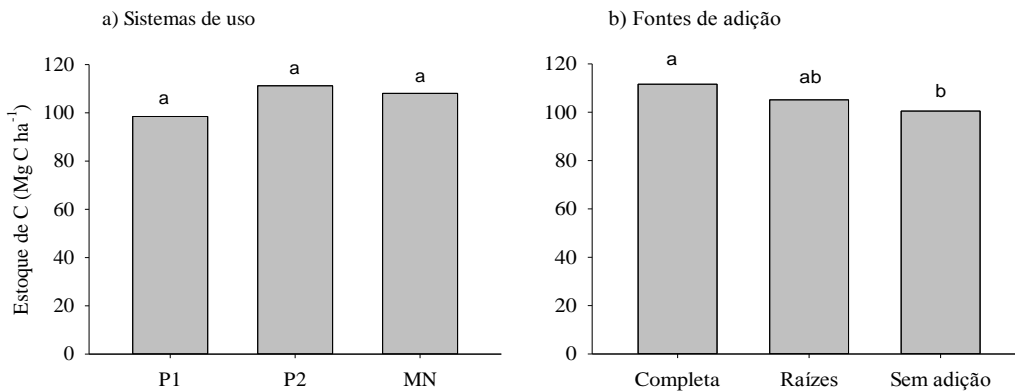


Figura 9. Estoque de COT do solo (0-30 cm) sob (a) sistemas de uso com *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), e mata nativa (MN); e (b) fontes de adição com adição completa, adição por raízes e sem adição. Rio Negrinho - SC. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

1.5.2.2 FRAÇÕES FÍSICAS DA MATÉRIA ORGÂNICA E ÍNDICE DE MANEJO DO CARBONO

MN apresentou maior concentração de C-MOP (9,0 g C kg⁻¹) que P1 (5,4 g C kg⁻¹) e P2 (5,0 g C kg⁻¹) em 0-5 cm, porém para os estoques de C-MOP essa diferença não foi detectada (Tabela 1.4). Avaliando as fontes de carbono em 0-5 cm, a concentração de C-MOP em adição completa (8,0 g C kg⁻¹) e adição por raízes (6,6 g kg⁻¹) foram superiores à sem adição (4,8 g kg⁻¹) (Tabela 1.4). Tendência semelhante foi encontrada para a relação C-MOP/COT e para o estoque de C-MOP, onde adição completa (3,3 Mg C ha⁻¹) não diferiu da adição por raízes (2,9 Mg C ha⁻¹) e superou sem adição (2,2 Mg C ha⁻¹) (Tabela 1.4).

Apesar da MN apresentar tendência de maior concentração de C-MOM (36,8 g C kg⁻¹) em relação às plantações de pinus em 0-5 cm, não houve diferença entre os tratamentos que avaliaram sistemas de uso nem fontes de adição (Tabela 1.4). A falta de efeito dos tratamentos na concentração de C-MOM se refletiu nos respectivos estoques, onde não foi verificada diferença significativa (Tabela 1.4).

Tabela 1.4. Concentração, contribuição e estoque de C na matéria orgânica particulada (C-MOP) e associada aos minerais (C-MOM) do solo sob plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2) e mata nativa (MN) e em adição completa, adição por raízes e sem adição. Rio Negrinho - SC.

	C-MOP (g kg ⁻¹)	C- MOP/COT	C-MOM (g kg ⁻¹)	Estoque C- MOP (Mg ha ⁻¹)	Estoque C- MOM (Mg ha ⁻¹)
0 - 5 cm					
P1	5,4 b	17,2 a	25,9 a	2,9 a	14,1 a
P2	5,0 b	14,7 a	29,2 a	2,3 a	13,1 a
MN	9,0 a	18,8 a	36,8 a	3,2 a	13,7 a
Completa	8,0 a	19,1 a	30,6 a	3,3 a	13,8 a
Raízes	6,6 a	17,8 ab	30,4 a	2,9 ab	13,2 a
Sem adição	4,8 b	13,8 b	30,9 a	2,2 b	13,9 a
5 - 10 cm					
P1	4,7 a	16,8 a	23,4 a	2,7 a	13,2 a
P2	3,6 a	11,2 b	27,7 a	2,0 a	14,4 a
MN	5,0 a	14,7 a	29,1 a	2,1 a	12,6 a
Completa	5,0 a	15,4 a	27,2 a	2,6 a	13,4 a
Raízes	4,0 b	13,3 a	27,0 a	2,1 a	13,5 a
Sem adição	4,2 b	14,0 a	26,0 a	2,1 a	13,3 a

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey (p<0,05).

O IEC em P1 e P2 foi, respectivamente, 28 e 22% menor que MN, sendo que neste último tratamento houve redução no IEC de adição completa para adição por raízes (0,86) e sem adição (0,80) (Tabela 1.5). Em MN e P2, a LC foi maior em adição completa comparado à sem adição, sendo que adição por raízes não diferiu dos demais (Tabela 1.5).

Em P1, o ILC foi 21% menor em relação à referência (MN=1,00), porém não foi detectada diferença significativa (Tabela 1.5). Em MN e P2, o ILC foi menor em adição por raízes (0,79 e 0,83) e sem adição (0,72 e 0,66) em relação à adição completa (1,00 e 0,99) (Tabela 1.5).

Tabela 1.5 Índice do estoque do C (IEC), Labilidade do C (LC), Índice de labilidade do C (ILC) e Índice de manejo do C (IMC) na adição completa (Completa), contribuição de raízes (R) e sem contribuição (S) sob plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2) e mata nativa (MN). Rio Negrinho - SC.

	IEC			LC			ILC			IMC		
	Completa	R	S	Completa	R	S	Completa	R	S	Completa	R	S
0 - 10 cm												
P1	0,72 bA ⁽¹⁾	0,67 bA	0,70 bA	0,50 bA	0,51 aA	0,49 aA	0,79 aA	0,82 aA	0,78 aA	57,10 cA	55,55 aA	52,05 aA
P2	0,78 bA	0,75 bA	0,76 bA	0,62 abA	0,54 aAB	0,41 aB	0,99 aA	0,83 aAB	0,66 aB	80,24 bA	61,65 aAB	49,09 aB
MN	1,00 aA	0,86 aB	0,80 aB	0,69 aA	0,50 aAB	0,46 aB	1,00 aA	0,79 aAB	0,72 aB	100,00 aA	72,56 aAB	61,34 aB

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra, minúscula na coluna e maiúscula na linha, não diferem entre si pelo teste Tukey (p<0,05).

P1(57,10) e P2(80,24) apresentaram menor IMC que MN (100) (Tabela 1.5). Entre as fontes de adição em MN e P2, sem adição (61,34 e 49,09) teve menor IMC que adição completa (100,00 e 80,24), que não diferiu de adição por raízes (72,56 e 61,65) (Tabela 1.5).

1.6 DISCUSSÃO

1.6.1 ESTUDO 1: SISTEMA DE USO DO SOLO

Os maiores estoques de carbono na biomassa arbórea das plantações de pinus provavelmente ocorre pelo rápido crescimento e fácil adaptabilidade dessa espécie (Leite et al., 2006; Schultz, 1999), sendo que a capacidade produtiva depende fundamentalmente de condições de solo e clima (Ortega & Montero, 1988). No Sul do Brasil, *Pinus taeda* é uma das espécies mais importantes para a silvicultura, devido sua grande adaptação e desenvolvimento, podendo obter produtividades médias anuais maiores que $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, considerados os maiores do mundo (Schultz, 1999; Ferreira, 2005).

O menor estoque de C na biomassa arbórea em P2D comparado a P2 é devido ao desbaste, que retirou grande quantidade de biomassa acima do solo. As medições foram realizadas um ano após o desbaste, esperando-se então que, futuramente, as árvores remanescentes em P2D apresentem maior incremento de C na biomassa devido à menor competição por luz, água e nutrientes.

O menor estoque de C na biomassa arbórea em MN, provavelmente se deve ao fato desta estar em estágio sucessional médio, não tendo alcançado ainda seu estágio avançado, onde provavelmente haveria maior estoque de C na biomassa. Os resultados deste estudo foram próximos aos encontrados por Ribeiro et al. (2012) de 86 Mg C ha^{-1} em estudo em Floresta Ombrófila Mista Montana em estágio sucessional médio.

A diferença nos estoques de carbono da serapilheira entre os tratamentos ocorre em função da composição química das mesmas, sendo a decomposição negativamente relacionada com a concentração de lignina, relação C/N e Lig/N (Austin & Vitousek, 2000; Berg & Eckbom, 1983; Hobbie et al., 2006; Melillo et al., 1982). A menor quantidade de serapilheira em P2D é devida a menor densidade arbórea nessa parcela, e pelo aumento da disponibilidade de nutrientes por planta, possibilitando a regeneração das espécies do sub-bosque, dando origem a uma serapilheira mais facilmente decomponível (Kolm & Poggiani, 2003; Vatterdal et al., 1995). A maior entrada de luz promovida pelo desbaste modificou o

microclima florestal favorecendo os organismos decompositores (Fierrer et al., 2005; Vatterdal et al., 1995) e reduzindo a quantidade de serapilheira.

Há evidências que a concentração de silício está ligada à elevada recalcitrância da serapilheira de pinus, influenciando, conseqüentemente, o estoque de carbono nesse compartimento. O silício está envolvido na biossíntese de polifenóis (Agarie et al., 1998), que têm ligação com a síntese de compostos orgânicos, como lignina, carboidratos, pectinas e tanino (Clark et al., 2001). O acúmulo de silício provoca o aumento da síntese de compostos fenólicos e lignina (Currie & Perry, 2007; Ghanmi et al., 2004).

A maior concentração de carbono em profundidade no solo e conseqüentemente, maior estoque nas plantações de segunda rotação em relação à MN é provavelmente reflexo da maior quantidade de biomassa abaixo do solo sob pinus. Isso é devido ao maior estoque de C na biomassa acima do solo das plantações de pinus em relação à MN, o que refletiu em maior quantidade de biomassa radicular. Como P2 e P2D estão em segunda rotação, houve maior aporte de carbono em profundidade, devido provavelmente, à decomposição das raízes da rotação anterior. Maiores estoques de C ocorrem em plantações com maior tempo de cultivo (Abrão, 2007; Balbinot et al., 2008; Demessie et al., 2013; Mafra et al., 2008).

Apesar do povoamento de primeira rotação estar instalado a 18 anos, isso não garantiu o acúmulo de carbono em profundidade. Isso, possivelmente, reflete a reduzida decomposição das raízes nas camadas mais profundas. Estruturas de raízes maiores e mais lignificadas nas camadas mais profundas do solo, combinados com baixas concentrações de nutrientes explicam a menor decomposição (Pregitzer et al., 1998). Em plantios florestais, o restabelecimento do estoque de carbono do solo ocorre após 20 a 40 anos (Specht & West, 2003), o que pode ser devido à deterioração do complexo químico-biológico em função da desestruturação da condição física do solo (Winck et al., 2013). Porém, menor concentração e estoque de COT na plantação de primeira rotação em relação aos demais tratamentos refletem perdas de carbono do solo que ocorreram possivelmente pelo uso do solo anterior à implantação dessa floresta. Porém não foi possível identificar qual era o uso do solo anterior à implantação da primeira rotação de pinus.

A falta de diferença entre plantações com e sem desbaste na concentração e estoque de COT é devido ao desbaste ser realizado um ano antes da amostragem de solo. Assim, provavelmente não houve tempo para modificações na concentração de COT.

As diferenças verificadas entre os valores de densidades do solo, possivelmente se dão pela influência dos constituintes orgânicos na estruturação e agregação do solo (Bronick & Lal, 2005; Neves et al., 2006; Silva et al., 2006). A falta de diferença na densidade do solo entre rotações de pinus, com tendência de menor densidade na segunda rotação, também foi encontrado por Bognola et al. (2010).

1.6.2 ESTUDO 2: FONTE DE ADIÇÃO DE CARBONO

A maior concentração de COT em adição completa comparada a adição por raízes e sem adição na camada superficial em MN demonstra o efeito da serapilheira no carbono solo e a matéria orgânica mais lábil e de decomposição mais acelerada. A composição e qualidade da matéria orgânica são reflexos das características químicas das espécies que compõe a vegetação (Hiltbrunner et al., 2013; Quiedau et al., 2001).

Por outro lado, plantações de pinus não apresentaram diferença na concentração de COT entre adição completa e adição por raízes. A desconexão entre o C da serapilheira e do solo mineral tem sido observada em florestas de pinus no Tennessee, EUA (Froberg et al., 2007; Garten et al., 2009; Kramer et al., 2010). Apenas 14% do carbono orgânico dissolvido (COD) na camada de 0-15 cm derivou do C¹⁴ da serapilheira, sendo que a maior parte do COD recentemente liberado é mineralizado na própria serapilheira (Froberg et al., 2007).

Frações recalcitrantes da MOS são menos responsivas à alterações no uso do solo e possuem maior tempo médio de residência (Hiltbrunner et al., 2013; Rovira & Vallejo, 2002), possibilitando maior estocagem destas no ecossistema. A recalcitrância da serapilheira sob florestas de pinus, e a provável baixa taxa de decomposição, ajudam a explicar o comportamento das fontes de adição sobre os estoques de COT e C-MOP. Esses resultados estão de acordo com Garten et al. (2009) e Nadelhoffer et al. (2004), que não encontraram diferenças no estoque de COT e C-MOP, após 4 e 5 anos, respectivamente, de exclusão de serapilheira de pinus. A falta de diferença entre adição por raízes e sem adição é devido provavelmente ao tempo de instalação do experimento. A idade média do carbono em raízes vivas menores que 2 mm de diâmetro é de 5 a 18 anos (Gaudinski et al., 2001), não sendo possível encontrar diferença após 5 anos de exclusão de raízes e serapilheira.

A semelhança no estoque de C-MOM entre os tratamentos e a maior proporção comparada ao estoque de C-MOP, é devido à alta estabilidade química das ligações argilo-orgânicas (Bayer et al., 2001; Schiavo et al., 2011) com *turnover* muito lento. Vários

trabalhos têm demonstrado que a maior proporção da MOS está associada às frações mais finas do solo (Freixo et al., 2002; Mando et al., 2005) e que a formação de complexos argilo-orgânicos auxiliam na preservação da MOS, não sendo modificada pelos diferentes sistemas de manejo do solo, principalmente a curto prazo (Bayer et al., 2004). Essa falta de diferença ocorre devido ao pequeno efeito dos sistemas de uso na ruptura e formação de microagregados (Bayer et al., 2004). A manutenção, e possíveis, ganhos em C- MOM em áreas de reflorestamento são importantes para sequestro de C no solo devido ao lento *turnover* desse compartimento da MOS (Garten et al., 2002).

A mudança de uso do solo, de MN para plantações de pinus, diminuiu o IMC, provavelmente pelas alterações na qualidade da matéria orgânica, tais como a relação C/N, conteúdo de lignina, celulose, hemicelulose, proteínas e carboidratos, modificando, a LC (Tirol-padre & Ladha, 2004). Há um aumento do valor desse índice com o aumento de rotações das plantações de pinus. O maior IMC em MN e no pinus de segunda rotação indica maior qualidade do sistema devido ao acúmulo de MOS e, conseqüentemente, maior fluxo de energia e matéria no sistema solo, auto-organizado por meio da corrente de correlações (Vezzani & Mielniczuk, 2009).

A diferença encontrada entre adição completa e sem adição no IMC em MN e P2 estão de acordo Diekow et al. (2005) e Vieira et al. (2007) que obtiveram correlação significativa entre as adições de carbono no solo e o IMC. Adição por raízes ficou intermediária entre os demais tratamentos, não sendo possível indicar a principal fonte de adição para o IMC. Apesar disso, alguns estudos encontraram que raízes de 0,35 mm de diâmetro têm elevada biomassa e concentração de N, e ainda, alta taxa de respiração e *turnover*, sugerindo papel predominante das raízes de menor diâmetro no ciclo do C em escala de ecossistema (Pregitzer et al., 1998; Rasse et al., 2005; Wells et al., 2002).

