

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

DANIELLE NASCIMENTO COUTINHO

**DINÂMICA DE SERRAPILHEIRA E ESTOQUE DE CARBONO EM PASTAGENS DE
Urochloa decumbens ADUBADA OU CONSORCIADA**

**VIÇOSA – MINAS GERAIS
2022**

DANIELLE NASCIMENTO COUTINHO

**DINÂMICA DE SERRAPILHEIRA E ESTOQUE DE CARBONO EM PASTAGENS DE
Urochloa decumbens ADUBADA OU CONSORCIADA**

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

Orientadora: Karina Guimarães Ribeiro

Coorientador: Odilon Gomes Pereira

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

T

C871d
2022

Coutinho, Danielle Nascimento, 1992-
Dinâmica de serrapilheira e estoque de carbono em
pastagens de *Urochloa decumbens* adubada ou consorciada /
Danielle Nascimento Coutinho. – Viçosa, MG, 2022.
1 tese eletrônica (73 f.): il. (algumas color.).

Orientador: Karina Guimarães Ribeiro.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Zootecnia, 2022.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2023.259>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Biodegradação. 2. Biomassa vegetal. 3. Serapilheira.
4. Braquiária decumbens. 5. Calopogônio. 6. Nitrogênio -
Fixação. I. Ribeiro, Karina Guimarães, 1967-. II. Universidade
Federal de Viçosa. Departamento de Zootecnia. Programa de
Pós-Graduação em Zootecnia. III. Título.

CDD 22. ed. 620.11223

Bibliotecário(a) responsável: Euzébio Luiz Pinto
CRB-6/3317

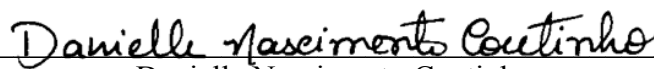
DANIELLE NASCIMENTO COUTINHO

**DINÂMICA DE SERRAPILHEIRA E ESTOQUE DE CARBONO EM PASTAGENS DE
Urochloa decumbens ADUBADA OU CONSORCIADA**

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

APROVADA: 16 de dezembro de 2022.

Assentimento:



Danielle Nascimento Coutinho
Autora



Documento assinado digitalmente
KARINA GUIMARAES RIBEIRO
Data: 10/05/2023 17:38:24-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Karina Guimarães Ribeiro
Orientadora

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ser essencial em minha vida e por ter me dado força e coragem para superar cada obstáculo durante esta longa caminhada.

A Universidade Federal de Viçosa, por me proporcionar mais que o ambiente físico, mas um universo de novas possibilidades e uma formação profissional.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

A Profa. Dra. Karina Guimarães Ribeiro, pela atenção, compreensão e confiança em meu trabalho.

Ao Prof. Dr. José Carlos Batista Dubeux Júnior, que sem me conhecer, sempre foi muito solícito e disponível para nos ajudar, orientando em análises e na interpretação de resultados.

Ao Prof. Dr. Odilon Gomes Pereira, pelo apoio através da aquisição de insumos e recursos necessários ao longo do período experimental.

Aos membros da banca pela atenção e colaboração no trabalho.

A minha querida mãe, Gracinha, e minha irmã, Gracielle, por todo amor, apoio e compreensão ao longo desse percurso.

Ao meu pai, Fábio, por me acompanhar por toda minha vida e pelas estradas percorridas até aqui, sempre presente em meu coração.

Aos companheiros da pós-graduação Albert Anjos, Alberto Macêdo, Cássia Freitas, Wagner Sousa, Carla Chaves, Tâmara Chagas e Felipe Pimetel, pela valiosa contribuição na condução do estudo de campo, por compartilharem comigo seus conhecimentos, e por todos os momentos de descontração e amizade que compartilhamos, sendo fundamentais para meu crescimento pessoal e profissional.

Aos estagiários Haviner Paixão, Carolina Pires e Rafael Lelis, pelo empenho nas coletas dos dados e pelos bons momentos compartilhados.

Ao senhor Mauro, tratorista, pela sua disponibilidade e interesse em me ajudar no transporte de insumos e amostras. Sem seu auxílio nada disso seria possível.

Ao Dr. Clésio Santos pelo auxílio nas análises estatísticas.

A querida Roberta Dornelas, minha colega de república, que teve um olhar carinhoso e consolador nos momentos mais difíceis ao longo desse percurso.

Ao Laboratório de Forragicultura, pelo espaço físico e por me proporcionar os meios de realizar as análises necessária para esse estudo.

A todos, muito obrigada.

RESUMO

COUTINHO, Danielle Nascimento, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, dezembro de 2022. **Dinâmica de serrapilheira e estoque de carbono em pastagens de *Urochloa decumbens* adubada ou consorciada.** Orientadora: Karina Guimarães Ribeiro. Coorientador: Odilon Pereira Gomes.

A tese foi elaborada em dois capítulos, os quais abordam estudos que avaliam características químicas e decomposição de serrapilheira e de raízes, biomassa de raízes e estoque de carbono nas frações da matéria orgânica, em solos sob pastos de capim-braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster) não adubados com nitrogênio (controle), adubados com duas doses de nitrogênio e consorciados com calopogônio (*Calopogonium mucunoides*). O estudo da decomposição de serrapilheira foi conduzido entre novembro/2018 e março/2019, ao passo que o estudo de raízes ocorreu em dois períodos, compreendidos de jan/2019 a jun/2020 e de jan/2020 a jun/2021.

Capítulo 1. A reciclagem de nitrogênio no ecossistema de pastagens via decomposição da serrapilheira corresponde a uma importante forma de retorno deste nutriente ao solo. Objetivou-se avaliar a composição química da serrapilheira, sua taxa de decomposição e o desaparecimento de N, em pastos de capim-braquiária não adubados (B0), adubados com doses de 50 kg ha⁻¹ de N (B50) e 100 kg ha⁻¹ de N (B100) e consorciados com calopogônio (BC). O delineamento foi em blocos casualizados, com quatro tratamentos e dois blocos, com duas repetições de cada tratamento por bloco. A serrapilheira foi incubada por 128 dias, em *litter bags* de 15 x 20 cm e poros de 75 µm, dispostos sobre a superfície do solo e cobertos com uma camada de serrapilheira do tratamento presente no local da incubação. A biomassa remanescente foi afetada pelos tempos de incubação, chegando a uma perda de 49%, após o período total de decomposição. Os pastos de capim-braquiária adubados (B50 e B100) apresentaram menor teor de N remanescente, com médias de 52% e 56% do N mineralizado, após o período total de decomposição. A relação C:N reduziu ao longo do tempo e os pastos de capim-braquiária não adubados apresentaram maior relação C:N. A concentração de lignina no sistema B100 foi superior à observada no sistema B0, e semelhante àquela observada nos sistemas B50 e BC. As relações lignina:N e lignina:NIDA aumentaram ao longo do período de decomposição. Os pastos que receberam *input* de N via fertilização (B50 e B100) apresentaram relações lignina/N menores, se comparados ao sistema B0, mas não diferiram do sistema BC. O sistema B100 apresentou menor relação lignina:NIDA, mas não diferiu do

sistema B50. Ao longo do tempo, não houve imobilização de N na serrapilheira. A mineralização do nitrogênio da serrapilheira, apesar de não ter sofrido influência dos sistemas de cultivo, proporcionou aos pastos o aporte anual médio de 25,5 kg ha⁻¹ de N, contribuindo para a reciclagem deste nutriente. **Capítulo 2.** O nitrogênio requerido pelas plantas pode ser incorporado ao ecossistema de pastagens via fertilização ou fixação biológica, ou ainda, reciclado através da mineralização de resíduos vegetais. Objetivou-se avaliar a biomassa radicular, as características químicas e a taxa de decomposição de raízes, bem como o estoque de carbono nas frações da matéria orgânica do solo, em pasto de capim-braquiária não adubado (B0), adubado com doses de 50 kg ha⁻¹ de N (B50) e 100 kg ha⁻¹ de N (B100) e consorciado com calopogônio (BC). Foi utilizado o delineamento em blocos casualizados, com quatro tratamentos e dois blocos, com duas repetições de cada tratamento por bloco, para as avaliações de biomassa radicular e estoque de carbono no solo. Para as avaliações das características químicas e da taxa de decomposição de raízes, foi utilizada uma repetição de tratamento por bloco. As raízes foram incubadas (enterradas) por 512 dias, em *litter bags* de 15 x 30 cm e poros de 75 µm, na mesma profundidade em que foram colhidas (20 cm), em dois períodos de incubação (período 1: jan/2019 a jun/2020 e período 2: jan/2020 a jun/2021). Foi realizado o fracionamento físico da matéria orgânica do solo, nas frações matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica aderida a minerais (MOAM), e estimado o estoque de carbono nessas frações, em diferentes profundidades (0-5, 5-10 e 10-20 cm). A biomassa de raízes não foi afetada pelos anos nem pelos sistemas de cultivo, com média de 7,4 t MO ha⁻¹. A biomassa remanescente foi afetada pela interação entre períodos e tempos de incubação, apresentando perda gradual de biomassa no período 1 e acentuada no início do segundo período, com decomposição de 28% e 30% da biomassa incubada durante os períodos 1 e 2, respectivamente. Foi observado efeito de interação entre períodos e tempos de incubação para teor de N e para a relação C:N, A concentração de N nas amostras incubadas aumentou ao longo do tempo com maior aumento ao longo do período 1, chegando a 20,02 g kg⁻¹ MO após 512 dias. Esse aumento refletiu na relação C:N que reduziu-se ao longo do tempos, chegando a 7 e 14, ao final dos períodos 1 e 2, respectivamente. A concentração de lignina foi afetada pela interação tripla entre os sistemas de cultivo, períodos e tempos de incubação. Nos pastos U50 a concentração de lignina não estabilizou-se ao longo do tempo em ambos os períodos, e as maiores médias foram observadas nos sistemas UC e U50 302 e 255 g kg⁻¹ MO) ao final dos períodos 1 e 2, respectivamente. Para a relação lignina:N foi observado efeito de interação entre períodos e tempos