1.7 CONCLUSÕES

- 1 – Plantações de pinus aumentam o estoque de C na biomassa arbórea e serapilheira em relação à MN, mas o primeiro ano após o desbaste influencia negativamente esses estoques.
- 2 – O aumento do número de rotações com plantações de pinus em uma mesma área aumenta o estoque de C no solo e o IMC.

3 – Sistema radicular contribui para a manutenção do estoque de C no solo e para o IMC em plantações florestais, porém não é possível indicar a fonte de adição que mais contribui para esses parâmetros.

1.8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7989: Pasta celulósica e madeira - Determinação de lignina insolúvel em ácido. Rio de Janeiro, 2010. 6 p.

ABRÃO, S.F. Alterações físicas e químicas de um CAMBISSOLO HÚMICO em povoamentos de *Pinus taeda* L. com diferentes rotações. Santa Maria, 97 f. Dissertação - Ciências Florestais - Universidade Federal de Santa Maria, 2011.

AGARIE, S.; HANAOKA, N.; UENO, O.; MIYAZAKI, A.; KUBOTA, F.; AGATA, W. & KAUFMAN, P.B. Effects of silicon on tolerance to water deficit and heat stress in rice plants (*Oryza sativa* L.), monitored by electrolyte leakage. *Plant Production Science*, 1:96-103, 1998.

ARAÚJO, R.; GOEDERT, W. J.; LACERDA, M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31:1099-1108, 2007.

ABRAF - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA FLORESTAL. Anuário Estatístico da ABRAF 2013 - Ano Base 2012. Disponível em < <http://www.abraflor.org.br>>. Acesso em 5 jan. 2014.

AUSTIN, A.T. & VITOUSEK, P.M. Precipitation, decomposition, and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* on Hawaii. *Journal of Ecology* 88:129–138, 2000.

BALBINOT, R.; SCHUMACHER, M. V.; WATZLAWICK, L. F. & SANQUETTA, C. R. Inventário do carbono orgânico em um plantio de *Pinus taeda* aos 5 anos de idade no Rio Grande do Sul. *Revista de Ciências Exatas e Naturais*, 5:59-68, 2003.

BALBINOT, R.; VALÉRIO, A.F.; SANQUETTA, C.R.; CALDEIRA, M.V.W. & SILVESTRE, R. Estoque de carbono em plantações de *Pinus* spp. em diferentes idades no Sul do Estado do Paraná. *Floresta*, 38:317-324, 2008.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J. & PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39:677-683, 2004.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PILLON, C.N.; SANGOI, L. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. *Soil Science Society of America Journal*, 65:1473-1478, 2001.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L.; & ERNANI, P. R. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on subtropical soil. *Plant and Soil*, 238:133-140, 2002.

BERG, B. & ECKBOM, G. Nitrogen-immobilization in decomposing needle litter at variable carbon:nitrogen ratios. *Ecology* 64:63-67, 1983.

BLAIR, J.B.; LEFROY, R.D.B. & LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian Journal of Agricultural Research*, 46:1549-1466, 1995.

BOGNOLA, I. A.; DEDECEK, R.A. LAVORANTI, O.J. & HIGA, A.R. Influência de propriedades físico-hídricas do solo no crescimento de *Pinus taeda*. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 30:37-49, 2010.

BRONICK, C.J. & LAL, R. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124:3-22, 2005.

CAMBARDELLA, C.A. & ELLIOTT, E.T. Particulate soil organic matter change across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56:777-783, 1992.

CLARK, R.B. Role of silicon in plant nutrition. In: SINGH, K.; MORI, S.; WELCH, R.M., eds. Perspectives on the micronutrient nutrition of crops. 1 ed. New Delhi, Scientific Publishers, 2001. p.205-225.

CORNEJO, J. & HERMOSÍN, M. C. Interaction of humic substances and soil clays. In Humic Substances in Terrestrial Ecosystems. PICCOLO, A. ed. Amsterdam, Elsevier, 1996. p. 595–624.

CURRIE, H.A. & PERRY, C.C. Silica in plants: biological, biochemical and chemical studies. *Annals of Botany*, 100:1383-1389, 2007.

DEMESSIE, A.; SINGH, B.R. & LAL, R. Soil carbon and nitrogen stocks under chronosequence of farm and traditional agroforestry land uses in Gambo District, Southern Ethiopia. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, 95:95-365, 2013.

DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P. & KOGEL-KNABER, I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilization. *Plant and Soil* 268:319–328, 2005.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA — EMBRAPA. Manual de métodos de análises de solo. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212p.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA S.A. – EPAGRI / CENTRO DE INFORMAÇÕES DE RECURSOS AMBIENTAIS E DE HIDROMETEOROLOGIA DE SANTA CATARINA - CIRAM. Zoneamento Agroecológico. Disponível em: <<http://ciram.epagri.rct-sc.br/portal/website/index.jsp?url=jsp/agricultura/zoneAgroecologico.jsp&tipo=agricultura>>. Acesso em 19 jan. 2014.

FERREIRA, A.R. Análise genética e seleção em teste dialélicos de *Pinus taeda* L. Curitiba, 220 f. Tese - Ciências Florestais - Universidade Federal do Paraná, 2005.

FIERRER, N.; CRAINE, J.M; MCLAUCHLAN, K. & SCHIMEL, J.P. Litter quality and temperature sensitivity of decomposition. *Ecology*, 86:320-326, 2005.

FREIXO, A.A.; MACHADO, P.L.O.A.; GUIMARÃES, C.M.; SILVA, C.A. & FADIGAS, F.S. Estoque de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26:425-434, 2002.

FRÖBERG, M.; JARDINE, P.M.; HANSON, P.J.; TODD, D.E. & TARVER, J.R. Low dissolved organic carbon input from fresh litter to deep mineral soils. *Soil Science Society of American Journal*. 71:347–354, 2007.

FURLANI, P.R. & GALLO, J.R. Determinação de silício em material vegetal pelo método colorimétrico do “azul-de-molibdênio”. *Bragantia*, 37:5-11, 1978.

GARTEN, C.T. A disconnect between O horizon and mineral soil carbon: Implications for soil C sequestration. *Oecologia*, 35:218-226, 2009.

GARTEN, C.T. & ASHWOOD, T.L. Landscape level differences in soil carbon and nitrogen: Implications for soil carbon sequestration. *Global Biogeochemical cycles*, 16:1114, 2002.

GAUDINSKI, J.B. & TRUMBORE, S.E. Soil carbon turnover. In: HANSON, P.J. & WULLSCHLEGER, S.D. Eds. *North American Temperate Deciduous Forest Responses to Changing Precipitation Regimes*. New York, Springer, 2003. p. 190–209.

GAUDINSKI, J.B.; TRUMBORE, S.E.; DAVIDSON, E.A.; COOK, A.C.; MARKEWITZ, D. & RITCHER, D.D. The age of fine-root in three forests of the eastern United States measured by radiocarbon. *Oecologia*, 129:420-429, 2001.

GHANMI, D.; MCNALLY, D.J.; BENHAMOU, N.; MENZIES, J.G. & BELANGER, R.R. Powdery mildew of *Arabidopsis thaliana*: A pathosystem for exploring the role of silicon in plant-microbe interactions. *Physiological and Molecular Plant Pathology*, 64:189-199, 2004.

HIGA, R. C. V. Dinâmica de carbono de *Pinus taeda* L. voltadas a exigências climáticas e práticas silviculturais. Gainesville, 62 f. Relatório final de pós doutorado. University of Florida, 2005. Não publicado.

HIGA, R.C.V.; CARDOSO, D.J.; ANDRADE, G.; ZANATTA, J.A.; ROSSI, L.M.B.; PULROLNIK, K.; NOCODEMO, L.F.; GARRASTAZU, M.C.; VASCONCELOS, S. & SALIS, S.M. Protocolo de medição e estimativa de biomassa e biomassa florestal. Curitiba, no prelo, 2014. 88p.

HILTBRUNNER, D.; ZIMMERMANN, S. & HAGERDORN, F. Afforestation with Norway spruce on a subalpine pasture alters carbon dynamics but only moderately affects soil carbon storage. *Biogeochemistry*, 115:251-266, 2013.

HOBBIE, S.E.; REICH, P.B.; OLEKSYN, J.; OGD AHL, M.; ZYTKOWIAK, R.; HALE, C. & KAROLEWSKI, P. Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. *Ecology*, 87:2288-2297, 2006.

IPCC. Climate Change 2013: Synthesis Report. Twelfth Session of Working Group I to the Summary for Policymakers. 36p. Geneva, Switzerland, 2013.

KOLM, L. & POGGIANI, F. Ciclagem de nutrientes em povoamentos de *Eucalyptus grandis* submetidos à prática de desbastes progressivos. *Scientia Forestalis*, 63:79-93, 2003.

KRAMER, C.S.; TRUMBORE, M.; FRÖBERG, L.M.C.; DOZAL, D.; ZHANG, X.; XU, G.M. & SANTOS, P.J. Recent (<4 year-old) leaf litter is not a major source of microbial carbon in a temperate forest mineral soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 42:1028-1037, 2010.

LEITE, H.G.; NOGUEIRA, G.S. & MOREIRA, A.M. Efeito do espaçamento e da idade sobre variáveis de povoamentos de *Pinus taeda* L. *Árvore*, 30:603-612, 2006.

MAFRA, A.L.; GUEDES, S.F.F.; KLAUBERG-FILHO, O.; SANTOS, J.C.P.; ALMEIDA, J.A. & DALLA ROSA, J. Carbono orgânico e atributos químicos do solo em áreas florestais. *Árvore*, 32:217-224, 2008.

MANDO, A.; QUATTARA, B.; SÉDOGO, M.; STROOSNIJDER, L.; QUATARA, K.; BRUSSAARD, L. & VANLAUWE, B. Long-term effect of tillage and manure application on soil organic fractions and crop performance under Sudano-Sahelian conditions. *Soil Tillage and Research*, 80:95–101, 2005.

MELILLO, J. M.; ABER, J.D. & MURATORE, J.F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63:621–626, 1982.

MOKANY, K.; RAISON, R.J. & PROKUSHKIN, A.S. Critical analysis of root:shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology*, 12:84-96, 2006.

NADELHOFFER, K.; BOONE, R.; BOWDEN, R.; CANARY, J.; KAYE, J.; MICKS, P.; RICCA, A.; MCDOWELL, W. & AITKENHEAD, J. The DIRT experiment: litter and root influences on forest organic matter stocks and function. In: FOSTER, D.R. & ABER, J.D. eds. *Forests in Time: The Environmental Consequences of 1000 Years of Change in New England*. New Haven, Yale University Press, 2004. p. 300–315.

NEVES, C.S.V.J.; FELLER, C. & KOUAKOUA, E. Efeito do manejo do solo e da matéria orgânica solúvel em água quente na estabilidade de agregados de um latossolo argiloso. *Ciência Rural*, 36:1410-1415, 2006.

NICOLOSO, R. da S.; LOVATO, T.; AMADO, T.J.C.; BAYER, C. & LANZANOVA, M.E. Balanço do carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32:2425-2433, 2008.

ORTEGA, A. & MONTERO, G. Evaluación de la calidad de las estaciones forestales. *Ecología*, 2:155-184, 1988.

PEICHL, M. & ARAIN, A. Above and belowground ecosystem biomass and carbon pools in an age-sequence of temperate pine plantation forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 140:51-63, 2006.

PREGITZER, K. S.; LASKOWSKI, M.J.; BURTON, A.J.; LESSARD, V.C. & ZAK, D.R. Variation in sugar maple root respiration with root diameter and soil depth. *Tree Physiology*, 18:665–670, 1998.

QUIEDAU, S.A.; CHADWICK, O.A.; BENESI, A.; GRAHAM, R.C. & ANDERSON, M.A. A direct link between forest vegetation type and soil organic matter decomposition. *Geoderma*, 104:41-60, 2001.

RASSE, D. P.; LONGDOZ, B. & CEULEMANS, R. TRAP: A modelling approach to below-ground carbon allocation in temperate forests. *Plant and Soil*, 229:281–293, 2001.

RASSE, D.P.; RUMPEL, C. & DIGNAC, M-F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization. *Plant and Soil*, 269:341-356, 2005.

RATUCHNE, L. C. Equações alométricas para a estimativa de biomassa, carbono e nutrientes em uma Floresta Ombrófila. Guarapuava, 98 f. Dissertação – Ciências florestais - Universidade Estadual do Centro-Oeste, 2010.

REISSMANN, C.B. Morfologia dos horizontes de húmus em florestas de coníferas exóticas no Sul do Brasil. *Revista do Setor de Ciências Agrárias*, 5:11-16, 1983.

RIBEIRO, S.C.; JACOVINE, A.G.; SOARES, C.P.B.; MARTINS, S.V.; SOUZA, A.L. & NARDELLI, A.M.B. Quantificação de Biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. *Árvore*, 33:917-926, 2009.

ROVIRA, P. & VALLEJO, R. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. *Geoderma*, 107:109–141, 2002.

SCHIAVO, J.A.; ROSSET, J.S.; PEREIRA, M.G.; SALTON, J.C. Índice de manejo de carbono e atributos químicos de Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 46:1332-1338, 2011.

SCHULTZ, R. Loblolly Pine: The ecology and culture of Loblolly Pine (*Pinus taeda* L.). *Agriculture Handbook*, 713. Washington, D.C., U.S. Department of Agriculture, Forest Service, 1997. 493 p.

SILVA, M.A.S.; MAFRA, A.L.; ALBUQUERQUE, A.; ROSA, J.D.; BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Propriedades físicas e teor de carbono orgânico de um ARGISSOLO VERMELHO sob distintos sistemas de uso e manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 30:329-337, 2006.

SISTI, C.P.J.; SANTOS, H.P.; KOHHANN, R.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S. & BODDEY, R.M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. *Soil & Tillage Research*, 76:39–58, 2004.

SPECHT, A. & WEST, P. W. Estimation of biomass and sequestered carbon on farm forest plantations in northern New South Wales, Australia. *Biomass & Bioenergy*, 25:363-379, 2003.

TIROL-PADRE, A. & LADHA, J.K. Assessing the reliability of permanganate-oxidizable carbon as an index of soil labile carbon. *Soil Science Society of American Journal*, 68:969–978, 2004.

TRUMBORE, S.E. Comparison of carbon dynamics in tropical and temperate soils using radiocarbon measurements. *Global Biogeochemical Cycles* 7:275–290, 1993.

VESTERDAL, L.; CLARKE, N.; SIGURDSSON, B.D. & GUNDERSEN, P. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management*, 309:4-18, 2013.

VESTERDAL, L.; DALSGAARD, M.; FELBY, C.; RAULUND-RASMUSSEN, K. & JORGESEN, B.B. Effects of thinning and sil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor on Norway Spruce stands. *Forest Ecology and management*, 77:1-10, 1995.

VEZZANI, F.M. & MIELNICZUK, J. Uma visão sobre a qualidade do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33:743-755, 2009.

VIEIRA, F.C.B.; BAYER, C.; ZANATTA, J.A.; DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J. & HE, Z.L. Carbon management index based on physical fractionation of soil matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. *Soil & Tillage Research*, 96:195-204, 2007.

WATZLAWICK, L. F. Estimativa de biomassa e carbono em Floresta Ombrófila Mista e plantações florestais a partir de dados de imagens de satélite IKONOS II. Curitiba, 120 f. Tese - Ciências Florestais – Universidade Federal do Paraná, 2003.

WATZLAWICK, L.F.; CALDEIRA, M.V.; VIEIRA, M.; SCHUMACHER, M.V.; GODINHO, T.O. & BALBINOT, R. Estoque de biomassa e carbono na Floresta Ombrófila Mista Montana, Paraná. *Scientia Florestalis*, 40:353-362, 2012.

WELLS, C.E.; GLENN, D.M. & EISSENSTAT, D.M. Changes in the risk of fine-root mortality with age: a case study in peach, *Prunus persica* (Rosaceae). *American Journal of Botany*, 89:79–87, 2002.

WINCK, C.; REINERT, D.J.; MÜLLER, I.; REICHERT, J.M. & JACOMET, L. A idade das plantações de *Eucalyptus* sp. influenciando os estoques de carbono. *Ciência Florestal*, 23:333-343, 2013.

CAPÍTULO 2. EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E METANO A PARTIR DE SOLOS SOB PINUS E MATA NATIVA

RESUMO

Plantações florestais alteram a quantidade e a qualidade da serapilheira e raízes, com reflexos na dinâmica do carbono e nos fluxos de gases de efeito estufa (GEE). O objetivo deste estudo foi avaliar o potencial de mitigação de N_2O e CH_4 do solo em plantações de pinus de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2) e segunda rotação com desbaste (P2D) em relação à mata nativa (MN). Medidas do fluxo de GEE foram feitas em intervalos de 20 dias, pelo método da câmara estática com nove repetições. Atributos físicos e químicos do solo e as características químicas da serapilheira também foram avaliados. Houve sazonalidade no fluxo de N_2O , com maiores emissões ocorrendo no verão em função da temperatura. Maior emissão de N_2O ocorreu nas plantações de segunda rotação com $1,60 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, em relação a P1 ($0,77 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e MN ($0,94 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). As maiores concentrações de $N-NO_3^-$ no solo e concentração de $N-NH_4^+$ no horizonte mais decomposto da serapilheira, justificam a maior emissão de N_2O no pinus de segunda rotação. Para CH_4 , todos os tratamentos apresentaram fluxo líquido negativo, porém MN apresentou consumo acumulado de $-10,77 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, e as plantações de pinus de $-1,83 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para P1, $-3,35 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para P2 e $-3,20 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para P2D. O maior influxo de CH_4 em MN em relação às plantações de pinus foi relacionado à menor PPA (34%) e maior macroporosidade (44%), bem como à menor concentração de lignina e relações C/N e Lig/N. Plantações de pinus intensificam emissões de N_2O na segunda rotação, e diminuem a oxidação do CH_4 pelo solo, reflexo da maior PPA. Pinus em segunda rotação aumenta emissão de N_2O , condicionado pela maior concentração $N-NO_3^-$ no solo e concentração de $N-NH_4^+$ na serapilheira, e o consumo de CH_4 , devido à menor PPA. O primeiro ano após o desbaste não influencia o potencial de mitigação de N_2O e CH_4 .

Palavras-chaves: Gases de efeito estufa. Mudança de uso do solo. Sistemas florestais. Desbaste.

CHAPTER 2. NITROUS OXIDE AND METHANE EMISSIONS FROM SOIL UNDER NATIVE FOREST AND PINUS

ABSTRACT

Forestry cultivation alters the quantity and quality of litter and roots, reflecting the carbon dynamics and fluxes of greenhouse gases (GHG). The aim of this study was evaluate N₂O and CH₄ soil mitigation potential in first rotation (P1), second rotation (P2) and second rotation (P2D) pine stand in relation to native forest (NM). GHG fluxes measurements were made at intervals of 20 days by static chamber method with nine replications. Soil physical and chemical attributes and chemical characteristics of litter were also evaluated. There was seasonality in N₂O flux, with higher emission occurring in summer according to temperature. Higher N₂O emissions were observed in second cultivation stand with 1,60 kg N-N₂O ha⁻¹ yr⁻¹, compared to P1 (0,77 kg N-N₂O ha⁻¹ yr⁻¹) and NM (0,94 kg N-N₂O ha⁻¹ yr⁻¹). The highest concentrations of soil N-NO₃⁻ and the most decomposed litter horizon N-NH₄⁺ concentration, justify higher N₂O emission in second crop pine stand. For CH₄, all treatments showed negative net fluxes, but NM showed accumulated consumption -10,77 kg C-CH₄ ha⁻¹ yr⁻¹, and pine stand with -1,83 kg C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹ for P1, -3,35 kg C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹ for P2 e -3,20 kg C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹ for P2D. Greater CH₄ accumulated consumption in NM than pine stands is related to lower WFPS (34%) and higher macroporosity (44%), as well as lower lignin concentration and C/N and Lig/N relation. Pine stands enhance N₂O emissions in the second rotation, and decrease CH₄ oxidation, reflecting the greater WFPS. Second rotation of pine increases N₂O emissions, conditioned by higher soil N-NO₃⁻ concentration and litter N-NH₄⁺ concentration, due the lower WFPS compared to first crop pine stand. The first year after thinning does not influence the N₂O and CH₄ mitigation potential.

Key-Words: Greenhouse gases. Change of land use. Forests systems. Thinning.

2.3 INTRODUÇÃO

O aquecimento global causado pelo aumento da concentração de gases de efeito estufa (GEE) é uma das questões globais mais importantes a serem tratadas. A concentração atmosférica de GEE, como dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) tem aumentado desde 1750 devido à atividade humana (IPCC, 2013). Em 2011, as concentrações de CO_2 , CH_4 e N_2O eram de 391 ppm, 1.803 ppb e 324 ppb, respectivamente, superando os níveis pré-industriais em cerca de 40%, 150% e 20% (IPCC, 2013). Quantidade considerável de GEE na atmosfera é produzido e consumido a partir de processos que ocorrem no solo (Tang et al., 2006).

Algumas incertezas e a ampla magnitude na troca de GEE a partir do solo provêm da grande variedade de condicionadores ambientais em seus respectivos processos de produção e consumo. Geralmente o fluxo de CO_2 é fortemente correlacionado com a temperatura do solo, quantidade e qualidade da serapilheira (Davidson et al., 2006; Vose & Bolstad, 2007; Wang et al., 2003).

Solos florestais de regiões de planalto são considerados drenos de CH_4 , por serem aerados, favorecendo a atividade metanotrófica comparado à solos sob condições de saturação (McNara et al., 2008; Smith et al., 2003; Tate et al., 2007). O fluxo de CH_4 depende de fatores que afetam a difusividade do gás e a aeração do solo, como densidade, umidade e características químicas da serapilheira (Ball et al., 2007; Singh et al., 2009; Tang et al., 2006; Tate et al., 2007). Williams & Yavitt (2009) sugerem que a composição química da lignina influencia a taxa de decomposição e o fornecimento de substrato para a ocorrência da metanogênese.

Solos florestais geralmente emitem N_2O para a atmosfera, como produto intermediário e final da nitrificação e desnitrificação (Fang et al., 2012; Konda et al., 2010; Rosekrans et al., 2006). Além de fatores que influenciam a aeração do solo, o fluxo de N_2O é regulado pela ciclagem interna de N em ecossistemas florestais (Brumme et al., 1999; Tang et al., 2006).

Mudanças de uso do solo e cultivos sucessionais, alteram propriedades do solo e da vegetação que afetam a aeração do solo, difusividade de gases e o fornecimento de substrato para as comunidades microbianas, podendo, portanto, alterar fluxos de GEE (Borken et al., 2003; Ball et al., 2007; Livesley et al., 2009; Berger et al., 2002; Wang et al., 2013). Conversão de florestas mistas para monocultivos florestais reduz o consumo de GEE (Wang et al., 2013). Segundo Borken et al. (2003), a taxa de absorção de CH_4 reduziu 31% quando

florestas nativas foram convertidas para florestas de coníferas, com tendência similar encontrada por Saggari et al. (2008). Por outro lado, há estudos que encontraram maiores emissões de N₂O e CO₂ em florestas nativas que monocultivos de eucalipto (Coutinho et al., 2010).

Outra questão importante na dinâmica de GEE é idade do reflorestamento. Enquanto alguns estudos encontraram maiores fluxos de CO₂ e N₂O em plantações antigas de pinus em relação às jovens (Ball et al., 2007), outros não encontraram diferença na taxa de absorção de CH₄ em plantações com diferentes idades (Singh et al., 2009). Existem incertezas consideráveis sobre os efeitos das atividades florestais em relação aos fluxos de gases do efeito estufa a partir do solo, sendo necessária melhor compreensão da dinâmica de GEE ao longo do ciclo completo de desenvolvimento florestal para melhorar as estimativas regionais de emissão/consumo de GEE.

Considerando produtividades que atingem mais de 40 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ e a importância dos reflorestamentos com o gênero Pinus na região Sul do Brasil (ABRAF, 2013; VASQUES et al., 2007), onde encontra-se 84,7% da área plantada (ABRAF, 2013), fica claro a necessidade de obter informações sobre a magnitude dos fluxos de GEE nesses ambientes, bem como definir a influência da vegetação, das propriedades do solo e dos fatores ambientais nas trocas gasosas na interface solos florestais-atmosfera.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial de mitigação de N₂O e CH₄ em (1) plantações de pinus em relação à mata nativa, (2) em plantações de pinus de segunda rotação em relação à primeira rotação, e (3) plantações de segunda rotação com e sem desbaste.

2.4 MATERIAL E MÉTODOS

2.4.1 ÁREA EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS

O estudo foi conduzido em experimento de campo instalado na fazenda Queimados, pertencente à empresa Modo Battistella Reflorestamento S/A – MOBASA, em Rio Negrinho - SC, cujas coordenadas são 26°23'12,85''S e 49°33'47,23''O. A altitude média da fazenda é 869 m e o clima é classificado como Cfb, segundo Köppen. A temperatura média anual varia de 15,5 a 17,0°C e a precipitação pluviométrica anual varia de 1.360 a 1.670 mm (EPAGRI/CIRAN, 2014). Segundo o mapa de solos da empresa, o solo da área é um CAMBISSOLO HÚMICO Alumínico típico, textura argilosa, relevo suave ondulado e ondulado. A vegetação nativa remanescente na área de estudo é Floresta Ombrófila Mista.

Foram selecionados quatro sistemas de uso do solo, distribuídos em talhões de produção comercial (Figura 1):

- (P1): *Pinus taeda* de primeira rotação, com 17 anos de idade e espaçamento 3 m x 3 m;
- (P2): *Pinus taeda* de segunda rotação, com 12 anos de idade e espaçamento 2,5 m x 2,5 m;
- (P2D): Similar ao anterior, porém com desbaste seletivo e sistemático 3 x 1, realizado no 11º ano;
- (MN): mata nativa classificada como Floresta Ombrófila Mista em estágio sucessional médio.

A distribuição granulométrica do solo em cada tratamento é apresentada na Tabela 2.1.



Figura 1. Localização dos talhões na fazenda Queimados. Rio Negrinho-SC. Fonte: Google Earth, 2013.

Tabela 2.1 Distribuição granulométrica do solo, nas camadas de 0-10 cm, sob plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação com desbaste (P2D) e mata nativa (MN) e em adição completa, adição por raízes e sem adição. Rio Negrinho - SC.

Sistema de uso	Areia (g kg ⁻¹)	Silte (g kg ⁻¹)	Argila (g kg ⁻¹)
0 - 10 cm			
P1	562,5	109,4	328,1
P2	478,1	106,3	415,6
P2D	475,0	121,9	403,1
MN	496,9	303,1	200,0

2.4.2 EMISSÃO DE N₂O, CH₄ e CO₂

Em cada talhão de pinus, foi demarcada uma parcela de 900 m² (30 m x 30 m), onde foram alocadas 9 bases, dispostas sobre um eixo cartesiano, espaçadas numa grade regular por 10 m. Na MN, as 9 bases foram dispostas aleatoriamente. As bases foram inseridas, a 5 cm de profundidade no solo, uma semana antes do início das coletas de gases. As bases possuem área de 0,083 m².

Amostras de ar foram coletadas com base no método da câmara estática (Mosier, 1989; Parkin et al., 2003). Cada sessão de coleta foi iniciada às 10 h, quando se assentava a câmara de PVC sobre a base de metal. A primeira amostra foi coletada logo após o fechamento da câmara, com uma seringa de polipropileno de 20 mL equipada com válvula de 3 vias. A segunda, a terceira e a quarta amostra de cada câmara foram coletadas aos 20, 40 e 60 minutos, respectivamente, após a primeira amostra, seguindo-se o mesmo procedimento para a amostra do tempo zero, além de acionar ventilador para homogeneizar o ar no interior da câmara 30 segundos antes da coleta. No momento de cada coleta foi aferida a temperatura interna das câmaras, através de termômetros digitais do tipo vareta, acoplados na parte superior de cada uma das câmaras.

As amostras contidas nas seringas foram transferidas para frascos de vidro evacuados (extainer), logo após a coleta, ainda no campo. Os frascos foram encaminhados para o Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, onde foram feitas as determinações das concentrações de N₂O, CH₄ e CO₂ por cromatografia gasosa em equipamento Shimadzu GC 2014, equipado com detector de ionização de chama (FID), para

avaliação de CH₄ e CO₂, e detector de captura de elétrons (ECD), para avaliações de N₂O. O CH₄ foi convertido para CO₂ pela presença do metanador.

Com a concentração do gás e o volume total interno da câmara, foi calculado o volume do gás de interesse contido na câmara. A partir da informação de volume de gás na câmara, da temperatura interna da câmara (medida durante a sessão de coleta), da pressão atmosférica (considerada 1 atm), e da constante universal do gás ideal (R), foi calculado, através da lei do gás ideal, o número de mols (n) e, a partir disso, a quantidade (massa) do gás contido na câmara. Considerando a área de solo representada pela câmara, foi possível calcular a quantidade (massa) do gás emitido por unidade de área por unidade de tempo. O coeficiente angular da equação da reta descreveu o incremento linear na concentração dos gases, correspondente à taxa de emissão (ppm min⁻¹ ou ppb min⁻¹). Integrando-se os resultados de taxa de emissão obtidos ao longo do período de avaliação, obteve-se a emissão acumulada de N₂O, CH₄ e CO₂ por hectare por ano.

A emissão acumulada líquida de N₂O e CH₄ foi feita pela soma das emissões acumuladas dos dois gases. Como o potencial de aquecimento global do N₂O e do CH₄ é, respectivamente, 298 e 25 vezes maior que do CO₂, multiplicou-se o potencial pelo fluxo de cada gás. A emissão acumulada líquida foi expressa em C equivalente por hectare por ano.

2.4.3 ATRIBUTOS DO SOLO

Para cada evento de coleta de gases foi medida a temperatura, umidade e a concentração de nitrato e amônio do solo, na camada de 0-5 cm, representando a região limítrofe da base. A temperatura do solo foi medida com termômetro tipo espeto, modelo Solotest 300. Para a determinação da umidade gravimétrica do solo, foram coletadas amostras da camada avaliada, as quais foram secas a 105°C por 48 h. Na determinação da concentração de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ foi utilizado amostras de solo úmido, extraído com KCl 2 M, sendo o N-NH₄⁺ determinado com base na reação de Berthelot envolvendo fenol (Mulvaney, 1996), e o N-NO₃⁻ pelo método Griess-Ilosvay, com zinco como agente redutor (Heizmann et al., 1984). As concentrações de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ foram determinadas em espectrofotômetro com leitura de 640 e 210 nm de comprimento de onda, respectivamente.

A concentração de carbono orgânico do solo (COT) também foi determinada na camada de 0-5 cm do solo, uma vez durante o período de avaliação. Quatro amostras de solo por tratamento foram coletadas, em duas paredes, de duas trincheiras abertas em cada parcela.

Todas as amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm (TFSA). Uma sub-amostra foi retirada e moída em gral de ágata, até passar em peneira com malha de 250 µm. A concentração de COT foi determinado pelo método de combustão seca em aparelho analisador elementar Vario EL III.