de incubação, e reduziu-se ao longo do tempo, variando de 32 e 29 ao início dos períodos 1 e 2, respectivamente, para 13 ao final de ambos os períodos. Observou-se efeito de interação entre períodos x tempos de incubação e entre sistemas de cultivo x tempos de incubação para a concentração de NIDA. O teor de NIDA ao final do período 2 foi o dobro ($11,81 \text{ g kg}^{-1} \text{ MO}$) daquele observado no período 1 ($6,18 \text{ g kg}^{-1} \text{ MO}$), e foi mais elevada nos pastos U100, com média de $11,42 \text{ g kg}^{-1} \text{ MO}$ após 512 dias. Para a relação lignina:NIDA nas raízes, houve efeito de interação entre períodos e tempos de incubação, que reduziu-se ao longo do tempo, e, no período 1, foi o triplo daquela observada ao final do período 2. Houve efeito de período sobre a fração MOAM e no solo total (MOP + MOAM), com médias mais elevadas no segundo período. Quando avaliado o estoque de carbono (EC), nas diferentes frações e profundidades do solo, foi observado maior EC na camada mais superficial (0-5 cm) da matéria orgânica particulada (EC-MOP), ao passo que o EC-MOAM ocorreu, majoritariamente, na camada mais profunda (10-20 cm). Embora a mineralização da serrapilheira de raízes não tenha sido afetada pelos sistemas de cultivo, observou-se potencial aporte médio de $18,4 \text{ kg ha}^{-1}$ de N, após 512 dias. A maior parte do C foi estocada na MOAM, fração de solo associada ao armazenamento de C no longo prazo. Entretanto, se faz necessário avaliar esses sistemas de cultivo em solos de diferentes texturas e teores de MO.

Palavras-chave: Biomassa de raízes. Calopogônio. Matéria orgânica particulada. Relação C:N.

ABSTRACT

COUTINHO, Danielle Nascimento, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, December, 2022. **Litter dynamics and carbon stock in fertilized or intercropped *Urochloa decumbens* pastures.** Advisor: Karina Guimarães Ribeiro. Co-advisor: Odilon Pereira Gomes.

The PhD Dissertation was elaborated in two chapters, which approach studies that evaluate the chemical characteristics and decomposition of leaf litter and roots, root production and carbon stock in the fractions of organic matter in soils under pastures of signal grass intercropped with calopo, or, fertilized or not with nitrogen. The study of litter decomposition was conducted between November/2018 and March/2019, while the experiment with roots took place in two periods, Jan/2019-Jun/2020 and Jan/2020-Jun/2021. **Chapter 1.** The recycling of nitrogen in the pasture ecosystem via litter decomposition corresponds to an important form of return of this nutrient to the soil. The objective of this study was to evaluate the chemical composition of litter, its rate of decomposition and the disappearance of N, in pastures of unfertilized signalgrass (B0), fertilized with doses of 50 kg ha⁻¹ of N (B50) and 100 kg ha⁻¹ of N (B100) and intercropped with calopo (BC). The design was in randomized blocks, with four treatments and two blocks, with two repetitions of each treatment per block. Litter was incubated for 128 days in litter bags measuring 15 x 20 cm and pores of 75 µm, arranged on the soil surface and covered with a layer of litter from the treatment present at the incubation site. The remaining biomass was affected by incubation times, reaching a loss of 49% after the total decomposition period. Fertilized signalgrass pastures (B50 and B100) had lower levels of remaining N, with averages of 52% and 56% of mineralized N, after the total period of decomposition. The C/N ratio reduced over time and the unfertilized signalgrass pastures showed a higher C/N ratio. The lignin concentration in the B100 system was higher than that observed in the B0 system, and similar to that observed in the B50 and BC systems. The lignin/N and lignin/ADIN ratios increased throughout the decomposition period. Pastures that received N input via fertilization (B50 and B100) had lower lignin/N ratios when compared to the B0 system, but did not differ from the BC system. The B100 system showed a lower lignin/ADIN ratio, but did not differ from the B50 system. Over time, there was no N immobilization in the litter. Litter nitrogen mineralization, despite not being influenced by cropping systems, provided pastures with an average annual input of 25.5 kg ha⁻¹ of N, contributing to the recycling of this nutrient. **Chapter 2.** The nitrogen required by plants can be incorporated into the pasture ecosystem

via fertilization or biological fixation, or even recycled through the mineralization of plant residues. The objective of this study was to evaluate root biomass, chemical characteristics and root decomposition rate, as well as the carbon stock in soil organic matter fractions, in unfertilized signalgrass pastures (B0), fertilized with doses of 50 kg ha⁻¹ of N (B50) and 100 kg ha⁻¹ of N (B100) and intercropped with calopo (BC). A randomized block design was used, with four treatments and two blocks, with two replications of each treatment per block, for root biomass and soil carbon stock evaluations. For the evaluation of the chemical characteristics and the root decomposition rate, a repetition of the treatment per block was used. The roots were incubated (buried) for 512 days, in litter bags measuring 15 x 30 cm and pores of 75 µm, at the same depth at which they were harvested (20 cm), in two incubation periods (period 1: Jan/2019 to Jun/2020 and period 2: from Jan/2020 to Jun/2021). The physical fractionation of soil organic matter into its fractions (particulate organic matter, POM, and organic matter adhered to minerals, MAOM) was carried out and the carbon stock was estimated in the soil fractions at different depths (0-5, 5-10 and 10-20 cm). Root biomass was not affected by years or cropping systems, averaging 7.4 t MO ha⁻¹. The remaining biomass was affected by the interaction between periods and incubation times, showing a gradual loss of biomass in period 1 and accentuated in the beginning of the second period, with decomposition of 28% and 30% of the incubated biomass during periods 1 and 2, respectively. An interaction effect was observed between incubation periods and times for N content and for the C:N ratio. The N concentration in the incubated samples increased over time with greater increase over period 1, reaching 20.02 g kg⁻¹ MO after 512 days. This increase was reflected in the C:N ratio, which decreased over time, reaching 7 and 14 at the end of periods 1 and 2, respectively. The lignin concentration was affected by the triple interaction between culture systems, periods and incubation times. In the U50 pastures, the lignin concentration did not stabilize over time in both periods, and the highest averages were observed in the UC and U50 systems (302 and 255 g kg⁻¹ MO) at the end of periods 1 and 2, respectively. For the lignin:N ratio, an interaction effect between periods and incubation times was observed, and it reduced over time, ranging from 32 and 29 at the beginning of periods 1 and 2, respectively, to 13 at the end of both periods. . There was an effect of interaction between periods x incubation times and between culture systems x incubation times for NIDA concentration. The NIDA content at the end of period 2 was double (11.81 g kg⁻¹ MO) of that observed in period 1 (6.18 g kg⁻¹ MO), and was higher in U100 pastures, with an average of 11, 42 g kg⁻¹ MO after 512 days. For the lignin:NIDA ratio in the

roots, there was an interaction effect between periods and incubation times, which reduced over time, and, in period 1, it was three times that observed at the end of period 2. There was a period effect on the fraction of organic matter adhered to minerals (MAOM) and in the total soil (POM + MAOM), with higher means in the second period. When evaluating the carbon stock (CS), in the different fractions and depths of the soil, a greater CS was observed in the most superficial layer (0-5 cm) of particulate organic matter (CS-POM), whereas the CS-MAOM occurred, mostly, in the deepest layer (10-20 cm). Although root litter mineralization was not affected by cropping systems, a potential mean contribution of 18.4 kg ha⁻¹ of N was observed after 512 days. Most of the C was stored in the MAOM, the soil fraction associated with long-term C storage. However, it is necessary to evaluate these cropping systems in soils with different textures and OM contents.

Keywords: Calopo. C:N ratio. Particulate organic matter. Root biomass.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Capítulo 1

	Página
Figura 1. Temperaturas máximas e mínimas e precipitação mensal observadas ao longo do período experimental.....	24
Figura 2. Vista aérea da área experimental.....	24
Figura 3. (A) Biomassa remanescente e (B) relação C:N em serrapilheira de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, ao longo dos tempos de incubação.....	29
Figura 4. Nitrogênio remanescente em serrapilheira de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, ao longo dos tempos de incubação.....	30
Figura 5. Concentração de nitrogênio (A) e de lignina (B) em serrapilheira de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, ao longo dos tempos de incubação.....	31
Figura 6. Relações lignina:N (A) e lignina:NIDA (B) em serrapilheira de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, ao longo dos tempos de incubação.....	32
Figura 7. Índice de acúmulo de nutrientes, calculado para o nitrogênio, em pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, ao longo dos tempos de incubação.....	32

Capítulo 2

	Página
Figura 1. Temperaturas máximas e mínimas e precipitação mensal observadas ao longo do período experimental.....	47
Figura 2. Vista aérea da área experimental.....	47
Figura 3. Biomassa remanescente de raízes de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, nos períodos 1 e 2, ao longo dos tempos de incubação.....	56
Figura 4. Teor de nitrogênio (A) e relação C:N (B) de raízes de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, nos períodos 1 e 2, ao longo dos tempos de incubação.....	57

Figura 5.	Teor de lignina de raízes de pastos de capim-braquiária, nos períodos 1 e 2, nos diferentes sistemas de cultivo, ao longo dos tempos de incubação.....	59
Figura 6.	Relação Lignina:N de raízes de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, nos períodos 1 e 2, ao longo dos tempos de incubação.....	61
Figura 7.	Teor de NIDA de raízes de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, nos períodos 1 e 2), ao longo dos tempos de incubação.....	62
Figura 8.	Relação lignina:NIDA de raízes de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, nos períodos 1 e 2, ao longo dos tempos de incubação.....	63
Figura 9.	Estoque de C no solo total e nas frações da matéria orgânica, em diferentes camadas de solo, em pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, nos dois anos experimentais.....	64
Figura 10.	Estoque de C no solo total e nas frações da matéria orgânica, em pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, nos dois anos experimentais.....	65