Quatro amostras indeformadas na camada de 0-5 cm foram coletadas uma vez durante o período de avaliação em cada talhão com o auxílio de anéis de aço de 107 cm³. Após o toalete (limpeza e uniformização) estas foram saturadas em água por 12 h e colocadas em mesa de tensão (6 kPa = 60 cm) por 24 h. A densidade do solo foi calculada após secagem a 105° C. Porosidade total foi determinada pela relação entre densidade do solo e de partículas. A microporosidade foi calculada a partir da umidade do solo após a mesa de tensão, e a macroporosidade pela diferença entre porosidade total e a microporosidade. A densidade de partículas foi avaliada pelo método do álcool etílico, utilizando balão volumétrico de 50 ml e 20g de TFSE. (EMBRAPA, 1997).

Com base nos valores de umidade gravimétrica, densidade do solo e densidade de partículas foi calculada a porosidade preenchida por água (PPA).

2.4.4 DETERMINAÇÃO DE CARBONO, NITROGÊNIO, SILÍCIO E LIGNINA DA SERAPILHEIRA

Em cada parcela, oito amostras de serapilheira foram coletadas no início de abril de 2013 com um quadrado de madeira 0,1225 m² de área. Na coleta, a serapilheira foi separada em três horizontes, segundo Reissmann (1983):

- Ln (Litter novo): acículas soltas, arrançadas frouxamente e apresentando boa rigidez e tamanho original, sem fragmentação e sem rompimento do fascículo.
- Lv1 (Litter velho 1): material comprimido, sem rigidez inicial das acículas. São observados fragmentos de 5,0 cm, mas a grande maioria ainda são acículas inteiras. Notória variação, com núcleos de acículas desbotadas e agregadas por hifas.
- Lv2 (Litter velho 2): transição abrupta para este horizonte. Notória presença de raízes, que juntamente com as hifas, agregam fortemente as acículas.

Como a influência do solo nos horizontes da serapilheira poderia comprometer o entendimento das características químicas da serapilheira, estas foram comparadas somente no horizonte Ln, o qual acredita-se não sofrer contaminação pelo solo.

As amostras dos horizontes da serapilheira foram secas em estufa com renovação de ar a 60°C até atingir peso constante. As amostras foram moídas em moinho de bola até passar em peneira de 250 µm. A concentração de carbono e nitrogênio foi determinada em aparelho analisador elementar Vario EL III. A concentração de lignina foi avaliada pelo método da ABNT (2010) e a de silício de acordo com Furlani & Gallo (1978).

A partir de Abril de 2013, foi coletado o horizonte Lv2 da serapilheira, a cada 60 dias, para a determinação de N-NH₄⁺, para o qual foi realizado o mesmo procedimento que no solo (Item 2.2.3).

2.4.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Após verificada a homogeneidade pelo teste de Bartlett, os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA). Para a comparação de médias, foi utilizado teste Duncan a 5% de probabilidade. Para as análises foi utilizado o programa estatístico ASSISTAT Versão 7.6 beta. Análises de regressão simples e regressão linear múltipla foram feitas com o programa Sigma Plot 12.0. Para conhecer a influência de todas as variáveis ambientais sobre o fluxo de GEE, realizou-se uma análise de componentes principais pelo programa Canoco 4.5.

2.5. RESULTADOS

2.5.1 FLUXO DE GEE

O comportamento anual do fluxo de N₂O (Figura 2a) reflete claramente o efeito da sazonalidade, com maiores fluxos médios no verão (23,29 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹) e menores no inverno (9,94 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹) (Figura 2a). Plantações de segunda rotação apresentaram comportamento semelhante ao longo do período de avaliação e tendência de maiores emissões em relação aos demais tratamentos (Figura 2a). P1 e MN tiveram emissões acumuladas de N₂O similares e inferiores à 1 kg N-N₂O ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 2.2). Por outro lado, P2 e P2D praticamente dobraram a emissão observada na primeira rotação (Tabela 2.2).

Não houve variação sazonal do fluxo de CH₄ ao longo do período avaliado (Figura 2b). Em todos os sistemas de uso ocorreu influxo de CH₄, com uma tendência clara de maior e menor influxo em MN e P1, respectivamente, comparado aos demais povoamentos (Figura 2b).

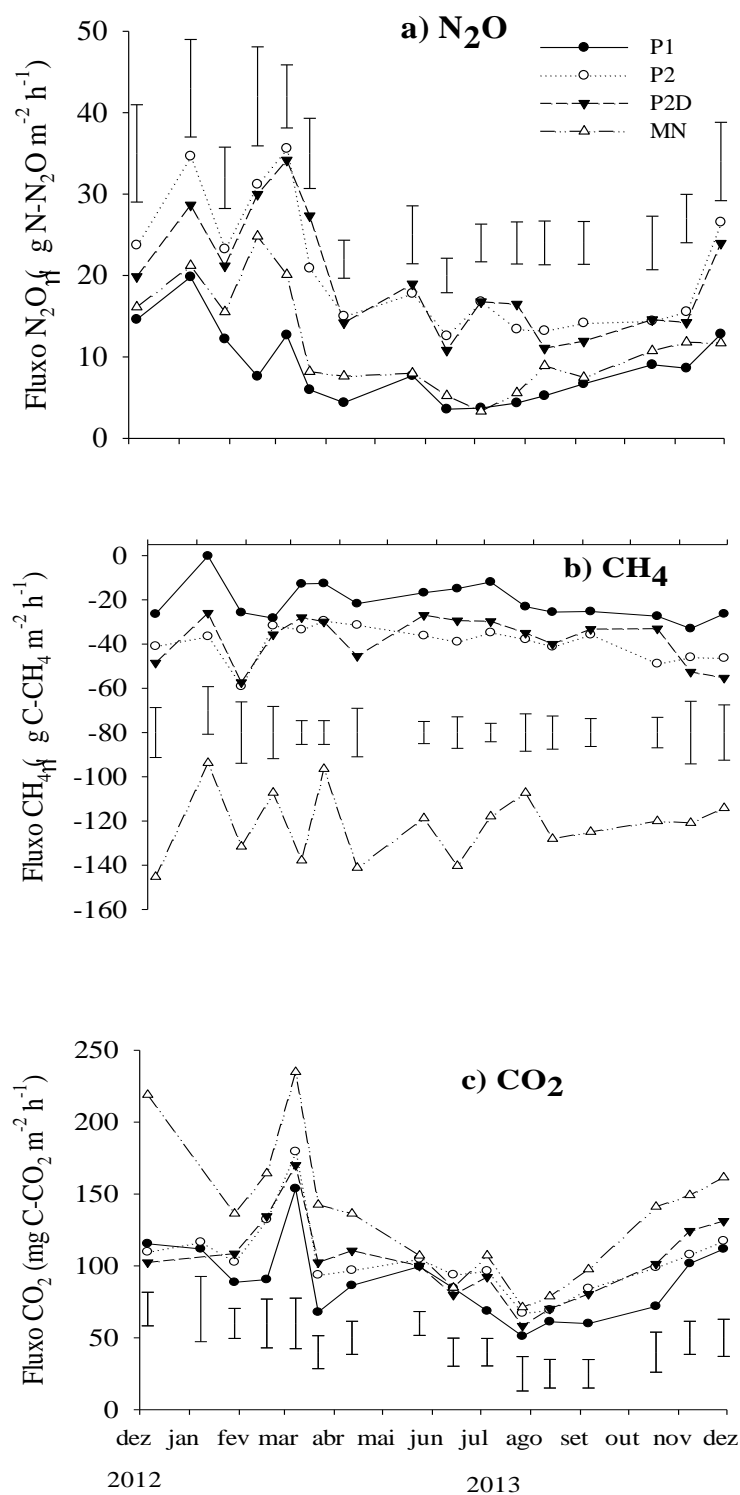


Figura 2. Fluxo de N₂O (a), CH₄ (b), e CO₂ (c) a partir do solo sob plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e mata nativa (MN) entre os dias 06/12/2012 e 29/11/2013. Rio Negrinho - SC. Barras verticais indicam a diferença mínima significativa DMS ($p < 0,05$).

MN (-10,77 kg C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹) apresentou consumo acumulado de CH₄ cerca 10 e 3,3 vezes maior que plantações de primeira e segunda rotação, respectivamente. Por outro lado, plantações de segunda rotação apresentaram consumo de CH₄ duas vezes maior do que P1 (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 Emissão acumulada de N₂O, CH₄ e CO₂ a partir do solo, no período de um ano, em plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e mata nativa (MN). Rio Negrinho - SC.

Sistema de uso	N ₂ O (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹)	CH ₄ (kg C ha ⁻¹ ano ⁻¹)	CO ₂ (Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹)
P1	0,77 b	-1,83 a	7,44 c
P2	1,65 a	-3,35 b	8,72 b
P2D	1,59 a	-3,20 b	8,85 b
MN	0,94 b	-10,77 c	11,50 a

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste Duncan ao nível de 5% de probabilidade.

Houve sazonalidade também para a emissão de CO₂, com fluxo médio no verão de 140,04 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹ e no inverno de 75,08 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹, além da ausência de diferença entre os sistemas de uso nesta última estação (Figura 2c). MN apresentou tendência de maiores emissões de CO₂ que os demais tratamentos (Figura 2c). Não houve diferença significativa entre as plantações de pinus ao longo do período estudado, apesar da tendência de maior emissão nos povoamentos de segunda rotação (Figura 2c). MN apresentou emissão acumulada de CO₂ 35 e 25% maior que plantações de pinus de primeira e segunda rotação, respectivamente (Tabela 2.2).

N₂O e CH₄ contribuíram de forma diferente para a emissão acumulada líquida, sendo que o primeiro positiva e o segundo, negativamente. Plantações de segunda rotação (média 0,18 Mg C-CO₂ eq ha⁻¹ ano⁻¹) apresentaram maior emissão acumulada líquida em relação aos demais tratamentos, pela elevada emissão de N₂O (Figura 3). Em MN houve emissão quase nula (0,02 Mg C-CO₂ eq ha⁻¹ ano⁻¹), devido ao consumo de CH₄ que praticamente compensou as emissões de N₂O (Figura 3).

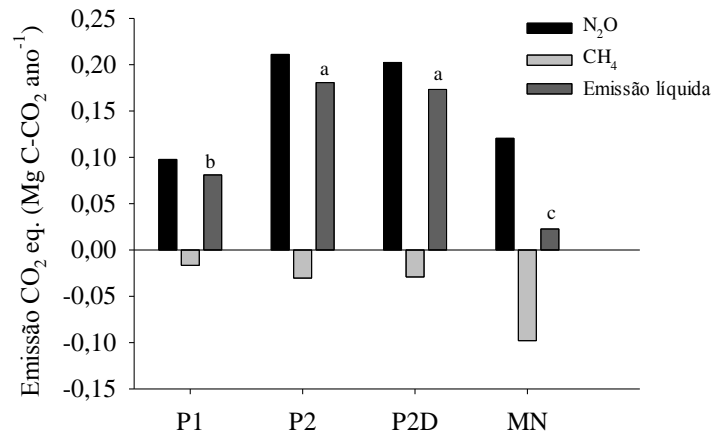


Figura 3. Emissão acumulada e emissão acumulada líquida de N₂O e CH₄ a partir do solo sob plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e mata nativa (MN) entre os dias 06/12/2012 e 29/11/2013. Rio Negrinho - SC. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste Duncan ($p < 0,05$).

2.5.2 ATRIBUTOS DO SOLO

A mudança de uso do solo promoveu alterações físicas na camada superficial do solo (Tabela 2.3). MN ($0,74 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) apresentou maior porosidade total que P2 ($0,64 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) e P2D ($0,67 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) e estes em relação a P1 ($0,58 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) (Tabela 2.3). Tendências similares foram observadas para macroporosidade e concentração de COT que foram respectivamente, 186% e 55%, superiores na MN em relação à P1.

Tabela 2.3 Porosidade total, macro, microporosidade e concentração de carbono na camada de 0-5 cm sob plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e mata nativa (MN). Rio Negrinho - SC.

Sistema de uso	Densidade de partícula	Porosidade Total	Macro-porosidade	Micro-porosidade	C
	---- kg dm ⁻³ ---	----- m ³ m ⁻³ -----			-- g kg ⁻¹ --
P1	2,49 a	0,58 c	0,15 c	0,44 a	32,9 c
P2	2,45 a	0,64 b	0,27 bc	0,38 ab	35,3 bc
P2D	2,49 a	0,67 b	0,32 ab	0,36 ab	40,3 b
MN	2,48 a	0,74 a	0,43 a	0,31 b	51,2 a

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste Duncan ($p < 0,05$).

A temperatura média do solo variou de 8,8°C no inverno para 20,2°C no verão (Figura 4a). MN (34%) e P1 (81%) apresentaram, respectivamente, menor e maior PPA em relação aos demais tratamentos (Figura 4b).

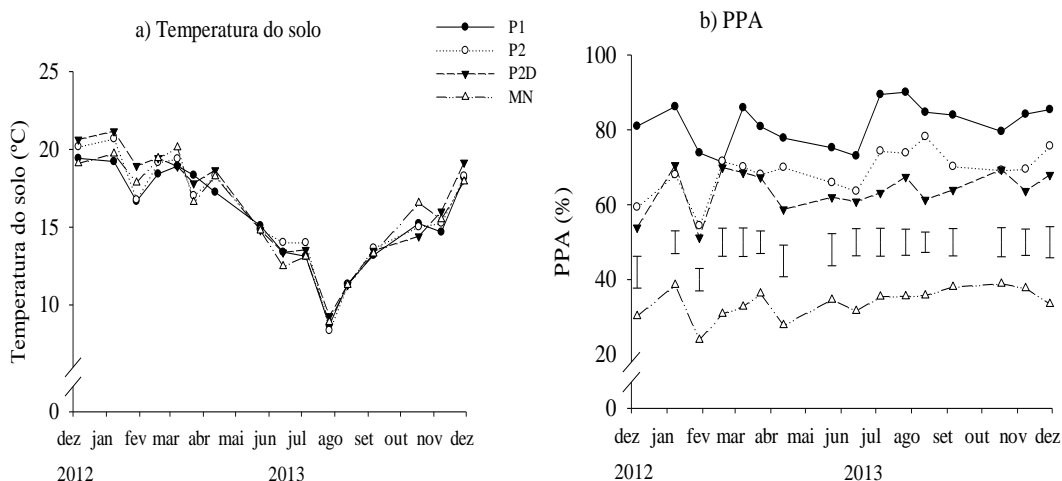


Figura 4. Temperatura do solo (a) e porosidade preenchida por água (PPA) (b) em plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e mata nativa (MN) entre os dias 06/12/2012 e 29/11/2013. Rio Negrinho - SC. Barras verticais indicam a diferença mínima significativa DMS ($p < 0,05$).

A concentração anual média de $N-NH_4^+$ no solo foi de $5,2 \text{ g } N-NH_4^+ \text{ kg}^{-1}$, sendo que MN e P1 apresentaram tendência de maiores concentrações ao longo do ano (Figura 5a). P1 teve a menor concentração média de $N-NO_3^-$ no solo ($1,80 \text{ mg } N-NO_3^- \text{ kg}^{-1}$) em relação aos demais sistema de uso, enquanto que em P2, P2D e MN foi de 9,71, 6,21 e $8,71 \text{ mg } N-NO_3^- \text{ kg}^{-1}$, respectivamente (Figura 5b).

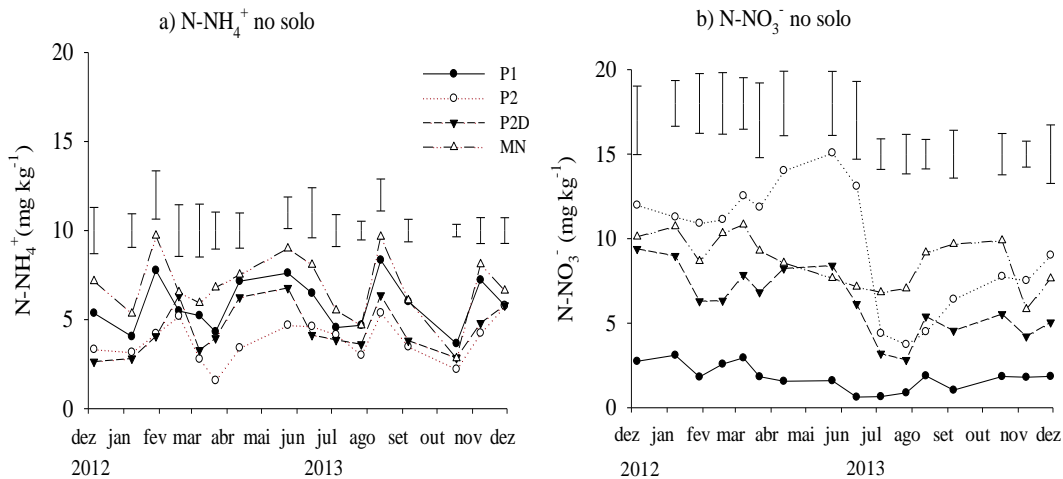


Figura 5. Concentração de N-NH_4^+ (a) e N-NO_3^- (b) no solo sob plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e mata nativa (MN) entre os dias 06/12/2012 e 29/11/2013. Rio Negrinho - SC. Barras verticais indicam a diferença mínima significativa DMS ($p < 0,05$).

2.5.3 COMPOSIÇÃO QUÍMICA DA SERAPILHEIRA

A composição química do horizonte Ln da serapilheira diferiu entre os sistemas de uso, sendo a concentração de C, N, lignina e Si foi semelhante entre as plantações de pinus, mas diferente de MN (Tabela 2.4). Nas plantações de pinus, as maiores concentrações de C e lignina, e a concentração de N 60% menor comparado a MN, promoveram maiores relações C/N e Lig/N. Em P1, P2 e P2D, a concentração de Si foi aproximadamente três vezes maior que na MN (Tabela 2.4).

Tabela 2.4 Características químicas da serapilheira em plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e mata nativa (MN). Rio Negrinho - SC.

	C (g kg^{-1})	N (g kg^{-1})	Si (g kg^{-1})	Lig (g kg^{-1})	C/N	Lig/N
P1	471,4 a	9,3 b	5,8 a	518,4 a	51,1 a	53,9 a
P2	477,0 a	9,5 b	4,9 a	505,3 a	50,2 a	53,9 a
P2D	474,3 a	10,2 b	4,8 a	519,8 a	46,9 a	50,5 a
MN	458,5 b	15,4 a	1,7 b	351,5 b	31,6 b	38,1 b

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste Duncan ($p < 0,05$).

Houve sazonalidade na concentração de N-NH_4^+ no horizonte Lv2 da serapilheira com maiores concentrações desse íon sobre maiores condições de temperaturas do solo (Figura 6). Em P2 (média de $31,7 \text{ mg kg}^{-1}$) e P2D (média de $30,6 \text{ mg kg}^{-1}$) houve uma tendência de maiores concentrações que nos demais sistemas de uso (Figura 6). É possível notar também concentração de N-NH_4^+ no horizonte Lv2 da serapilheira cinco vezes maior em relação à camada superficial do solo, o que indica elevada disponibilidade de substrato para o processo de produção de N_2O .

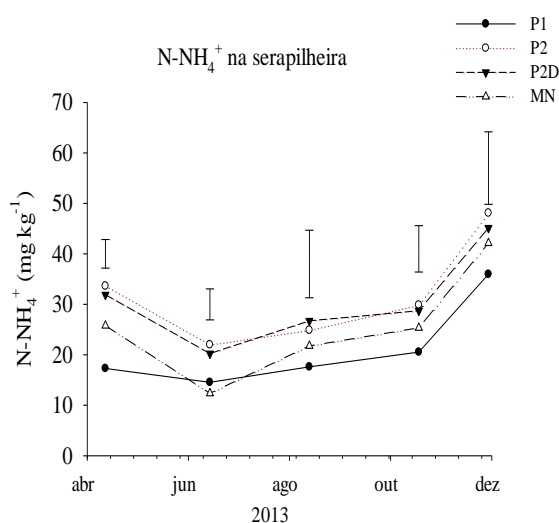


Figura 6. Concentração de N-NH_4^+ no horizonte Lv2 da serapilheira sob plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e mata nativa (MN) entre os dias 12/4/2013 e 29/11/2013. Rio Negrinho - SC. Barras verticais indicam a diferença mínima significativa DMS ($p < 0,05$).

2.5.4 RELAÇÕES ENTRE FLUXO DE GEE E VARIÁVEIS AMBIENTAIS

A sazonalidade encontrada na emissão de N_2O é confirmada pela regressão ($p < 0,001$) entre temperatura do solo e fluxo de N_2O (Figura 7a). Não foi possível identificar, em análise de regressão simples, a influência de PPA (Figura 7b) e concentração de N-NH_4^+ no (Figura 7c) solo sobre o fluxo de N_2O .

Houve relação positiva entre o fluxo de N_2O e a concentração de N-NO_3^- no solo ($p < 0,0001$) (Figura 7d). A maior emissão de N_2O a partir do solo sob P2 e P2D, provavelmente, está condicionada também aos maiores teores de N-NH_4^+ no horizonte Lv2 da serapilheira, onde foi encontrado uma regressão altamente significativa ($p < 0,0001$) (Figura 7e).

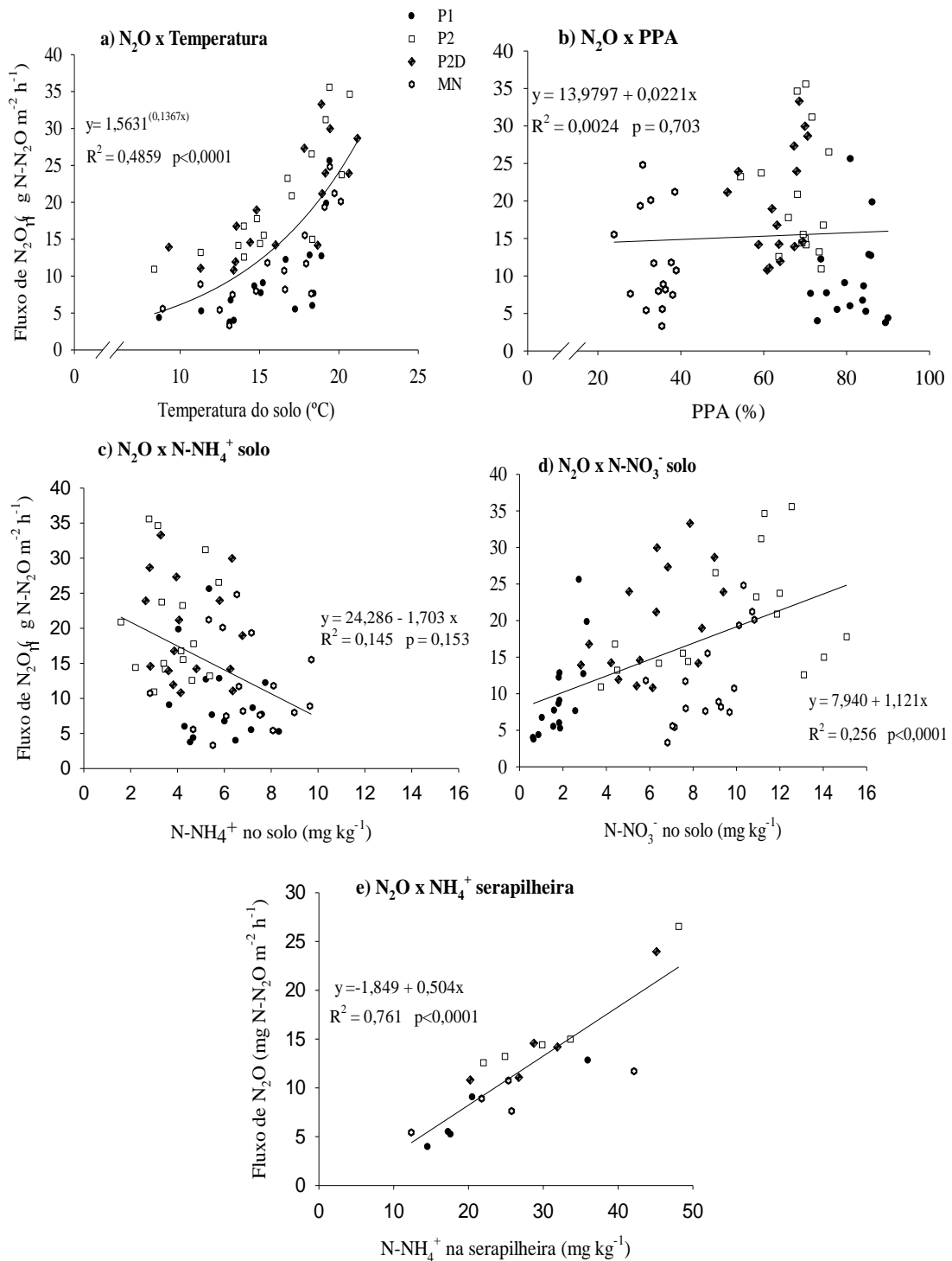


Figura 7. Regressão entre o fluxo de N-N₂O e porosidade preenchida por água (PPA) (a), temperatura do solo (b), concentração de NH₄⁺ (c) e NO₃⁻ (d) no solo e concentração de NH₄⁺ no horizonte Lv2 da serapilheira (e), em plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e mata nativa (MN). Rio Negrinho - SC.

Fazendo uma regressão múltipla (Eq. 1), a fim de verificar a influência combinada de variáveis sobre o fluxo de N_2O , foi encontrado que PPA, temperatura do solo, concentração de $N-NO_3^-$ no solo e $N-NH_4^+$ no horizonte Lv2 da serapilheira condicionaram significativamente o fluxo de N_2O . Porém, isoladamente, as variáveis que influenciaram foram PPA ($p < 0,001$), concentração de $N-NH_4^+$ na serapilheira ($p < 0,001$) e $N-NO_3^-$ no solo ($p < 0,001$) (Equação 1).

$$N_2O = -14,59 + (0,12 * PPA) + (0,18 * T) + (0,74 * N-NO_3^- \text{ solo}) + (0,48 * N-NH_4^+ \text{ sera})$$

$$R^2 = 0.77 \quad p < 0.001 \quad N = 64$$

Equação 1

Não houve relação entre temperatura do solo e fluxo de CH_4 (Figura 8a). Por outro lado, PPA teve influência altamente significativa ($p < 0,0001$) na variabilidade temporal do fluxo de CH_4 , sendo que com o aumento da PPA, diminuiu o influxo desse gás (Figura 8b).

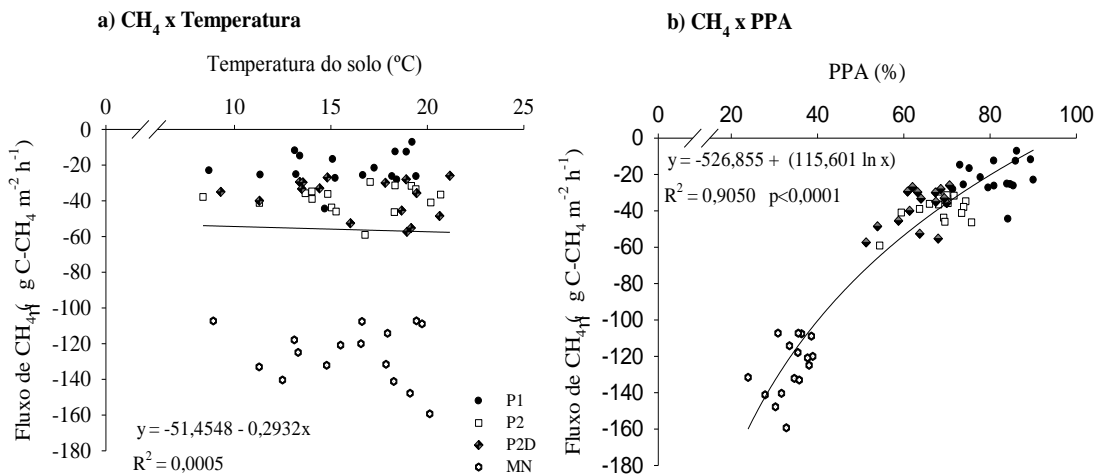


Figura 8. Regressão entre o fluxo de CH_4 e temperatura do solo (a) e porosidade preenchida por água (PPA) (b) em plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e mata nativa (MN). Rio Negrinho - SC.

Temperatura do solo e PPA influenciaram ($p < 0,0001$) o fluxo de CO_2 , encontrando-se menores emissões de CO_2 nas condições de menor temperatura e maior PPA (Figura 9a e 9b).

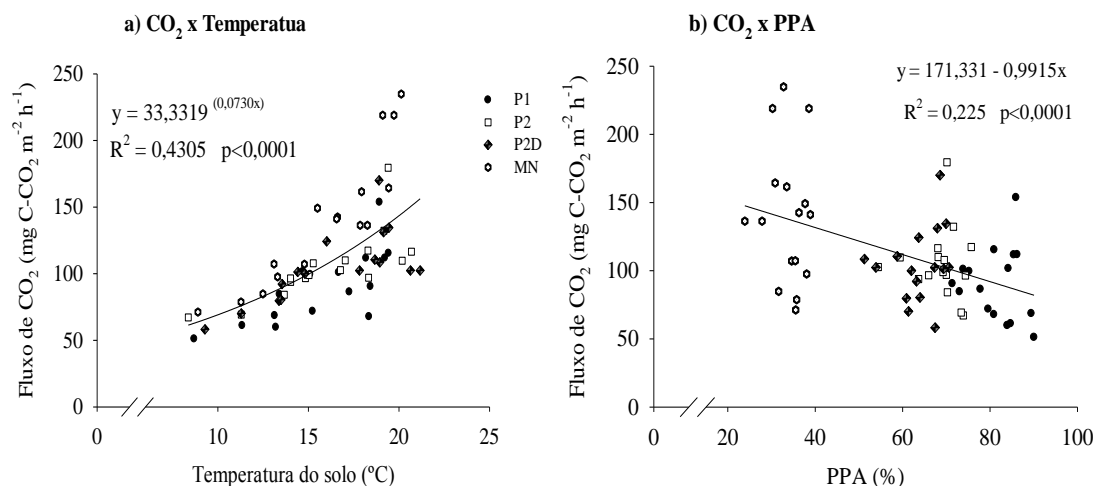


Figura 9. Regressão entre o fluxo de CO₂ e temperatura do solo (a) e porosidade preenchida por água (PPA) (b) em plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e mata nativa (MN). Rio Negrinho - SC.

Para conhecer a influência de todas as variáveis ambientais (PPA, Temperatura do solo, etc.) sobre o fluxo de GEE, uma análise de componentes principais foi realizada (Figura 10). Os componentes principais 1 e 2 explicaram 57,7 e 39,5%, respectivamente, da variabilidade dos dados, sendo que juntos, explicaram 97,8% (Figura 10). Ocorreu agrupamento do fluxo de N₂O e CO₂ com NH₄⁺ da serapilheira, temperatura e concentração de N-NO₃⁻ do solo, indicando que estas variáveis são as que mais ajudam a explicar a variabilidade desse gás ao longo do ano (Figura 10).

A variável resposta fluxo de CH₄ agrupou-se com PPA, concentração de Si na serapilheira, relação C/N e Lig/N, e tem uma relação negativa com a concentração de carbono e macroporosidade do solo, as quais se agrupam no quadrante oposto (Figura 10).