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

	Página
Tabela 1. Características químicas do solo da área experimental, na profundidade de 0 a 10 cm, ao início da instalação do experimento.....	23
Tabela 2. Características químicas da serrapilheira de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, ao início do período de incubação.....	27
Tabela 3. Características químicas da serrapilheira de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, médias de todos os tempos de incubação (0, 4, 8, 16, 32, 64 e 128 dias).....	29

Capítulo 2

	Página
Tabela 1. Biomassa de raízes de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, em dois anos experimentais.....	54
Tabela 2. Composição química de raízes de pastos de capim-braquiária, antes (dia 0) e ao final do período de incubação, em diferentes sistemas de cultivo e em dois anos.....	55

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	16
REFERÊNCIAS.....	18
CAPÍTULO 1 – TAXA DE DECOMPOSIÇÃO E COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE SERRAPILHEIRA EM PASTAGENS DE CAPIM-BRAQUIÁRIA ADUBADO COM NITROGENIO OU CONSORCIADO COM CALOPOGÔNIO	19
RESUMO.....	19
1. INTRODUÇÃO.....	21
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	22
2.1. LOCALIZAÇÃO E IMPLANTAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL.....	22
2.2. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS.....	24
2.3. MANEJO DA PASTAGEM E DOS ANIMAIS.....	25
2.4. AVALIAÇÕES.....	25
2.4.1. TAXA DE DECOMPOSIÇÃO DE SERRAPILHEIRA.....	25
2.4.2. COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE SERRAPILHEIRA.....	26
2.4.3. ÍNDICE DE ACÚMULO DE NUTRIENTES.....	27
2.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	28
3. RESULTADOS.....	28
4. DISCUSSÃO.....	33
5. CONCLUSÕES.....	35
REFERÊNCIAS.....	36
CAPÍTULO 2 – DECOMPOSIÇÃO DE RAÍZES E ESTOQUE DE CARBONO EM PASTAGENS DE CAPIM-BRAQUIÁRIA ADUBADO COM NITROGENIO OU CONSORCIADO COM CALOPOGÔNIO.....	40
RESUMO.....	40
1. INTRODUÇÃO.....	44
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	45
2.1. LOCALIZAÇÃO E IMPLANTAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL.....	45
2.2. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS.....	47
2.3. MANEJO DA PASTAGEM E DOS ANIMAIS.....	48

2.4. AVALIAÇÕES.....	48
2.4.1. BIOMASSA DE RAÍZES	48
2.4.2. COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE RAÍZES	49
2.4.3. TAXA DE DECOMPOSIÇÃO DE RAÍZES	49
2.4.4. DENSIDADE DE SOLO	51
2.4.5. FRACIONAMENTO FÍSICO DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO	51
2.4.6. COMPOSIÇÃO QUÍMICA DO SOLO	52
2.4.7. ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO	52
2.5. ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	53
3. RESULTADOS	54
3.1. BIOMASSA RADICULAR.....	54
3.2. DECOMPOSIÇÃO DE RAÍZES.....	54
3.3. ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO.....	63
4. DISCUSSÃO.....	65
4.1. DECOMPOSIÇÃO DE RAÍZES.....	65
4.2. ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO.....	67
5. CONCLUSÕES	69
REFERÊNCIAS.....	70

INTRODUÇÃO GERAL

Atualmente, o Brasil ocupa a posição de segundo maior produtor e maior exportador de carne bovina do mundo. Assim, as áreas atualmente destinadas à pastagens devem ser manejadas a fim de produzirem forragem em quantidade e qualidade para suprir a demanda dos rebanhos por alimento ao longo do tempo.

Entretanto, a irregularidade na distribuição de chuvas, associada à práticas de manejo inadequadas, o controle ineficiente de pragas e plantas invasoras, e a ausência da reposição de nutrientes removidos do solo pelas plantas, têm sido limitantes para a produção de biomassa de forragem e favorecido o processo de degradação (Dias-Filho, 2011).

Os nutrientes essenciais para o crescimento de plantas são provenientes de diversas fontes. De modo geral, estes são incorporados ao sistema de produção por meio do uso de fertilizantes comerciais, alimentos suplementares ou pela deposição atmosférica. Além disso, ocorre a reciclagem interna, onde os nutrientes retornam ao solo através da deposição de fezes e de urina dos animais, que contêm nutrientes derivados dessa suplementação, e dos resíduos vegetais (Dubeux & Sollenberger, 2019).

Fatores relacionados ao manejo, como fertilização (Silva et al., 2019; Fornara et al., 2020) e taxa de lotação (Silva et al., 2019), e fatores abióticos, como umidade e temperatura (Banegas et al., 2015), também podem contribuir para a mineralização ou a imobilização dos nutrientes.

Entretanto, em diversos sistemas de produção, o elevado custo dos fertilizantes representa um fator limitante para a reposição de nutrientes em áreas de pastagens. Entretanto, pastos de gramíneas do tipo C₄ tendem a produzir resíduos vegetais com elevada relação C:N, quando a reposição de nitrogênio é deficiente, tornando mais lenta a decomposição desse material e com possível aumento da imobilização de nitrogênio pelos micro-organismos do solo (Dubeux et al., 2006; Apolinário et al., 2017).

Nesse contexto, as leguminosas forrageiras podem atuar como alternativa ao uso de adubos nitrogenados, uma vez que são capazes de fazer associações com bactérias do gênero *Rhizobium* e *Bradyrhizobium* e transformar o N₂ atmosférico em formas nítricas (NO₃⁻) ou amoniacal (NH₄⁺), assimiláveis pelas plantas (Gimenes et al., 2017).

Estudos têm confirmado o efeito positivo do consórcio entre gramíneas e leguminosas sobre a decomposição de serrapilheira e de raízes, devido não só às alterações promovidas na composição química dos resíduos, mas também à diversidade microbiana encontrada em pastos mistos, quando comparado ao monocultivo de gramínea (Khomann et al., 2019; Kohmann et al., 2020).

Assim, objetiva-se por meio desse estudo avaliar a composição química e o processo de decomposição de serrapilheira da parte aérea e de raízes, em pastos de capim-braquiária consorciado com calopogônio e adubado ou não com nitrogênio.

REFERÊNCIAS

- Apolinário, V. X., Dubeux Jr, J. C., Lira, M. A., Mello, A. C., Santos, M. V., Muir, J. P., & Viana de Freitas, E. (2017). Nitrogen and Grazing Affect Napier Grass Leaf Litter Biomass and Decomposition. *Agronomy Journal*, 109(6), 2982-2987. <https://doi.org/10.2134/agronj2017.06.0308>
- Banegas, N., Albanesi, A. S., Pedraza, R. O., & Dos Santos, D. A. (2015). Non-linear dynamics of litter decomposition under different grazing management regimes. *Plant and soil*, 393(1), 47-56. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2472-y>
- Dias-Filho, M. B. *Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação*. 4. ed. Belém: MBDF, 2011.
- Dubeux Jr, J. C. B., Sollenberger, L. E., Interrante, S. M., Vendramini, J. M. B., & Stewart Jr, R. L. (2006). Litter decomposition and mineralization in bahiagrass pastures managed at different intensities. *Crop Science*, 46(3), 1305-1310. <https://doi.org/10.2135/cropsci2005.08-0263>
- Dubeux, J. C., & Sollenberger, L. E. (2019). *Nutrient cycling in grazed pastures*. In Management Strategies for Sustainable Cattle Production in Southern Pastures (pp. 59-75). Academic Press.
- Fornara, D. A., Flynn, D., & Caruso, T. (2020). Effects of nutrient fertilization on root decomposition and carbon accumulation in intensively managed grassland soils. *Ecosphere*, 11(4), e03103. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3103>
- Gimenes, F. A. M. A., Barbosa, H. Z., Gerdes, L., Giacomini, A. A., Batista, K., de Mattos, W. T., ... & de Vasconcellos Miguel, A. N. (2017). The utilization of tropical legumes to provide nitrogen to pastures: A review. *African Journal of Agricultural Research*, 12(2), 85-92. <https://doi.org/10.5897/AJAR2016.11893>
- Kohmann, M. M., Silveira, M. L., Brandani, C. B., & Aukema, K. (2020). Belowground biomass decomposition is driven by chemical composition in subtropical pastures and native rangelands. *Agrosystems, Geosciences & Environment*, 3(1), e20076. <https://doi.org/10.1002/agg2.20076>
- Kohmann, M. M., Sollenberger, L. E., Dubeux Jr, J. C., Silveira, M. L., & Moreno, L. S. (2019). Legume proportion in grassland litter affects decomposition dynamics and nutrient mineralization. *Agronomy Journal*, 111(3), 1079-1089. <https://doi.org/10.2134/agronj2018.09.0603>
- Silva, H. M. S., Batista Dubeux Jr, J. C., Silveira, M. L., Ferreira dos Santos, M. V., Viana de Freitas, E., & de Andrade Lira, M. (2019). Root decomposition of grazed signalgrass in response to stocking and nitrogen fertilization rates. *Crop Science*, 59(2), 811-818. <https://doi.org/10.2135/cropsci2018.08.0523>

CAPÍTULO 1 – TAXA DE DECOMPOSIÇÃO E COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE SERRAPILHEIRA EM PASTAGENS DE CAPIM-BRAQUIÁRIA ADUBADO COM NITROGENIO OU CONSORCIADO COM CALOPOGÔNIO

RESUMO

A reciclagem de nitrogênio no ecossistema de pastagens via decomposição da serrapilheira corresponde a uma importante forma de retorno deste nutriente ao solo. Objetivou-se avaliar a composição química da serrapilheira, sua taxa de decomposição e o desaparecimento de N, em pastos de capim-braquiária não adubados (B0), adubados com doses de 50 kg ha⁻¹ de N (B50) e 100 kg ha⁻¹ de N (B100) e consorciados com calopogônio (BC). O delineamento foi em blocos casualizados, com quatro tratamentos e dois blocos, com duas repetições de cada tratamento por bloco. A serrapilheira foi incubada por 128 dias, em *litter bags* de 15 x 20 cm e poros de 75 µm, dispostos sobre a superfície do solo e cobertos com uma camada de serrapilheira do tratamento presente no local da incubação. A biomassa remanescente foi afetada pelos tempos de incubação, chegando a uma perda de 49%, após o período total de decomposição. Os pastos de capim-braquiária adubados (B50 e B100) apresentaram menor teor de N remanescente, com médias de 52% e 56% do N mineralizado, após o período total de decomposição. A relação C:N reduziu ao longo do tempo e os pastos de capim-braquiária não adubados apresentaram maior relação C:N. A concentração de lignina no sistema B100 foi superior à observada no sistema B0, e semelhante àquela observada nos sistemas B50 e BC. As relações lignina/N e lignina:NIDA aumentaram ao longo do período de decomposição. Os pastos que receberam *input* de N via fertilização (B50 e B100) apresentaram relações lignina/N menores, se comparados ao sistema B0, mas não diferiram do sistema BC. O sistema B100 apresentou menor relação lignina:NIDA, mas não diferiu do sistema B50. Ao longo do tempo, não houve imobilização de N na serrapilheira. A mineralização do nitrogênio da serrapilheira, apesar de não ter sofrido influência dos sistemas de cultivo, proporcionou aos pastos o aporte anual médio de 25,5 kg ha⁻¹ de N, contribuindo para a reciclagem deste nutriente.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes. Índice de acúmulo de nutrientes. *Litter bag*. Nitrogênio remanescente.

ABSTRACT

The recycling of nitrogen in the pasture ecosystem via litter decomposition corresponds to an important form of return of this nutrient to the soil. The objective of this study was to evaluate the chemical composition of litter, its rate of decomposition and the disappearance of N, in pastures of unfertilized signalgrass (B0), fertilized with doses of 50 kg ha⁻¹ of N (B50) and 100 kg ha⁻¹ of N (B100) and intercropped with calopo (BC). The design was in randomized blocks, with four treatments and two blocks, with two repetitions of each treatment per block. Litter was incubated for 128 days in litter bags measuring 15 x 20 cm and pores of 75 µm, arranged on the soil surface and covered with a layer of litter from the treatment present at the incubation site. The remaining biomass was affected by incubation times, reaching a loss of 49% after the total decomposition period. Fertilized signalgrass pastures (B50 and B100) had lower levels of remaining N, with averages of 52% and 56% of mineralized N, after the total period of decomposition. The C:N ratio reduced over time and the unfertilized signalgrass pastures showed a higher C:N ratio. The lignin concentration in the B100 system was higher than that observed in the B0 system, and similar to that observed in the B50 and BC systems. The lignin:N and lignin:ADIN ratios increased throughout the decomposition period. Pastures that received N input via fertilization (B50 and B100) had lower lignin:N ratios when compared to the B0 system, but did not differ from the BC system. The B100 system showed a lower lignin:ADIN ratio, but did not differ from the B50 system. Over time, there was no N immobilization in the litter. Litter nitrogen mineralization, despite not being influenced by cropping systems, provided pastures with an average annual input of 25.5 kg ha⁻¹ of N, contributing to the recycling of this nutrient.

Keywords: Litter bag. Nutrient accumulation index. Nutrient cycling. Remaining nitrogen.

1. INTRODUÇÃO

Embora o uso de fertilizantes nitrogenado contribua para o aumento da produtividade e para a qualidade da forragem produzida (Vendramini, et al., 2014; Paciullo et al., 2016), no Brasil, estima-se que cerca de 50% das áreas de pastagens encontram-se em algum estágio de degradação (Macedo et al., 2014), causado pelo manejo inadequado e pela falta de reposição dos nutrientes retirados do solo pelas plantas (Dias-Filhos, 2014), atribuída principalmente aos elevados custos de fertilizantes.

Assim, a reciclagem de nitrogênio (N) no ecossistema de pastagens, via decomposição da serrapilheira, corresponde a uma importante forma de retorno dos nutrientes para o solo. Entretanto, diversos fatores podem interferir na decomposição desses resíduos, como sua qualidade (Trofymow et al., 2002; Dubeux Jr. & Sollenberger, 2019), as condições climáticas (Penner & Frank, 2018; Yin et al., 2019), o uso de adubos nitrogenados (Kohmann et al., 2018), a introdução de leguminosas no sistema e, ainda, a maior diversidade de organismos decompositores encontrados em pastos mistos (Kohmann et al., 2019).

Pastos de gramíneas tropicais do tipo C₄, que recebem baixa ou nenhuma aplicação de fertilizantes nitrogenados, produzem serrapilheira pobre em N e com elevada relação C:N, os quais regulam, inicialmente, o processo de decomposição (Apolinário et al., 2014). A relação C:N nos resíduos vegetais pode chegar a 50-100:1, favorecendo a imobilização de N pelos micro-organismos do solo e afetando a decomposição e a eficiência da reciclagem de nutriente (Dubeux & Sollenberger, 2019).

Entretanto, o N pode ser adicionado ao sistema de maneira alternativa, através da introdução de leguminosas, que tem por objetivos reduzir a imobilização do N e favorecer a reciclagem desse nutriente, melhorando a produtividade e a qualidade da forragem produzida através da fixação biológica de N₂ atmosférico que, por meio da associação com bactérias dos gêneros *Rizhobium* e *Bradyrhizobium*, mediada pela enzima nitrogenase, converte o N₂ atmosférico em formas assimiláveis pela planta, como amônio (NH₄⁺) e nitrato (NO₃⁻) (Gimenes et al., 2017). Esse suprimento de N ocorre via decomposição de serrapilheira e de raízes mortas que, uma vez decompostas, tornam os nutrientes novamente disponíveis para as plantas (Dubeux et al., 2006b; Silva et al., 2012).

Em pastos de *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster, em monocultivo ou consorciados com *Calopogonium mucunoides*, Silva et al. (2012) observaram maior redução na relação C:N com o aumento da inclusão da leguminosa no sistema, bem como a redução na imobilização de N, favorecendo a decomposição da serrapilheira e a ciclagem de nutrientes nas pastagens consorciadas, quando comparados à gramínea em monocultivo.

A hipótese, no presente estudo, é que a aplicação de nitrogênio em capim-braquiária ou seu consórcio com calopogônio pode afetar a composição química da serrapilheira produzida, proporcionando mais altas taxas de decomposição que as observadas no pasto de capim-braquiária não adubado. Assim, objetivou-se avaliar a composição química da serrapilheira, sua taxa de decomposição e a mineralização de N, em pastos de capim-braquiária consorciado com calopogônio e adubado ou não com nitrogênio.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Localização e implantação da área experimental

O estudo foi conduzido em área do Setor de Forragicultura, pertencente ao Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Viçosa (latitude sul 20° 46' 34'', longitude oeste de 42° 51' 55'' e altitude de 651 m), Viçosa – MG, entre 10 de novembro de 2018 e 18 de março de 2019.

Os pastos de capim-braquiária cv. Basilisk (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster) foram estabelecidos na área experimental em 1997. Em janeiro de 2017, nos piquetes experimentais em que seriam manejados os pastos consorciados de capim-braquiária e calopogônio (*Calopogonium mucunoides* Desv.) foram dessecadas linhas com espaçamento de 50 cm, utilizando-se glifosato (200 mL/20 litros de água), aplicado com o auxílio de uma bomba costal. Posteriormente, a leguminosa foi semeada utilizando-se semeadora com discos de corte, por tração animal, na taxa de semeadura de 4,8 kg ha⁻¹ de sementes puras viáveis. Em dezembro de 2017, foi realizada a ressemeadura da leguminosa, devido a sua baixa densidade de plantas. Naquela ocasião, os pastos foram pastejados por vacas até a altura residual média de 10 cm e o calopogônio foi semeado a lanço, aplicando-se a mesma taxa de semeadura anterior. Em seguida, os animais foram reintroduzidos no piquete para promover uma leve compactação das sementes no solo. A proporção

média de calopogônio nos pastos consorciados foi de 9,5% e 11,3%, em 2018 e 2019, respectivamente.

Amostras de solo foram colhidas em agosto de 2018, na profundidade de 0-10 cm, com o auxílio de um trado do tipo sonda. O resultado da análise química do solo, antes da correção e das adubações, encontra-se na Tabela 1.

Tabela 1 – Características químicas do solo da área experimental, na profundidade de 0 a 10 cm, ao início da instalação do experimento

P	K	pH	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	SB	CTC	MO
mg dm ⁻³		H ₂ O	cmol _c dm ⁻³				dag kg ⁻¹		
6,35	136,0	5,1	0,2	2,12	0,73	7,76	3,20	10,95	5,11

P – K – Extrator Mehlich-1; pH em água, KCL e CaCl – relação 1:2,5; Ca²⁺ - Mg²⁺ - Al³⁺ - Extrator: KCl – 1 mol L⁻¹; H + Al – Extrator Acetato de Cálcio 0,5 mol L⁻¹ – pH 7,0; SB = Soma de Bases Trocáveis; CTC – Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0; MO (Mat. Orgânica) = C. Org. x 1,724 – Walkley-Black.

O solo foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo de textura argilosa (Santos et al., 2018) e o relevo medianamente ondulado. O clima da região é Cwa (Köppen, 1948), caracterizando-se como subtropical, com inverno ameno e seco, e estações seca e chuvosa bem definidas, com precipitação anual de 1.340 mm e umidade relativa do ar média de 80%. Os dados climáticos referentes ao período experimental foram obtidos na estação meteorológica automática do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) e são apresentados na Figura 1. A precipitação total para 2018 e 2019 foi de 1365 e 1308 mm, respectivamente.