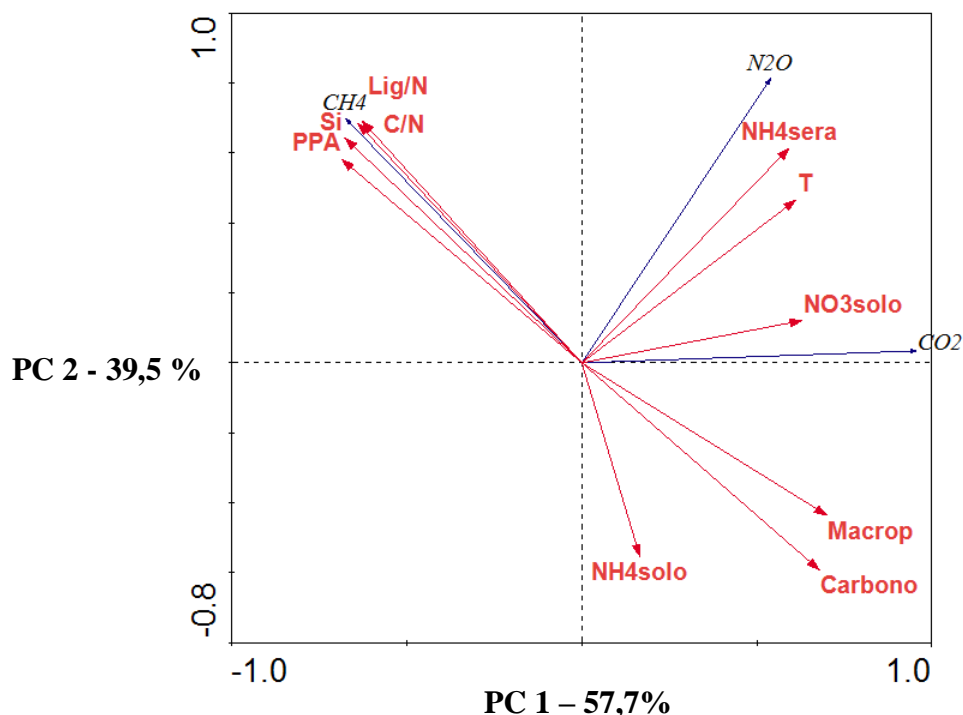
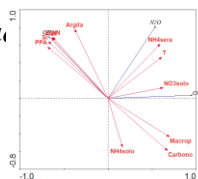


Figura 10. Análise de Componentes Principais do fluxo de N_2O , CH_4 e CO_2 e suas variáveis explicativas em plantações de *Pinus taeda* em Rio Negrinho - SC.



2.6. DISCUSSÃO

2.6.1 N_2O

A variação temporal na emissão de N_2O do solo foram atribuídas à variações na temperatura do solo, PPA e concentração de $N-NO_3^-$ no solo, o que também foi encontrado em trabalhos prévios realizados em plantações florestais (Inclán et al., 2012; Tang et al., 2006; Wang et al., 2010). No verão, observou-se maiores emissões de N_2O , como encontrado em diversos trabalhos (Fang et al., 2012; Itoh et al., 2012; Jungkunst et al., 2012; Merino et al., 2004), provavelmente associado ao aumento de processos enzimáticos com o aumento da temperatura. Produção de N_2O a partir do solo é impulsionado principalmente por processos microbianos como a nitrificação e desnitrificação (Firestone & Davidson 1989), sendo a temperatura do solo uma variável-chave que afeta as taxas de emissão desse gás.

A emissão de N_2O foi positivamente relacionada com a concentração de $N-NO_3^-$ do solo, confirmando resultados de outros estudos (Livesley et al., 2009; Merino et al., 2004; Tang et al., 2006). Bactérias nitrificantes convertem amônio em nitrito e nitrato sob condições aeróbicas, podendo produzir N_2O como um subproduto desta via de conversão, bem como o

nitrato do solo pode ser reduzido a N_2O pelo processo da desnitrificação (Livesley et al., 2009).

A questão que permanece é se as emissões de N_2O foram causadas por nitrificação ou desnitrificação. Os maiores pulsos de emissão de N_2O foram observados no verão, quando a temperatura não foi um fator limitante, sendo provavelmente a PPA um fator condicionador da emissão. Para PPA entre 35 e 60 %, como encontrado em MN (média de 35%), a nitrificação foi considerado o principal processo de produção de N_2O (Bateman & Baggs, 2005). Alguns trabalhos têm mostrado relação entre a taxa de nitrificação e fluxo de N_2O partir de solos tropicais, como relatado por Ishizuka et al. (2002). Assim, acredita-se que o processo dominante para produção de N_2O a partir do solo sob MN foi a nitrificação.

Nas plantações de pinus, a PPA foi maior que 60% em quase todas as coletas, com provável criação de microsítios anaeróbicos, indicando que a desnitrificação foi dominante (Davidson et al., 2000; Gomes et al., 2009; Konda et al., 2010; Merino et al., 2004; Tang et al., 2006). Assim, a variação temporal da PPA influencia o fluxo de N_2O em condições onde a temperatura e concentração de $N-NO_3^-$ não foram limitantes. No inverno, possivelmente a baixa temperatura teve uma sobreposição sobre os efeitos de PPA, sendo que a variação do fluxo de N_2O nesse período ocorreu de acordo com a temperatura do solo.

Em MN, apesar da maior concentração de $N-NO_3^-$ no solo, a menor emissão de N_2O em relação às plantações de pinus de segunda rotação provavelmente se deve pelas condições físicas do solo sob MN. Os reduzidos valores de PPA não ocasionaram a formação de microsítios anaeróbicos para a formação de N_2O por desnitrificação, e sim por nitrificação, onde a perda de N_2O foi menor.

Maiores concentrações de $N-NH_4^+$ no horizonte LV2 da serapilheira foi outro fator que contribuiu para a maior emissão em P2 e P2D em relação a P1 e MN. Recentemente, Avrahami & Bohannan (2009) descobriram que a composição da comunidade de bactérias denitrificantes foi relacionada à concentração de amônio, reforçando as emissões de N_2O . Assim, a formação de horizontes orgânicos sob plantações de pinus é um fator que favorece a emissão de N_2O .

A maior emissão de N_2O nas plantações de segunda rotação em relação ao de primeira foi ocasionada possivelmente pelas maiores concentrações de $N-NO_3^-$ no solo de segunda rotação (Konda et al., 2008; Merino et al., 2004; Wang et al., 2013). Em P1, a menor concentração de $N-NO_3^-$ no solo foi limitante para a formação de N_2O , que ocorreu

provavelmente, devido à menor porosidade total e macroporosidade com consequentes menores condições aeróbicas para a formação desse íon.

O aumento na emissão de N_2O no segunda rotação de pinus pode também estar relacionado à adaptação de bactérias desnitrificantes às condições do solo e do substrato fornecido. A maior concentração de lignina na serapilheira de pinus pode estar favorecendo a atividade de estirpes Rhizobiaceae, que utilizam constituintes aromáticos presentes em polifenóis e lignina (Parke & Ornston, 1986; Rich et al., 2003). Conforme determinado em análise filogenética e perfis de T-RFLP, os organismos relacionados com Rhizobiaceae podem ser desnitrificantes prevaletentes em florestas de altitude, incluindo espécies de Pinaceae (Rich et al., 2003).

Não houve diferença na emissão de N_2O entre P2 e P2D. A falta de influência do desbaste sobre a emissão de N_2O é devido ao fato de fatores que condicionam o fluxo de N_2O (temperatura do solo, concentração de $N-NO_3^-$ no solo e NH_4^+ na serapilheira) serem semelhantes nos dois cultivos. Porém, vale ressaltar que o período de monitoramentos dos gases ocorreu entre 6 e 18 meses após o desbaste, sendo que essa tendência pode ser modificada com o tempo.

2.6.2 CH_4

Solos florestais são considerados eficientes drenos de CH_4 (Dobbie & Smith, 1996; Tate et al., 2007; Sullivan et al., 2008; Wang et al., 2013) e isso foi comprovado no presente estudo, onde houve uma captura média de $3,4 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o qual é comparável com outros solos florestais tropicais e temperados (Borken et al., 2003; Merino et al., 2004; ; Sotta et al., 2004; Tang et al., 2006). O influxo de CH_4 em solos florestais está relacionado aos altos teores de matéria orgânica do solo, à melhoria da estrutura do solo e ao aumento de conectividade dos macroporos, possibilitando a difusão de oxigênio e CH_4 para camadas mais profundas, e consequentemente, o consumo do último (Tate et al., 2007).

Muitos fatores bióticos e abióticos controlam o influxo de CH_4 em solos florestais (Borken et al., 2003; Bowden et al., 2000). A difusividade do CH_4 foi afetada pelos atributos físicos do solo influenciados pelos povoamentos florestais implantados, devido a atividades como plantio, colheita e desbaste. O atributo do solo que mais influenciou o fluxo de CH_4 foi a PPA. Na verdade, as maiores taxas de oxidação de CH_4 ocorreram durante os períodos de menores PPA, e consequente maior porosidade preenchida por ar, permitindo maior difusão

de CH₄ no solo para o metabolismo das metanotróficas (Ball et al., 1997; Smith et al., 2000; Smith et al., 2003).

O maior influxo de CH₄ no solo sob MN em relação às plantações de pinus foi consequência da menor PPA e maior macroporosidade, promovendo melhores condições de difusividade de oxigênio e CH₄ no solo (Konda et al., 2010; Merino et al., 2004; Rosekrans et al., 2006; Smith et al., 2001). Redução de 62% e 76 % na absorção de CH₄ pelo solo, respectivamente, foi encontrado por Butterbach-Bahl & Papen (2002) e Born et al. (1990) quando foi substituído floresta nativa por monocultivos.

Outro fator que provavelmente contribuiu para o menor consumo acumulado de CH₄ nas plantações de pinus foi o impacto sobre a atividade e a população de bactérias metanotróficas, como encontrado por Amaral & Knowles (1998). Bactérias metanotróficas em solos florestais foram negativamente afetadas por monoterpenos (Amaral & Knowles, 1998), o qual é um composto liberado abundantemente das folhas da família das *Pinaceae* (Lerdau et al., 1997) durante a decomposição da serapilheira, como carbono orgânico volátil biogênico (Hellen et al., 2006; Leff & Fierer, 2008). Segundo Amaral & Knowles, (1998), extratos de horizontes superficiais da serapilheira de pinus inibiram em quase 100% a absorção de CH₄ no horizonte superficial do solo, enquanto extratos do solo mineral não tiveram efeito inibitório.

A composição química da lignina pode variar entre os tipos de plantas, o qual, por sua vez influencia a taxa de decomposição e o fornecimento de substrato para a ocorrência da metanogênese (Williams & Yavitt, 2010). Assim, os menores influxos de CH₄ nas plantações de pinus, em parte, ocorreram pela maior concentração de lignina na serapilheira. O efeito do Si sobre o fluxo de CH₄ é provavelmente devido à influência do Si na biossíntese da lignina, onde o Si está envolvido na biossíntese de componentes da parede celular, como polifenóis (Agarie et al., 1998) que têm ligação com a síntese de lignina (Clark, 2001).

A maior remoção acumulada de CH₄ em P2 e P2D em relação a P1 foi devido provavelmente também à melhoria nos atributos físicos do solo com maior difusividade do gás pelo solo, promovendo assim sua maior oxidação (Ball et al., 2007). Esse maior tempo de cultivo proporcionou aumento da concentração de C no solo com consequente melhoria dos atributos físicos do solo, favorecendo o restabelecimento da população metanotrófica. Resultado semelhante foi encontrado por Peichl et al. (2010) onde cultivo de pinus estabelecido há mais tempo teve maior influxo de CH₄.

O desbaste não modificou a remoção acumulada de CH₄ entre P2 e P2D como também encontrado por Sullivan et al. (2008). Isso é devido ao desbaste não ter afetado as propriedades físicas do solo, como PPA, porosidade total e macroporosidade, não influenciando a difusão de CH₄ e oxigênio no solo.

2.6.3 CO₂

Vários trabalhos consideram a temperatura do solo e o teor de água como os parâmetros ambientais mais importantes que controlam a variação temporal da emissão de CO₂ do solo (Kiese & Butterbach -Bahl, 2002; Tang et al., 2006; Sheng et al., 2010; Chen et al., 2013). Estudos mostraram que a somente a temperatura do solo foi responsável por uma grande fração de variação de emissão de CO₂ (Davidson et al., 1998; Xu & Qi, 2001; Rey et al., 2002) o que se deve provavelmente à influência na atividade dos microrganismos do solo. Scott-Denton et al. (2003) propuseram duas causas sobre a influência da umidade do solo sobre o fluxo de CO₂: primeiramente, os efeitos diretos da umidade na biomassa microbiana do solo, e em seguida, os efeitos indiretos da umidade sobre a quantidade de fotoassimilados disponível como substrato para a raiz abaixo do solo e respiração rizosfera.

A maior emissão de CO₂ a partir do solo sob MN que sob plantações de pinus, corroboram com Tang et al. (2006) em estudo realizado em florestas na China. Grande parte das variações no fluxo de CO₂ em vários tipos de floresta foram explicadas pela diferenças na quantidade e qualidade do serapilheira e biomassa radicular (Epron et al., 2006). A menor recalitrância da serapilheira sob MN favoreceu a decomposição mais acelerada desse material com consequente maior emissão de CO₂.

2.6.4 EMISSÃO ACUMULADA LÍQUIDA DE N₂O E CH₄

A aplicação da emissão acumulada líquida de N₂O e CH₄ permitiu ver a contribuição de cada gás na emissão líquida a ser comparado entre os sistemas de uso. A maior contribuição do influxo de CH₄ na MN que nas plantações de pinus quase zerou a emissão de GEE nesse sistema. Essa maior contribuição de CH₄ foi maior que encontrada em estudos prévios em florestas (Ball et al., 2007; Lavoie et al., 2013; Peichl et al., 2010), possivelmente pela maior aeração do solo e pelo tipo de vegetação. Mudanças na contribuição individual de GEE no balanço líquido pode ser esperado entre ecossistemas florestais devido às diferenças

em propriedades do solo (Peichl et al., 2010) e vegetação. Em P2 e P2D, a maior emissão de N_2O contribuiu para maior emissão líquida de GEE em relação aos demais tratamentos.

2.7 CONCLUSÕES

- 1 – Povoamentos de pinus intensificam as emissões de N_2O e diminuem o consumo de CH_4 pelo solo em relação a MN, reflexo da maior PPA do solo.
- 2 - Pinus de segunda rotação aumenta emissão de N_2O , condicionado pela maior concentração $N-NO_3^-$ no solo e concentração de $N-NH_4^+$ na serapilheira, e o consumo de CH_4 , devido à menor PPA.
- 3 - O primeiro ano após o desbaste não influencia o potencial de mitigação de N_2O e CH_4 .
- 4 - Temperatura do solo controla variação temporal do fluxo de N_2O .

2.8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGARIE, S.; HANAOKA, N.; UENO, O.; MIYAZAKI, A.; KUBOTA, F.; AGATA, W. & KAUFMAN, P.B. Effects of silicon on tolerance to water deficit and heat stress in rice plants (*Oryza sativa* L.), monitored by electrolyte leakage. *Plant Production Science*, 1:96-103, 1998.

AMARAL, J.A. & KNOWLES, R. Inhibition of methane consumption in forest soils by monoterpenes, *Journal of Chemical Ecology*, 24:723-734, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA FLORESTAL- ABRAF. Anuário Estatístico da ABRAF 2013 - Ano Base 2012. <http://www.abraflor.org.br/>. Acesso em: 5 de janeiro de 2014.

AVRAHAMI, S. & BOHANNAN, B.J.M. N_2O emission rates in a California meadow soil are influenced by fertilizer level, soil moisture and the community structure of ammonia-oxidizing bacteria. *Global Change Biology*, 15:643-655, 2009.

BALL, B.C.; SMITH, K.A.; KLEMEDTSSON, L.; BRUMME, R.; SITLAULA, B.K.; HANSEN, S.; PRIEME, A.; MACDONALD, J. & HORGAN, G.W. The influence of soil gas transport properties on methane oxidation in a selection of northern European soils. *Journal of Geophysical Research*, 102:23309–23317, 1997.