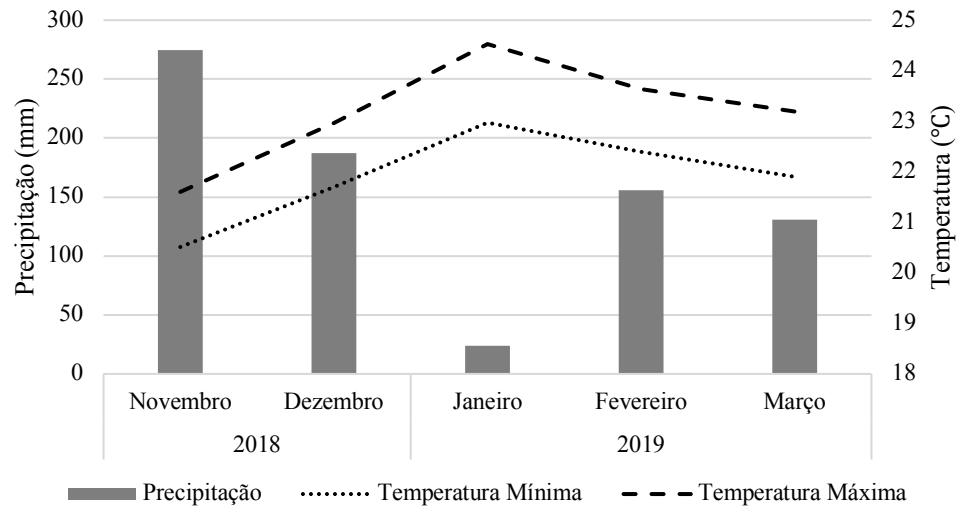


Figura 1 – Temperaturas máximas e mínimas e precipitação mensal observadas ao longo do período experimental

2.2. Delineamento experimental e tratamentos

O experimento foi conduzido no delineamento em blocos casualizados, com quatro tratamentos e dois blocos, com duas repetições de cada tratamento por bloco. A área média dos piquetes experimentais era de 1.300 m² cada (Figura 2). Os tratamentos foram constituídos por: capim-braquiária não adubado (B0), capim-braquiária adubado com 50 kg ha⁻¹ de N (B50), capim-braquiária adubado com 100 kg ha⁻¹ de N (B100), e, capim-braquiária consorciado com calopogônio (BC).



Figura 2 – Vista aérea da área experimental

2.3. Manejo da pastagem e dos animais

Em função da análise química do solo, foram realizadas calagem e adubações necessárias, segundo Ribeiro et al. (1999), considerando-se médio nível tecnológico. A aplicação de calcário foi feita em setembro de 2018, à lanço, com a dose de 483 kg ha⁻¹. No início do período experimental, a adubação fosfatada foi realizada, à lanço, com dose equivalente a 33,8 kg ha⁻¹ de P₂O₅, utilizando-se como fonte o superfosfato simples.

Os pastos foram manejados sob lotação intermitente, durante o período chuvoso, e, como agentes desfolhadores, foram utilizadas vacas da raça Nelore, com peso corporal médio de 465 kg, ao início do experimento. Os animais eram mantidos em áreas adjacentes, e conduzidos aos piquetes experimentais quando a meta de altura pré-pastejo de 25 cm era atingida, permanecendo nos mesmos até a altura residual de 15 cm.

A altura do dossel foi monitorada, durante o período chuvoso, com o auxílio de um bastão graduado, tomando-se 40 leituras por unidade experimental. Os valores médios, para alturas pós e pré-pastejo, foram 15,4 e 26,9 cm, respectivamente.

Ao final do período chuvoso, foi realizada a vedação dos pastos (diferimento do pastejo), sendo os animais retirados dos piquetes em 06 de março de 2018. No dia seguinte à saída dos animais, realizou-se a adubação nitrogenada, em oito dos dezesseis piquetes, onde quatro piquetes receberam dose equivalente a 50 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, e, os outros quatro piquetes, a dose equivalente a 100 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, usando-se como fonte a ureia. Os pastos permaneceram vedados até dia 15 de maio de 2018 (70 dias de diferimento).

2.4. Avaliações

2.4.1. Taxa de decomposição de serrapilheira

O estudo da taxa de decomposição de serrapilheira teve início em 10 de novembro de 2018 e encerrou-se em 18 de março de 2019. Para essa avaliação, as amostras de serrapilheira foram colhidas após o período de vedação dos pastos, em 02 de junho de 2018. Em cada piquete experimental, foi colhido o material vegetal desprendido da planta e depositado no solo (serrapilheira), contido em seis molduras de ferro, com área de 0,25 m² cada. O material foi levado

ao Laboratório de Forragicultura, onde foi pesado, armazenado em sacos de papel identificados e levado à estufa com circulação forçada de ar a 55°C, até massa constante. Parte das amostras de serrapilheira (± 15 g), representando o tempo zero de incubação (amostras não incubadas), foi moída em moinho tipo Willey, com peneira de 1 mm, e analisada a composição química.

As amostras de serrapilheira foram incubadas em novembro de 2018, sem moagem previa, em sacos de nylon com poros de 75 μm , medindo 15 x 20 cm (Dubeux et al., 2006a), identificados, previamente secos em estufa com circulação forçada de ar, a 55°C, até massa constante, e pesados. Para cada tratamento, foram confeccionados cinco sacos por tempo de incubação, dos quais quatro receberam 12 g de amostra de serrapilheira, cada um, e um “branco” (sem amostra), os quais foram fechados com auxílio de uma seladora comercial.

Os sacos de nylon com as amostras de serrapilheira foram dispostos (incubados) sobre a superfície do solo, em todas os dezesseis piquetes experimentais, cobertos com uma camada da serrapilheira do tratamento presente no local da incubação e protegidos do pastejo por gaiolas de exclusão, medindo 0,8 x 1,5 x 1,0 m. Foram avaliados seis tempos de incubação: 4, 8, 16, 32, 64 e 128 dias (Dubeux et al., 2006a), sendo incubados quatrocentos e oitenta sacos (5 sacos/tempo de incubação x 6 tempos de incubação x 4 tratamentos x 4 repetições de campo por tratamento).

Após a coleta, os sacos foram limpos com auxílio de um pincel, para retirada de resíduos que ficaram presos ao lado externo, e levados à estufa com circulação forçada de ar, a 55°C, até massa constante. Após serem retirados da estufa, os sacos foram pesados e o material foi moído em moinho tipo Willey, com peneira de 1 mm, e, posteriormente, analisados quanto a composição química.

2.4.2. Composição química de serrapilheira

Foi analisada a composição química das amostras de serrapilheira não incubadas (tempo “zero”) e das amostras incubadas nos diferentes tempos. Foram determinadas as concentrações de matéria seca (MS, método 930.15; AOAC, 2005), matéria orgânica (MO, método 942.05; AOAC, 2005), fibra em detergente neutro (FDN), fibra em detergente ácido (FDA) e lignina (Lig), pelo método sequencial de Van Soest et al., (1991), e nitrogênio insolúvel em detergente ácido (NIDA) (Van Soest et al., 1991). As relações Lignina/N e Lignina/NIDA

foram obtidas por meio da divisão da concentração de lignina (g kg^{-1} MO) pelos teores de N e de NIDA (g kg^{-1} MO).

Os teores de carbono (C), nitrogênio (N) e a relação C:N foram analisados por intermédio do método de Dumas (AOAC 968.06; Windham, 1998), utilizando-se analisador Vario EL III (Elementar Equipamentos, Langenselbol, Alemanha). A composição química da serrapilheira antes da incubação encontra-se na Tabela 2.

Tabela 2 – Características químicas da serrapilheira de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, ao início do período de incubação

Sistemas de cultivo	N	C	Lig	NIDA	NIDA	C:N	Lig:N	Lig:NIDA
	g kg^{-1} MO			g kg^{-1} N				
B0	10,7	307	186	3,87	359	28,7 A	17,4	49,1
B50	10,8	270	198	4,98	464	25,2 AB	18,7	41,4
B100	12,8	286	200	5,51	431	22,6 C	15,6	36,6
BC	11,5	277	191	4,31	391	24,0 BC	17,7	44,3
Erro padrão	0,96	22,5	8,80	0,46	42,7	1,53	2,06	3,44

N, nitrogênio; C, carbono; Lig, lignina; NIDA, nitrogênio insolúvel em detergente ácido; C:N, relação carbono:nitrogênio; Lig:N, relação lignina:nitrogênio; Lig:NIDA, relação lignina:nitrogênio insolúvel em detergente ácido; MO, matéria orgânica; B0, capim-braquiária não adubado; B50, capim-braquiária adubado com 50 kg N ha^{-1} ; B100, capim-braquiária adubado com 100 kg N ha^{-1} ; BC, capim-braquiária consorciado com calopôgnio.

2.4.3. Índice de acúmulo de nutrientes

Tendo em vista o potencial efeito da composição química do material, bem como das condições edáficas do local sobre a dinâmica de mineralização e imobilização de nitrogênio nos resíduos de raízes, estimou-se o índice de acúmulo de nutrientes (IAN) para a concentração de N da serrapilheira ao final do período experimental. O IAN indica variações nas concentrações de determinado nutriente na serrapilheira, do início ao final do período de decomposição, sendo este estimado para cada tempo de incubação, conforme equação (Romero et al., 2005; Fornara et al., 2020):

$$\text{IAN} = (P_t * N_t) / (P_0 * N_0) \quad (1)$$

Onde, IAN = índice de acúmulo de nutriente calculado para nitrogênio; P_t = massa seca de serrapilheira remanescente no tempo t ; N_t = concentração de N na serrapilheira no tempo t ; P_0 = massa seca de serrapilheira inicial; N_0 = concentração inicial de N na serrapilheira.

Assim, IAN = 1 indica que a concentração de N na biomassa residual não difere daquela encontrada na biomassa inicial, ao passo que IAN > 1 indica imobilização líquida de nitrogênio ao longo do processo de decomposição, e, IAN < 1 indica mineralização líquida de nitrogênio ao longo do tempo.

2.5. Análise estatística

Como ferramenta auxiliar nas análises estatísticas foi adotado o procedimento MIXED do programa computacional SAS (SAS Institute, 2016). Os sistemas estudados, tempos de incubação de amostras e a interação entre eles foram considerados efeitos fixos, e os blocos foram considerados como efeito aleatório. Quando o tempo de incubação ou a interação entre eles com os tratamentos foram significativos a 5% de probabilidade, para o erro tipo 1, modelos não lineares foram testados, utilizando-se o procedimento NLIN. Para a relação C:N, foi considerado 10% de probabilidade para o erro tipo 1. O modelo exponencial negativo simples (Wagner & Wolf, 1999) foi utilizado para estimar biomassa remanescente, relação C:N, g NIDA kg⁻¹ N e IAN, descrito pela equação: $X = B0e^{-kt}$.

3. RESULTADOS

A biomassa remanescente não foi afetada pelos tratamentos aplicados ($P=0,4229$), mas houve efeito dos tempos de incubação ($P<0,0001$). O modelo exponencial negativo simples foi adequado à curva de decomposição da biomassa de serrapilheira (Figura 3A) ao longo do tempo, apresentando taxa de decomposição relativa (k) de 0,00464 g g⁻¹ dia⁻¹. A perda de biomassa nos primeiros 64 dias de incubação correspondeu a 31%, chegando a 49%, após 128 dias de decomposição.

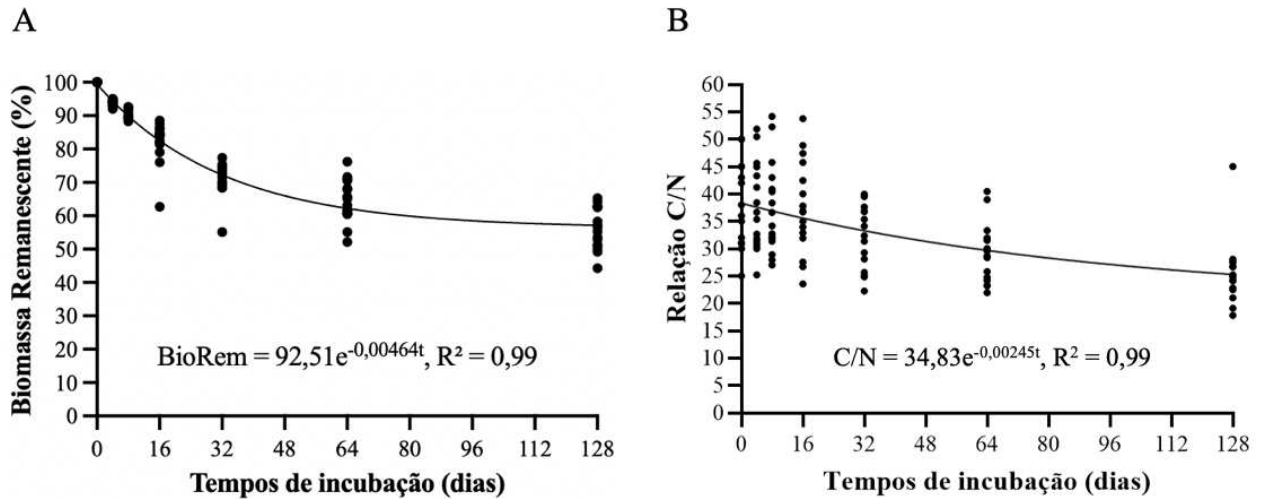


Figura 3 – Valores médios de biomassa remanescente (A) ($P < 0,0001$) e de relação C:N (B) ($P < 0,0001$) de serrapilheira de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, ao longo dos tempos de incubação

Houve efeito de tratamento ($P < 0,0001$) e de tempo de incubação ($P < 0,0001$) para relação C:N, variando de 34,8 a 25,5 ao longo do tempo de incubação (Figura 3B). Entre os sistemas de cultivo avaliados, os pastos de capim-braquiária não adubados apresentaram maior relação C:N, com média de 36,9 (Tabela 3).

Tabela 3 – Características químicas da serrapilheira de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, médias de todos os tempos de incubação (0, 4, 8, 16, 32, 64 e 128 dias)

Sistemas de cultivo	N	Lig	NIDA	C:N	Lig:N	Lig:NIDA
	————— g kg ⁻¹ MO —————					
B0	10,2C	201B	3,6C	36,9A	20,3A	78,6A
B50	12,2AB	204AB	4,5AB	31,9B	17,1B	67,9AB
B100	13,6A	220A	4,9A	28,4B	16,3B	62,9B
BC	12,1B	212AB	4,1BC	31,1B	17,9AB	76,4A
Erro padrão	4,45	501,0	0,7	36,7	16,626	299,2

N, nitrogênio; Lig, lignina; C, carbono; NIDA, nitrogênio insolúvel em detergente ácido; MO, matéria orgânica; B0, capim-braquiária não adubado; B50, capim-braquiária adubado com 50 kg N ha⁻¹; B100, capim-braquiária adubado com 100 kg N ha⁻¹; BC, capim-braquiária consorciado com calopôgônio. Médias seguidas de letras distintas, maiúsculas na coluna, diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Foi observado efeito de interação ($P = 0,429$) de sistemas de cultivo e tempos de incubação (Figura 4) sobre a concentração de nitrogênio remanescente. Os pastos de capim-braquiária adubados com nitrogênio (B50 e B100) apresentaram maior mineralização líquida de N, apresentando 52% e 56% de N remanescente, após 128 dias de incubação. Os monocultivos não

adubados e os pastos consorciados apresentaram menores taxas de decaimento relativas ($k = -0,00186$ e $-0,00267 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, respectivamente), resultando em maiores concentrações de nitrogênio remanescente ao final do período de decomposição.

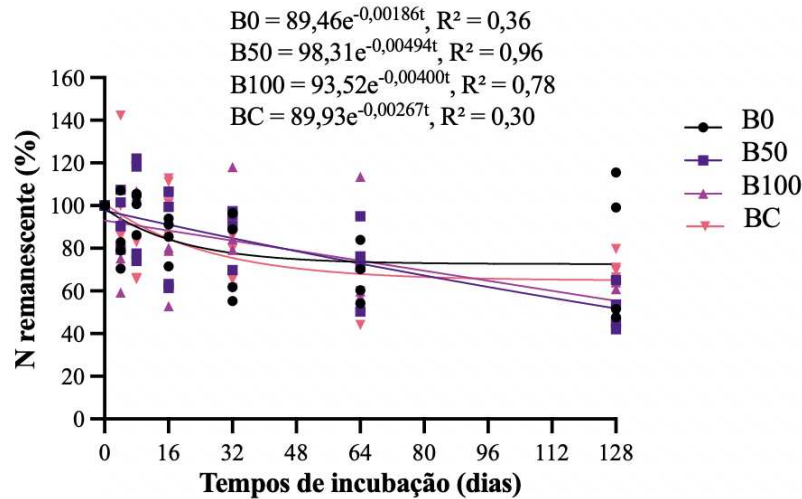


Figura 4 – Nitrogênio remanescente em serrapilheira de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, ao longo dos tempos de incubação. B0, capim-braquiária não adubado; B50, capim-braquiária adubado com 50 kg N ha^{-1} ; B100, capim-braquiária adubado com 100 kg N ha^{-1} ; BC, capim-braquiária consorciado com calopogônio.

O teor de N na serrapilheira foi afetado pelos sistemas ($P < 0,0001$) e pelos tempos de incubação ($P < 0,0001$). Os pastos de capim-braquiária adubados proporcionaram maiores teores de N na serrapilheira, com valores médios de $12,2$ e $13,6 \text{ g kg}^{-1} \text{ MO}$, com uso de 50 e 100 kg ha^{-1} de N, respectivamente. Os pastos consorciados proporcionaram teor de N na serrapilheira ($12,1 \text{ g kg}^{-1} \text{ MO}$) semelhante àquele encontrado na serrapilheira dos pastos adubados com 50 kg N ha^{-1} (Tabela 2). A concentração média de N ao início da decomposição foi de $11,02 \text{ g kg}^{-1} \text{ MO}$, e aumentou ao longo do tempo, na taxa de $0,00221 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, atingindo $14,6 \text{ g kg}^{-1} \text{ MO}$, após 128 dias de incubação (Figura 5A).

Houve efeito de sistemas ($P = 0,0137$) e tempos de incubação ($P < 0,0001$) sobre a concentração de lignina na serrapilheira incubada, que variou de $193,5$ a $293,7 \text{ g kg}^{-1} \text{ MO}$, nos tempos 0 e 128 dias, respectivamente (Figura 5B). O teor de lignina aumentou a uma taxa de $0,00414 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, de modo que o tempo em que o material permaneceu incubado (128 dias) não foi suficiente para estabilizar sua concentração. A concentração de lignina no sistema B100

(219,5 g kg⁻¹ MO) foi superior à observada no sistema B0 (201,4 g kg⁻¹ MO), e semelhante àquela observada nos sistemas B50 e BC (204,1 e 212,4 g kg⁻¹ MO), respectivamente (Tabela 3).