BALL, T.; SMITH, K.A. & MONCRIEFF, J.B. Effect of stand age on greenhouse gas fluxes from a Sitka spruce [*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.] chronosequence on a peaty gley soil. *Global Change Biology*, 13:2128–2142, 2007.

BATEMAN, E.J. & BAGGS, E.M. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biology and Fertility of Soils*, 41:379-388, 2005.

BERGER, T.W.; NEUBAUER, C. & GLATZEL, G. Factors controlling soil carbon and nitrogen stores in pure stands of Norway spruce (*Picea abies*) and mixed species stands in Austria. *Austrian Forest Ecology and Management*, 159:3–14, 2002.

BORKEN, W.; XU Y.-J. & BEESE, F. Conversion of hardwood forest to spruce and pine plantations strongly reduced soil methane sink in Germany. *Global Change Biology*, 9: 956-966, 2003.

BORN, M.; DÖRR, H. & LEVIN, I. Methane consumption in aerated soils of the temperate zone. *Tellus*, 42:2–8, 1990.

BOWDEN, R.D.; RULLO, G.; STEVENS, G.R.; STEUDLER, P.A. Soil fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane at a productive temperate deciduous forest. *Journal of Environmental Quality*, 29:268-276, 2000.

BRUMME, R.; BORKEN, W. & FINKE, S. Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 13:1137–1148, 1999.

BUTTERBACH-BAHL, K. & PAPEN, H. Four years continuous record of CH₄ exchange between the atmosphere and untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany. *Plant and Soil*, 240:77-90, 2002.

CHEN, Z.; YU, G.; GE, J.; SUN, X.; HIRANO, T.; SAIGUSA, N.; WANG, Q.; ZHU, X.; ZHANG, Y.; ZHANG, J.; YAN, J.; WANG, H.; ZHAO, L.; WANG, Y.; SHI, P.; ZHAO, F. Temperature and precipitation control of the spatial variation of terrestrial ecosystem carbon ecosystem exchange in the Asian region. *Agricultural and Forest Meteorology*, 183:266-276, 2013.

CLARK, R.B. Role of silicon in plant nutrition. In: SINGH, K.; MORIS,.; WELCH, R.M. Perspectives on the micronutrient nutrition of crops. New Delhi, Scientific Publishers, 2001. p.205-225.

COUTINHO, R.P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; ALVES, B.J.R.; TORRES, A.Q.A.T. & JANTALIA, C.P. Estoques de carbono e nitrogênio e emissão de N₂O em diferentes usos do solo na Mata Atlântica. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 45:195-203, 2010.

DAVIDSON, E.A.; BELK, E. & BOONE, R.D. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology*, 4:417-427, 1998.

DAVIDSON, E.A.; KELLER, M.; ERICKSON, H.E.; VERCHOT, L.V. & VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *Bioscience*, 50:667-680, 2000.

DOBBIE, K.E. & SMITH, K.A. Comparison of CH₄ oxidation rates in woodland, arable and set aside soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 28:1357-1365, 1996.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA — EMBRAPA. Manual de métodos de análises de solo. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212p.

EPORN, D.; NOUVELLON, Y.; DELEPORTE, P.; IFO, S.; KAZOTTI, G.; M'BOU, A.T.; MOUVONDY, W.; ANDRE, L.S.; ROUPSARD, O.; JOURDAN, C. & HAMEL, O. Soil

carbon balance in a clonal Eucalyptus plantation in Congo: effects of logging on a carbon inputs and soil CO₂ flux. *Global Change Biology*, 12:1021-1031, 2006.

FANG, L.; CONG-QIANG, L.; SHI-LU, W. & ZHEN-JIE, Z. Soil temperature and moisture controls on surface fluxes and profile concentrations of greenhouse gases in karst area in central part of Guizhou Province, southwest China. *Environment Earth Science*, DOI 10.1007/s12665-012-1588-0, 2012.

FIRESTONE, M.K. & DAVIDSON, E.A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andreae MO, Schimel DS (eds) *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*. New York, Wiley, 1989. p. 7–21.

FURLANI, P.R. & GALLO, J.R. Determinação de silício em material vegetal pelo método colorimétrico do “azul-de-molibdênio”. *Bragantia*, 37:5-11, 1978.

GOMES, J.; BAYER, C.; COSTA, F.S.; PICCOLO, M.C.; ZANATTA, J.A.; VIEIRA, F.C.B. & SIX, J. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. *Soil & Tillage Research*, 106:36-44, 2009.

GUENTER, A.; ZIMMERMAN, P. & WILDERMUTH, M. Natural volatile organic-compound emission rate estimates for United States woodland landscapes. *Atmospheric Environment*, 28:1197-1210, 1994.

HAYWARD, S.; MUNCEY, R.J.; JAMES, A.E.; HALSALL, C.J. & HEWITT, C.N. Monoterpene emissions from soil in a Sitka spruce forest. *Atmospheric Environment*, 35:4081–4087, 2001.

HEINZMANN, F.X.; MIYAZAWA, M. & PAVAN, M.A. Determinação de nitrato em extratos de solos ácidos por espectrofotometria de absorção ultravioleta. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 8:159-163, 1984.

HELLÉN, H.; HALOKA, H.; PYSTYNEN, K.H.; RINNE, J. & HAAPANALA, S. C₂-C₁₀ hydrocarbon emissions from a boreal wetland and forest floor. *Biogeosciences* 3:167-174, 2006.

INCLÁN, R.; URIBE, C.; SÁNCHEZ, L.; SÁNCHEZ, D.M.; CLAVERO, A.; FERNÁNDEZ, A.M. & MORANTE, R. N₂O e CH₄ fluxes in undisturbed and burned holm oak, scots pine and Pyrenean oak forests in central Spain. *Biogeochemistry*, 107:19-41, 2012.

IPCC. Climate Change 2013: Synthesis Report. Twelfth Session of Working Group I to the Summary for Policymakers. 36p. Geneva, Switzerland, 2013.

ISHIZUKA, S.; TSURUTA, H. & MURDIYARSO, D. An intensive field study on CO₂, CH₄ and N₂O emissions from soils at four land-use types in Sumatra, Indonesia. *Global Biogeochemical Cycles*, 16:1049, 2002.

ITOH, M.; KOSUGUI, Y.; TAKANASHI, S.; KANEMITSU, S.; OSAKA, K.; HAYASHI, Y.; TANI, M. & NIK, A.R. Effects of soil water status on the spatial variation of carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes in tropical rainforest soils in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*, 28:557-570, 2012.

JUNGKUNST, H.F.; BARGSTEN, A.; TIMME, M. & GLATZEL, S. Spatial variability of nitrous oxide emissions in an unmanaged old-growth beech forest. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175:739–749, 2012.

KALBITZ, K.; KAISER, K.; BARGHOLZ, J. & DARDENNE, P. Lignin degradation controls the production of dissolved organic matter in decomposing foliar litter. *European Journal of Soil Science*, 57:504–516, 2006.

KIESE, R. & BUTTERBACH-BAHL, K. N₂O e CO₂ emissions from three different tropical forest sites in the wet tropics of Queensland, Australia. *Soil Biology and Biochemistry*, 34:975-987.

KONDA, R.; OHTA, S.; ISHIZUKA, S.; ARAI, S.; ANSORI, S.; TANAKA, N. & HARDJONO, A. Spatial structures of N₂O, CO₂, and CH₄ fluxes from Acacia mangium plantation soils during a relatively dry season in Indonesia. *Soil Biology & Biochemistry* 40:3021-3030, 2008.

KONDA, R.; OHTA, S.; ISHIZUKA, S.; HERIYANTO, J. & WICAKSONO, A. Seasonal changes in the spatial structures of N₂O, CO₂, and CH₄ fluxes from Acacia mangium plantation soils in Indonesia. *Soil Biology & Biochemistry*, 42:1512-1522, 2010.

LAVOIE, M.; KELLMAN, L. & RISK, D. The effects of clear-cutting on soil CO₂, CH₄ and N₂O flux, storage and concentration in two Atlantic temperate forests in Nova Scotia, Canada. *Forest Ecology and Management*, 304:355-369, 2013.

LEFF, J.W. & FIERER, N. Volatile organic compound (VOC) emissions from soil and litter samples. *Soil Biology & Biochemistry*, 40:1629–1636, 2008.

LERDAU, M.; LITVAK, M.; PALMER, P. & MONSON, R. Controls over monoterpene emissions from boreal forest conifers. *Tree Physiology*, 17:563-569, 1997.

LIVESLEY, S.J.; KIESE, R.; MIEHLE, P.; WESTON, C.J.; BUTTERBACH-BAHL, K. & ARNDT, S.K. Soil–atmosphere exchange of greenhouse gases in an Eucalyptus marginata woodland, a clover-grass pasture, and Pinus radiata and Eucalyptus globulus plantations. *Global Change Biology*, 15:425–440, 2009.

MCNAMARA, N.P.; BLACK, H.I.J.; PIEARCE, T.G.; REAY, D.S. & INESON, P. The influence of afforestation and tree species on soil methane fluxes from shallow organic soil at the UK Gisburn Forest Experiment. *Soil Use and Management*, 24:1-7, 2008.

MERINO, A.; PÉREZ - BATALLÓN, P.; MACÍAS, F. Responses of soil organic matter and greenhouse gas fluxes to soil management and land use changes in a humid temperate region of southern Europe. *Soil Biology and Biochemistry*, 36:917–925, 2004.

MOSIER, A. R. Chamber and isotope techniques. In: ANDREAE, M.O. & SCHIMMEL, D.S. eds. Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere: report of the Dahlem Workshop. Berlin, Wiley, 1989. p.175-187.

MULVANEY, R.L. Nitrogen – Inorganics forms. In: BARTELS, J.M.; BIGHAM, J.M.; SPARKS, D.L.; PAGE, A.L.; HELMKE, P.A.; LOEPPERT, R.H.; SOLTAMPAM, P.N.; TABATAI, M.A.; JOHNSON, C.T. & SUMMER, M.E. Eds. Methods of soil analysis. Part 3 – Chemical methods. 5 ed. Madison, Soil Science Society of American Book Series, 1996. p. 1123-1184.

PARKE, D. & ORNSTON, L.N. Enzymes of the α -ketoadipate pathway are inducible in *Rizhobium* and *Agrobacterium* spp. And consecutive in *Bradyrhizobium* spp. *Journal of Bacteriology*, 165:288–292, 1986.

PARKIN, T.; MOSIER, A.R.; SMITH, J.; VENTEREA, R.; JOHNSON, J.; REICOSKY, D.; DOYLE, G.; MCCARTY, G. & BAKER, J. Chamber-based Trace Gas Flux Measurement Protocol. 1 ed. Washington DC, USDA-ARS Gracenet, 2003. p. 1-28.

REISSMANN, C.B. Morfologia dos horizontes de húmus em florestas de coníferas exóticas no Sul do Brasil. *Revista do Setor de Ciências Agrárias*, 5:11-16, 1983.

REY, A.; PEGORARO, E.; TEDESCHI, V.; DE PARRI, I.; JARVIS, P.G. & VALENTINI, R. Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy. *Global Change Biology*, 8:851–866, 2002.

RICH, J.J.; HEISHEN, R.S.; BOTTOMLEY, P.J.; CROMACK JR, K. & MYROLD, D.D. Community composition and functioning of denitrifying bacteria from adjacent meadow and forest soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 69:5974-5982, 2003.

ROSEKRANS, P.; BRÜGGEMANN, N.; PAPEN, H.; XU, Z.; HORVÁTH, L. & BUTTERBACH-BAHL, K. Soil N and C trace gas microbial soil N turnover in a sessile oak (*Quercus petraea*(Matt.) Liebl.) forest in Hungary. *Plant and Soil*, 286:301-322, 2006.

SAGGAR, S.; TATE, K.R.; GILTRAP, D.L. & SINGH, J. Soil atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. *Plant and Soil*, 309:25-42, 2008.

SALIMON, C.I.; DAVIDSON, E.A.; VICTORIA, E.A. & MELO, A.W.F. CO₂ flux from soil in pastures and forests in southwestern Amazonia. *Global Change Biology*, 10:833-843, 2004.

SCOTT-DENTON, L.E.; SPARKS, K.L. & MONSON, R.K. Spatial and temporal controls of soil respiration rate in a high-elevation, subalpine forest. *Soil Biology & Biochemistry*, 35:525-534, 2003.

SHENG, H.; YANG, Y.S.; YANG, Z.J.; CHEN, G.S.; XIE, J.S.; GUO, J.F.N. & ZOU, S.Q. The dynamic response of soil respiration to land-use changes in subtropical China. *Global Change Biology*, 16:1107–1121, 2010.

SINGH, B.K.; TATE, K.R.; ROSS, D.J.; SINGH, J.; DANDO, J.; THOMAS, N.; MILLARD, P. & MURRELL, J.C. Soil methane oxidation and methanotroph responses to afforestation of pasture with *Pinus radiata* stands. *Soil Biology & Biochemistry*, 41:2196-2205, 2009.

SMITH, K.A.; BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, E.; MASSHEDER, J. & REY, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science*, 54:779-791, 2003.

SMITH, K.A.; DOBBIE, K.E.; BALL, B.C.; BAKKEN, L.R.; SITAULA, B.K.; HANSEN, S.; BRUMME, R.; BORKEN, W.; CHRISTENSEN, S.; PRIEME, A.; FOWLER, D.; MACDONALD, J.A.; SKIBA, U.; KLEMEDTSSON, L.; KASIMIR-KLEMEDTSSON, A.; DEGORSKA, A. & ORLANSKI, P. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. *Global Change Biology*, 6:791–803, 2000.

SOTTA, E.D.; MEIR, P.; MALHI, Y.; NOBRE, A.D.; HODNETT, M. & GRACE, J. Soil CO₂ efflux in a tropical forest in the central Amazon. *Global Change Biology*, 10:601–617, 2004.

SULLIVAN, B.W.; KOLB, T.E.; HART, S.C.; KAYE, J.P.; DORE, S. & MONTES-HELU, M. Thinning reduces soil carbon dioxide but not methane flux from southwestern USA ponderosa pine forests. *Forest Ecology and Management*, 255:4047–4055, 2008.

TANG, X.; LIU, S.G.; ZHOU, G.; ZANG, D. & ZHOU, C. Soil-atmospheric exchange of CO₂, CH₄, and N₂O in three subtropical forest ecosystems in southern China. *Global Change Biology*, 12:546–560, 2006.

TATE, K. R.; ROSS, D.J.; SAGGAR, S.; HEDLEY, C.B.; DANDO, J.; SINGH, B.K. & LAMBIE, S.M. Methane uptake in soils from *Pinus radiata* plantations, a reverting shrubland and adjacent pastures: Effects of land-use change, and soil texture, water and mineral nitrogen. *Soil Biology & Biochemistry*, 39:1437–1449, 2007.

VASQUES, A. G.; NOGUEIRA, A. S. & KIRCHNER, F.F. Uma síntese da contribuição do gênero pinus para o desenvolvimento sustentável no sul do Brasil. *Floresta*, 37:445-450, 2007.

VERCHOT, L.V.; DAVIDSON, E.A.; CATTANIO, J.H.; ACKERMAN, I.L.; ERICKSON, H.E. & KELLER, M. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles*, 13:31-46, 1999.

VOSE, J.M. & BOLSTAD, P.V. Biotic and abiotic factors regulating forest floor CO₂ flux across a range of forest age class in the southern Appalachians. *Pedobiologia*, 50:577-587, 2007.

WANG, C.K.; BOND-LAMBERTY, B. & GOWER, S.T. Soil surface CO₂ flux in a boreal black spruce fire chronosequence. *Journal of Geophysical Research*, 107, 8224, 2003.