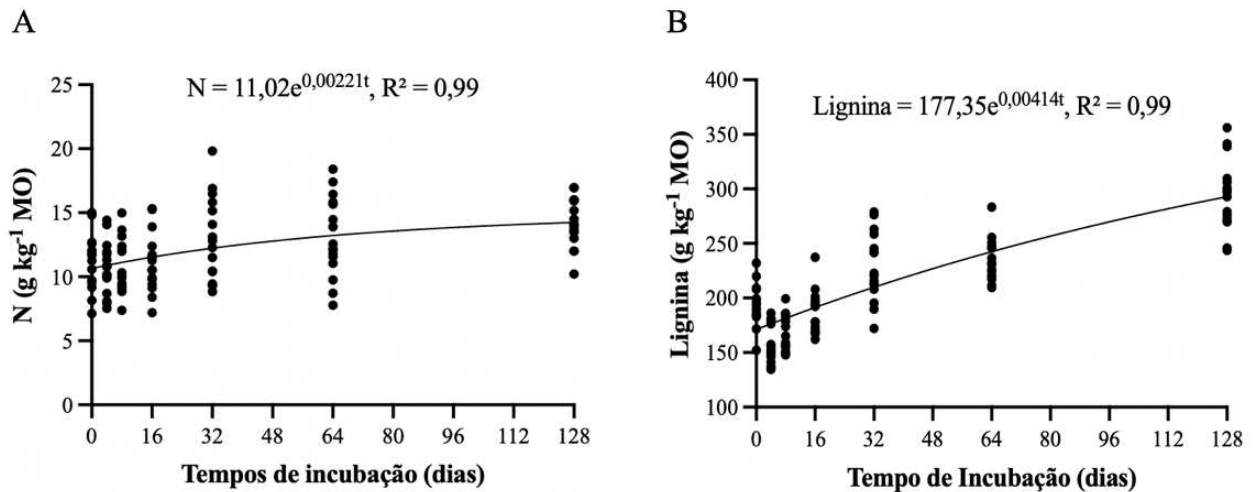


Figura 5 – Concentração de nitrogênio ($P < 0,0001$) (A) e de lignina ($P < 0,0001$) (B) em serrapilheira de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, ao longo dos tempos de incubação

A relação Lignina:N foi afetada pelos sistemas de cultivo ($P = 0,0028$) e pelos tempos de incubação ($P = 0,0040$) da serrapilheira. A relação Lignina:N aumentou gradualmente ao longo do período de decomposição, com valores médios de 17,9 e 20,9, nos tempos 0 e 128 dias, respectivamente (Figura 6A). Entre os sistemas avaliados, aqueles que receberam *input* de N via fertilização (B50 e B100) apresentaram mais baixa relação Lignina:N na serrapilheira, se comparados ao sistema B0, mas não diferiram do sistema BC (Tabela 3).

Foi observado efeito de sistemas ($P = 0,0030$) e de tempos de incubação ($P < 0,0001$) sobre a relação Lignina:NIDA. A relação Lignina:NIDA aumentou ao longo do tempo, chegando a 246 aos 128 dias (Figura 6B). O sistema B100 apresentou menor relação Lignina:NIDA na serrapilheira, com valor médio de 52,9, mas não diferiu do sistema B50 (Tabela 3).

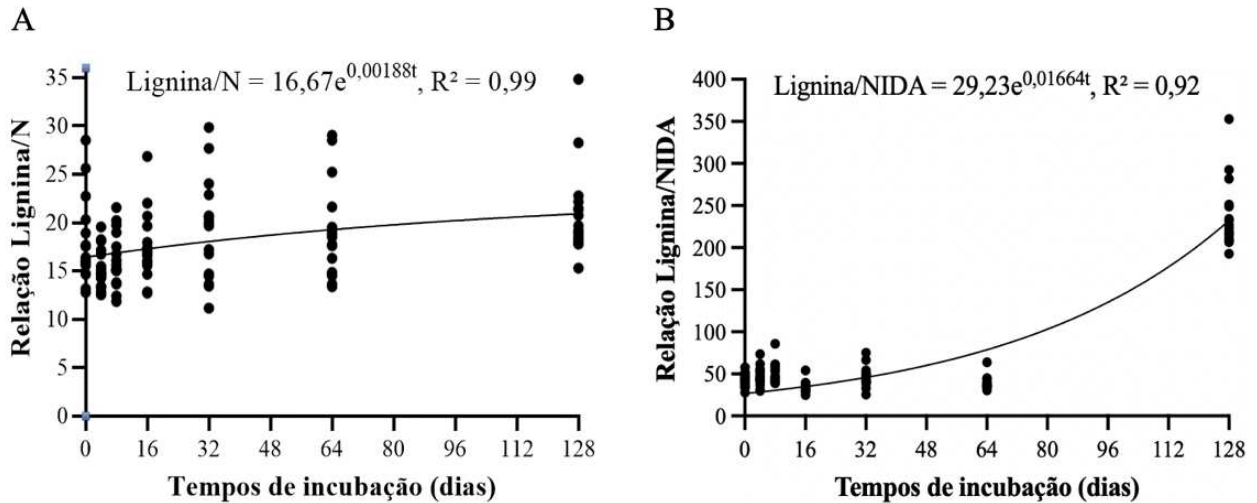


Figura 6 – Relação lignina:N ($P=0,0040$) (A) e relação lignina:NIDA ($P<0,0001$) (B), em serrapilheira de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, ao longo dos tempos de incubação

Não foi observado efeito dos sistemas ($P=0,3123$), mas houve efeito dos tempos de incubação ($P=0,0004$) sobre o índice de acúmulo de nutrientes (IAN), calculado para o nitrogênio. O IAN decresceu progressivamente ao longo do tempo de decomposição, variando de 0,91 a 0,70, do início ao final dos 128 dias (Figura 7).

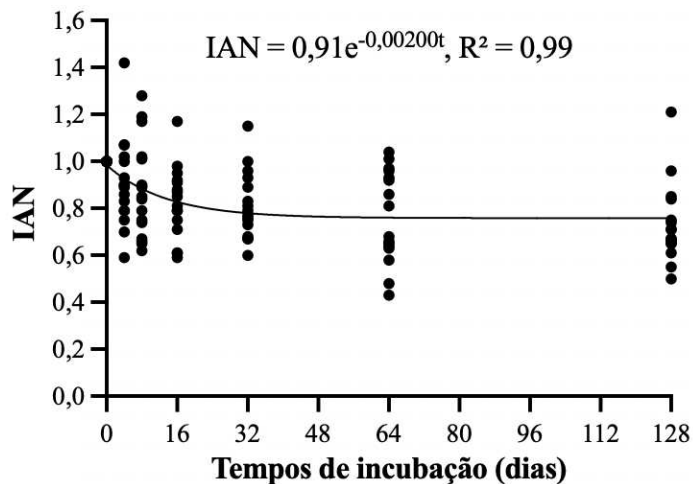


Figura 7 – Índice de acúmulo de nutrientes, calculado para o nitrogênio, em pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, ao longo dos tempos de incubação ($P=0,0004$)

4. DISCUSSÃO

A mais acentuada redução da biomassa de serrapilheira, observada no início do período de decomposição, seguida por redução gradual até o final do período de incubação, pode ser atribuída à decomposição dos compostos mais lábeis presentes no material (Voříšková & Baldrian, 2013), assim como à maior precipitação (Figura 1), ocorrida no período inicial de decomposição, tendo em vista o efeito positivo da umidade do solo sobre a atividade microbiana (Liu et al., 2006; Zhong et al., 2017; Yin et al., 2019).

Considerando a quantidade de biomassa média de serrapilheira depositada ($4.546 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1} \text{ MO}$), estimada por Chaves (2020) em experimento conduzido na mesma área e no mesmo período, a proporção de biomassa decomposta e a concentração média de N no resíduo decomposto, no presente estudo, estima-se que as pastagens de *U. decumbens* obtiveram o aporte anual médio de $25,5 \text{ kg ha}^{-1}$ de N, apenas via decomposição da serrapilheira. Isso demonstra a eficiência desses sistemas em reciclar o nitrogênio.

Ao longo do período de decomposição dos resíduos, compostos de mais fácil decomposição, tais como açúcares, amido e proteínas simples (Weil & Brady, 2017), são consumidos, o que explica a redução na relação C:N ao longo do tempo, no presente estudo, comportamento também relatado por Apolinário et al. (2017).

A menor mineralização líquida de nitrogênio da serrapilheira dos pastos de capim-braquiária não adubados com N (B0) pode ser atribuída a sua maior relação C:N (Tabela 1), ao início do período de incubação. Além disso, a serrapilheira dos pastos B0 tendeu a apresentar relação Lignina:NIDA mais elevada, resultando na liberação mais lenta dos nutrientes.

A entrada de N via adubação ou consórcio reduziu a relação C:N na serrapilheira (Tabela 3). Nos pastos não adubados, o N pode ter se tornado menos disponível ou imobilizado, refletindo em maior concentração de N remanescente, para este sistema, no tempo final de decomposição da serrapilheira (Figura 4). Isso ocorre devido à estreita relação existente entre a concentração de N, a relação C:N e a atividade dos micro-organismos decompositores (Dubeux et al., 2007).

Em estudos avaliando o processo de decomposição da serrapilheira, Parton et al. (2009) observaram pouca ou ausência de imobilização de N quando a concentração de N na serrapilheira de folhas foi superior a 10 g kg^{-1} , ao passo que relações C:N superiores a 30 estão associadas à maior imobilização (Wolf & Wagner, 2005; Dubeux Jr. & Sollenberger, 2019). No presente estudo,

foram observados, em média, teores iniciais de 11,5 g N kg⁻¹ e relações C:N de 25:1, considerados adequados para que haja pouca ou ausência de imobilização de N. Entretanto, este único indicador não explica a biodisponibilidade e a velocidade com que os nutrientes são mineralizados ao longo do tempo, pois a forma (orgânica ou inorgânica) em que o C e o N se apresentam, assim como o nível de complexidades de suas moléculas, devem ser considerados (Dubeux Jr. et al., 2013). Isso explica o motivo da MOS, apesar de apresentar baixa relação C:N (10-12:1) se decompor mais lentamente (Dubeux et al., 2006c; Dubeux Jr. et al., 2013).

Por outro lado, a adubação nitrogenada pode elevar a disponibilidade de N no solo, alterando a composição química dos resíduos e, conseqüentemente, aumentando a decomposição (Liu et al., 2009; Wang et al., 2011; Xia et al., 2018). Isso foi observado no presente estudo, onde a relação C:N da serrapilheira de pastos adubados com a maior dose de N (100 kg ha⁻¹ ano⁻¹) foi semelhante àquela observada nos pastos consorciados com a leguminosa, e menor que a relação C:N da serrapilheira do monocultivo não adubado.