WANG, C.K.; YANG, J.Y. & ZHANG, Q.Z. Soil respiration in six temperate forests in China. *Global Change Biology*, 12:2103–2114, 2006.

WANG, H.; LIU, S.; WANG, J.; ZUOMIN, S.; LU, L.; ZENG, J.; MING, A.; TANG, J. & YU, H. Effects of tree species mixture on soil organic carbon stocks and greenhouse gas fluxes in subtropical plantations in China. *Forest Ecology and Management*, 300: 4-14, 2013.

WILLIAMS, C.J. & YAVITT, J.B. Botanical composition of peat and degree of peat decomposition in three temperate peatlands. *Ecoscience* 10:85–95, 2003.

WILLIAMS, C.J. & YAVITT, J.B. Temperate Wetland methanogenesis: the importance of vegetation type and root ethanol production. *Soil Science Society American Journal*, 74:317-325, 2010.

XU, M. & QI, Y. Soil surface CO₂ efflux and temporal variations in a young ponderosa pine plantation in northern California. *Global Change Biology*, 7: 667–677, 2001.

CONCLUSÃO GERAL

Plantações de pinus aumentam o estoque de C na biomassa e serapilheira em relação à MN, mas o desbaste influencia negativamente esses estoques.

O aumento do número de rotações com plantações de pinus em uma mesma área aumenta o estoque de C no solo e o IMC.

Sistema radicular contribui para a manutenção do estoque de C no solo e para o IMC em povoamentos florestais, porém não é possível indicar a fonte de adição que mais contribui para esses parâmetros.

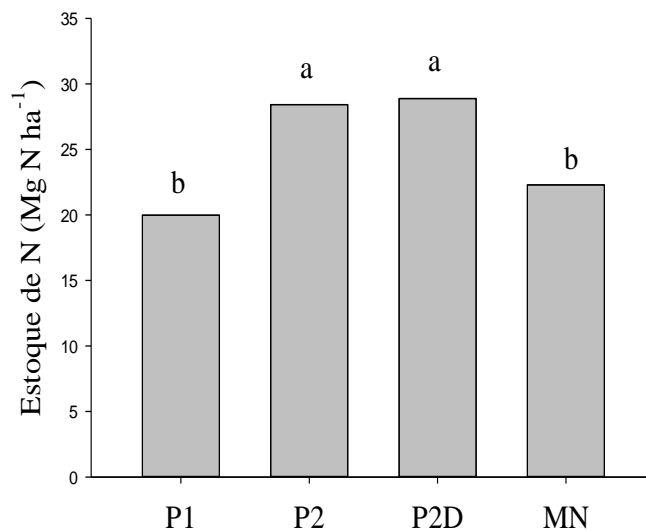
Povoamentos de pinus intensificam as emissões de N_2O e diminuem o consumo de CH_4 pelo solo em relação a MN, reflexo da maior PPA do solo.

Pinus de segunda rotação aumenta emissão de N_2O , condicionado pela maior concentração $N-NO_3^-$ no solo e concentração de $N-NH_4^+$ na serapilheira, e o consumo de CH_4 , devido à menor PPA.

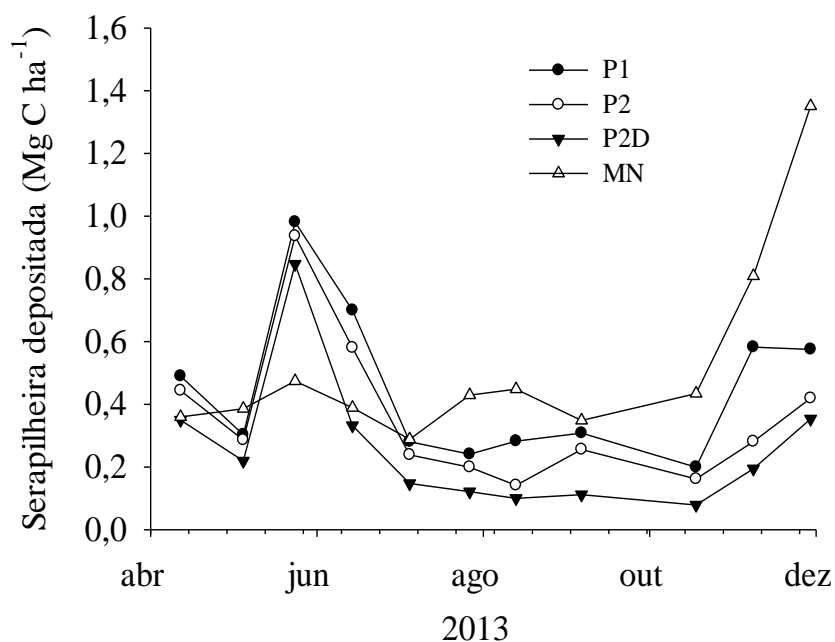
O primeiro ano após o desbaste não influencia o potencial de mitigação de N_2O e CH_4 .

APÊNDICES

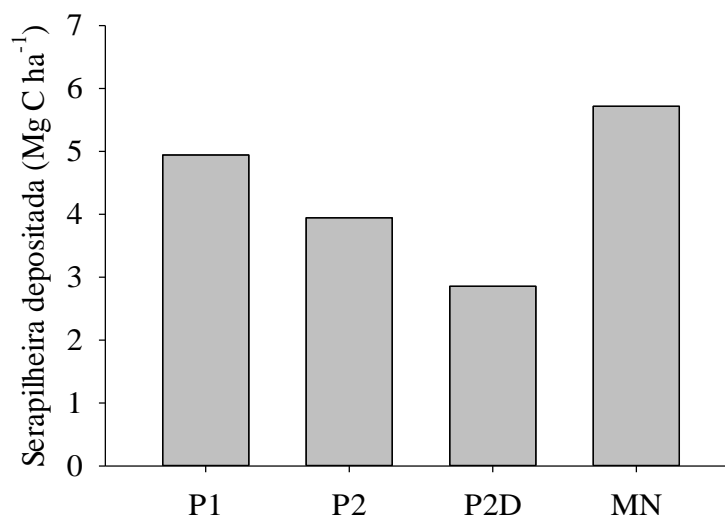
APÊNDICE 1. Estoque de nitrogênio total do solo sob plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2) e mata nativa (MN). Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$). Rio Negrinho-SC.



APÊNDICE 2. Quantidade de carbono via serapilheira depositada em plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2) e mata nativa (MN) entre os dias 12/4/2013 e 29/11/2013. Rio Negrinho-SC.



APÊNDICE 3. Quantidade de carbono acumulada via serapilheira depositada em plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2) e mata nativa (MN) entre os dias 12/4/2013 e 29/11/2013. Rio Negrinho-SC.



APÊNDICE 4. Concentração e estoque de N na matéria orgânica particulada (N-MOP) do solo sob plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2) e mata nativa (MN) e em adição completa, adição por raízes e sem adição. Rio Negrinho - SC. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$). Rio Negrinho-SC.

	N-MOP (g kg ⁻¹)	Estoque N-MOP (Mg ha ⁻¹)
0 - 5 cm		
P1	0,31 b	0,17 b
P2	0,32 b	0,14 b
MN	0,72 a	0,27 a
Completa	0,58 a	0,24 a
Raízes	0,45 ab	0,19 ab
Sem adição	0,32 b	0,15 b
5 - 10 cm		
P1	0,27 b	0,15 a
P2	0,23 b	0,13 a
MN	0,43 a	0,17 a
Completa	0,35 a	0,16 a
Raízes	0,26 b	0,14 a
Sem adição	0,28 b	0,16 a

APÊNDICE 5. Porosidade Total, Macro e Microporosidade do solo nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm sob plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e mata nativa (MN). Rio Negro - SC.

Tratamentos	Porosidade Total	Macro-	Micro-
		porosidade	porosidade
		-----m ³ m ⁻³ -----	
0 - 5 cm			
P1	0,58 c	0,15 c	0,44 a
P2	0,64 b	0,27 bc	0,38 ab
P2D	0,67 b	0,32 ab	0,36 ab
MN	0,74 a	0,43 a	0,31 b
5 - 10 cm			
P1	0,56 b	0,16 b	0,40 a
P2	0,60 b	0,19 b	0,41 a
P2D	0,59 b	0,15 b	0,44 a
MN	0,69 a	0,35 a	0,34 b
10 - 20 cm			
P1	0,53 b	0,14 a	0,39 a
P2	0,57 b	0,12 a	0,45 a
P2D	0,58 ab	0,12 a	0,46 a
MN	0,63 a	0,22 a	0,41 a
20 - 30 cm			
P1	0,56 b	0,15 a	0,40 c
P2	0,63 a	0,17 a	0,46 ab
P2D	0,60 ab	0,12 a	0,48 a
MN	0,59 ab	0,16 a	0,43 b

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

APÊNDICE 6. Densidade, porosidade total, macro e microporosidade do solo nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm em adição completa, adição por raízes e sem adição sob plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação. Rio Negrinho - SC.

Tratamentos	Densidade	Porosidade Total	Macro-porosidade	Micro-porosidade
	--kg dm ⁻³ --	-----m ³ m ⁻³ -----		
0 - 5 cm				
Completa	0,64 b	0,74 a	0,43 a	0,31 a
Raízes	0,69 ab	0,72 a	0,36 a	0,41 a
Sem adição	0,79 a	0,68 a	0,28 a	0,43 a
5 - 10 cm				
Completa	0,75 a	0,69 a	0,35 a	0,34 a
Raízes	0,86 a	0,65 a	0,27 a	0,40 a
Sem adição	0,93 a	0,62 a	0,24 a	0,41 a
10 - 20 cm				
Completa	0,93 a	0,63 a	0,22 a	0,41 a
Raízes	1,02 a	0,60 a	0,16 a	0,44 a
Sem adição	1,09 a	0,55 a	0,14 a	0,41 a
20 - 30 cm				
Completa	1,02 a	0,59 a	0,16 a	0,43 a
Raízes	1,05 a	0,58 a	0,16 a	0,43 a
Sem adição	1,11 a	0,55 a	0,15 a	0,43 a

APÊNDICE 7. Densidade, porosidade total, macro e microporosidade do solo nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm em adição completa, adição por raízes e sem adição sob plantações de *Pinus taeda* de segunda rotação. Rio Negrinho - SC.

Tratamentos	Densidade	Porosidade Total	Macro-porosidade	Micro-porosidade
	---kg dm ⁻³ ---	-----m ³ m ⁻³ -----		
-				
0 - 5 cm				
Completa	1,03 a	0,59 a	0,15 a	0,44 a
Raízes	1,09 a	0,57 a	0,14 a	0,43 a
Sem adição	1,08 a	0,53 a	0,13 a	0,40 a
5 - 10 cm				
Completa	1,13 a	0,56 a	0,16 a	0,40 a
Raízes	1,15 a	0,54 a	0,16 a	0,38 a
Sem adição	1,15 a	0,54 a	0,15 a	0,38 a
10 - 20 cm				
Completa	1,18 a	0,53 a	0,14 a	0,39 a
Raízes	1,18 a	0,52 a	0,13 a	0,39 a
Sem adição	1,16 a	0,53 a	0,13 a	0,40 a
20 - 30 cm				
Completa	1,16 a	0,56 a	0,15 a	0,40 a
Raízes	1,22 ab	0,52 a	0,11 a	0,41 a
Sem adição	1,26 a	0,51 a	0,09 a	0,42 a

APÊNDICE 8. Densidade, porosidade total, macro e microporosidade do solo nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm em adição completa, adição por raízes e sem adição sob mata nativa. Rio Negrinho - SC.

Tratamentos	Densidade	Porosidade Total	Macro-porosidade	Micro-porosidade
	---kg dm ⁻³ ---	-----m ³ m ⁻³ -----		
0 - 5 cm				
Completa	0,64 b	0,75 a	0,43 a	0,31 a
Raízes	0,69 ab	0,72 a	0,36 a	0,41 a
Sem adição	0,79 a	0,68 a	0,28 a	0,43 a
5 - 10 cm				
Completa	0,75 a	0,69 a	0,35 a	0,34 a
Raízes	0,86 a	0,65 a	0,27 a	0,40 a
Sem adição	0,93 a	0,62 a	0,24 a	0,40 a
10 - 20 cm				
Completa	0,93 a	0,63 a	0,22 a	0,41 a
Raízes	1,02 a	0,60 a	0,16 a	0,44 a
Sem adição	1,09 a	0,55 a	0,14 a	0,41 a
20 - 30 cm				
Completa	1,02 a	0,59 a	0,16 a	0,43 a
Raízes	1,05 a	0,58 a	0,16 a	0,43 a
Sem adição	1,11 a	0,55 a	0,15 a	0,43 a

APÊNDICE 9. Características químicas nos horizontes Ln, Lv1 e Lv2 da serapilheira em plantações de *Pinus taeda* de primeira rotação (P1), segunda rotação (P2), segunda rotação desbastado (P2D) e mata nativa (MN). Rio Negrinho-SC.

Amostra	Massa seca (Mg ha ⁻¹)	Teor de cinzas (%)	----- g kg ⁻¹ -----									
			Al	P	C	N	Si	Fe	K	Mg	Mn	Ca
Ln-P1	2,101	2,542	1,58	0,19	471,39	9,26	5,82	0,15	0,59	0,86	0,23	2,76
Lv1-P1	8,230	5,120	4,13	0,24	423,68	10,90	6,48	0,47	0,62	0,82	0,28	2,89
Lv2-P1	7,319	18,175	8,11	0,27	384,02	11,70	22,74	1,80	0,62	0,86	0,57	3,11
P1	17,650											
Ln-P2	2,011	2,139	0,81	0,16	476,96	9,52	4,91	0,11	0,56	0,73	0,43	2,80
Lv1-P2	6,239	3,789	2,22	0,21	456,57	12,93	6,58	0,66	0,62	0,70	0,49	2,77
Lv2-P2	6,467	23,189	10,05	0,23	359,05	13,98	30,66	4,03	0,70	0,55	0,29	2,25
P2	14,717											
Ln-P2D	1,959	2,267	1,16	0,17	474,33	10,23	4,82	0,15	0,54	0,78	0,36	2,86
Lv1-P2D	5,240	7,710	3,58	0,19	435,47	12,68	6,52	0,94	0,54	0,62	0,32	2,41
Lv2-P2D	3,757	43,377	11,82	0,20	254,25	10,74	32,43	5,00	0,92	0,46	0,19	1,31
P2D	10,957											
Ln-MN	0,515	3,537	1,83	0,19	458,48	15,41	1,68	0,16	0,99	2,24	1,07	4,00
Lv1-MN	2,421	7,315	4,43	0,21	430,49	16,59	5,00	0,63	1,01	2,37	2,07	4,06
Lv2-MN	7,254	68,967	15,61	0,19	148,64	10,43	60,07	5,48	1,03	1,13	0,74	0,90
MN	10,190											

Continua...

Continua...

Amostra	lignina (g kg⁻¹)	C/N	C/P	Lig/N	Lig/P
Ln-P1	518,35	51,10	2503,80	53,92	2845,61
Lv1-P1	604,28	38,96	1766,90	53,75	2450,52
Lv2-P1	635,89	33,71	1473,71	51,78	2165,57
P1					
Ln-P2	505,28	50,18	2982,02	53,90	3087,38
Lv1-P2	568,71	35,35	2236,75	44,57	4877,81
Lv2-P2	615,55	25,68	1536,32	44,05	2684,80
P2					
Ln-P2D	524,30	46,85	2938,43	50,52	3374,53
Lv1-P2D	560,09	37,94	2519,05	43,96	2980,65
Lv2-P2D	563,84	23,62	1654,70	45,84	2971,94
P2D					
Ln-MN	351,47	31,60	2392,82	38,06	3228,00
Lv1-MN	493,89	27,54	1982,32	35,78	2919,42
Lv2-MN	570,47	14,22	783,28	57,82	2944,61
MN					

Lig: ligni