Em períodos de incubação mais avançados, os compostos lábeis já foram decompostos, restando aqueles compostos de mais difícil decomposição, como a lignina, que tende a ter sua concentração aumentada em relação a biomassa total, além da síntese de compostos oriundos da decomposição (Berg & McLaugherty, 2008). No presente estudo, foi observado maior teor inicial de lignina em serrapilheira dos pastos que receberam *input* de N (através da adubação ou do consórcio com a leguminosa), em detrimento daqueles pastos de gramínea não adubados, o que pode ser atribuído ao efeito do nitrogênio em acelerar o crescimento de gramíneas forrageiras e, portanto, estimular maior produção de estruturas de sustentação pela planta, cuja concentração de lignina possivelmente reflete em sua serrapilheira. Entretanto, a concentração de lignina, embora tenha aumentado ao longo dos períodos de incubação, não variou entre os sistemas.

Os pastos adubados com N (B50 e B100) apresentaram menores relações Lignina:N e Lignina:NIDA, o que pode ter favorecido o acesso dos micro-organismos e a liberação do N para o solo, tendo em vista a maior mineralização do N observada nesses sistemas (Figura 4). Maiores relações Lignina:N, sobretudo em estágios mais avançados da decomposição, indicam mais lenta taxa de mineralização da MO, tendo em vista a resistência da lignina à ação dos micro-organismos do solo (Apolinário et al., 2017).

Ao longo do processo de decomposição dos resíduos, quinonas, grupos fenólicos e lignina podem reagir com o N, de modo a torná-lo indisponível para a população microbiana do solo

(Berg & McLaugherty, 2008). Assim, os decompositores precisam se utilizar de outras fontes de N que não apenas a serrapilheira, tornando o N presente na solução do solo indisponível (imobilizado) (Dubeux et al., 2007).

O índice de acúmulo de nutrientes (IAN) aponta variações nas concentrações de determinado nutriente nos resíduos, do início ao final do período de decomposição (Romero et al., 2005; Fornara et al., 2020). O IAN calculado para o N, no presente estudo, demonstrou que não houve imobilização de N ao longo do tempo, para nenhum dos sistemas estudados.

5. CONCLUSÕES

Não ocorre imobilização de nitrogênio em nenhum dos sistemas de cultivo, e os que recebem fonte de nitrogênio produzem serrapilheira de melhor qualidade e apresentam maior mineralização líquida de nitrogênio.

Mesmo que a proporção da leguminosa nos pastos consorciados tenha se mantido baixa (10%) ao longo dos anos, sua contribuição em termos de aporte de N é equivalente àquela observada com as doses de adubo nitrogenado utilizadas.

Os resultados obtidos nos pastos consorciados podem ser mais pronunciados, caso haja maiores proporções da leguminosa no pasto e as avaliações sejam realizadas por tempo mais prolongado.

REFERÊNCIAS

- AOAC (2005) *Official method of Analysis*. 18th Edition, Association of Officiating Analytical Chemists, Washington DC, Method 935.14 and 992.24.
- Apolinário, V. X., Dubeux Jr, J. C., Lira, M. A., Mello, A. C., Santos, M. V., Muir, J. P., & Viana de Freitas, E. (2017). Nitrogen and grazing affect napier grass leaf litter biomass and decomposition. *Agronomy Journal*, 109(6), 2982-2987. <https://doi.org/10.2134/agronj2017.06.0308>
- Apolinário, V. X., Dubeux Jr, J. C., Mello, A. C., Vendramini, J. M., Lira, M. A., Santos, M. V., & Muir, J. P. (2014). Litter decomposition of signalgrass grazed with different stocking rates and nitrogen fertilizer levels. *Agronomy Journal*, 106(2), 622-627. <https://doi.org/10.2134/agronj2013.0496>
- Berg, B., & C. McLaugherty. 2008. Plant litter: Decomposition, humus formation, carbon sequestration. 2nd ed. Springer, New York. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-74923-3>
- Chaves, Carla Silva. Diferimento de capim-braquiária adubado com nitrogênio ou consorciado com calopogônio. 2020. Tese (Doutorado em Zootecnia), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2020.
- Dias-Filho, M. B. Diagnóstico das Pastagens no Brasil. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2014. 36p. (Documentos, 402). ISSN 1983-0513. Available from: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/986147/1/DOC402.pdf>>. Accessed: Aug. 26, 2021.
- Dubeux Jr., J. C. B., Santos, M. V. F., Mello, A. C. L. Ciclagem de Nutrientes em Pastagens. In: Reis, R. A., Bernardes, T. F., Siqueira, G. R. *Forragicultura: Ciência, Tecnologia e Gestão de Recursos Forrageiros*. 1. ed. Jaboticabal: Maria de Lourdes Brindel, 2013. p. 81-92.
- Dubeux Jr, J. C. B., Sollenberger, L. E., Interrante, S. M., Vendramini, J. M. B., & Stewart Jr, R. L. (2006a). Litter decomposition and mineralization in bahiagrass pastures managed at different intensities. *Crop Science*, 46(3), 1305-1310. <https://doi.org/10.2135/cropsci2005.08-0263>
- Dubeux Jr, J. C. B., Lira, M. A., Santos, M. V. F., Cunha, M. V. da C. Fluxo de nutrientes em ecossistemas de pastagens: Impactos no ambiente e na produtividade. In: Pedreira, C. G. S., Moura, J. C., da Silva, S. C., Faria, V. P. (Ed.). *As pastagens e meio ambiente*. Piracicaba:FEALQ, 2006c. p.439-506.
- Dubeux Jr, J. C. B., Sollenberger, L. E., Mathews, B. W., Scholberg, J. M., & Santos, H. Q. (2007). Nutrient cycling in warm-climate grasslands. *Crop Science*, 47(3), 915-928. <https://doi.org/10.2135/cropsci2006.09.0581>
- Dubeux Jr, J. C. B., Sollenberger, L. E., Vendramini, J. M. B., Stewart Jr, R. L., & Interrante, S. M. (2006b). Litter mass, deposition rate, and chemical composition in bahiagrass pastures managed at different intensities. *Crop Science*, 46(3), 1299-1304. <https://doi.org/10.2135/cropsci2005.08-0262>

- Dubeux Jr, J. C. B., & Sollenberger, L. E. (2019). Nutrient cycling in grazed pastures. In *Management Strategies for Sustainable Cattle Production in Southern Pastures* (pp. 59-75). Academic Press.
- Fisher, M. J., Rao, I. M., Ayarza, M. A., Lascano, C. E., Sanz, J. I., Thomas, R. J., & Vera, R. R. (1994). Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature*, *371*(6494), 236-238. <https://doi.org/10.1038/371236a0>
- Frey, S. D., Elliott, E. T., Paustian, K., & Peterson, G. A. (2000). Fungal translocation as a mechanism for soil nitrogen inputs to surface residue decomposition in a no-tillage agroecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, *32*(5), 689-698. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00205-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00205-9)
- Fog, K. (1988). The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter. *Biological Reviews*, *63*:433–62. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1988.tb00725.x>
- Gimenes, F. A. M. A., Barbosa, H. Z., Gerdes, L., Giacomini, A. A., Batista, K., de Mattos, W. T., ... & de Vasconcellos Miguel, A. N. (2017). The utilization of tropical legumes to provide nitrogen to pastures: A review. *African Journal of Agricultural Research*, *12*(2), 85-92. <https://doi.org/10.5897/AJAR2016.11893>
- Kohmann, M. M., Sollenberger, L. E., Dubeux Jr, J. C., Silveira, M. L., & Moreno, L. S. (2019). Legume proportion in grassland litter affects decomposition dynamics and nutrient mineralization. *Agronomy Journal*, *111*(3), 1079-1089. <https://doi.org/10.2134/agronj2018.09.0603>
- Kohmann, M. M., Sollenberger, L. E., Dubeux Jr, J. C., Silveira, M. L., Moreno, L. S., da Silva, L. S., & Aryal, P. (2018). Nitrogen fertilization and proportion of legume affect litter decomposition and nutrient return in grass pastures. *Crop Science*, *58*(5), 2138-2148. <https://doi.org/10.2135/cropsci2018.01.0028>
- Koppen, W. *Climatologia*. Buenos Aires: Gráfica panamericana, 1948. 478p.
- Liu, L., King, J. S., Booker, F. L., Giardina, C. P., Lee Allen, H., & Hu, S. (2009). Enhanced litter input rather than changes in litter chemistry drive soil carbon and nitrogen cycles under elevated CO₂: a microcosm study. *Global Change Biology*, *15*(2), 441-453. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01747.x>
- Macedo, M. C. M.; Zimmer, A. H.; Kichel, A. N.; Almeida, R. G. de & Araujo, A. R. de (2014) – Degradação de pastagens, alternativas de recuperação e renovação, e formas de mitigação. *Anais*, Ribeirão Preto, SP, Embrapa Gado de Corte. p. 158–181.
- Paciullo, D. S. C., Gomide, C. D. M., Castro, C. R. T., Maurício, R. M., Fernandes, P. B., & Morenz, M. J. F. (2016). Morphogenesis, biomass and nutritive value of *Panicum maximum* under different shade levels and fertilizer nitrogen rates. *Grass and forage Science*, *72*(3), 590-600. <https://doi.org/10.1111/gfs.12264>
- Parton, W.A., W.L. Silver, I.C. Burke, L. Grassens, M.E. Harmon, W.S. Currie, J.Y. King, E.C. Adair, L.A. Brandt, S.C. Hart, and B. Fasth. 2007. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. *Science*, *315*:361–364. <https://doi.org/10.1126/science.1134853>

- Penner, J. F., & Frank, D. A. (2019). Litter decomposition in Yellowstone grasslands: the roles of large herbivores, litter quality, and climate. *Ecosystems*, 22(4), 929-937. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0310-9>
- Ribeiro, A. C. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5. Aproximação. Comissão de Fertilidade do solo do estado de Minas Gerais, 1999.
- Santos, H. G., JACOMINE, P. K. T., Dos Anjos, L. H. C., De Oliveira, V. A., LUMBRERAS, J. F., COELHO, M. R., ... & CUNHA, T. J. F. (2018). *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília, DF: Embrapa, 2018.
- Silva, H. M. S., Dubeux Jr, J. C. B., Santos, M. V. F, Lira, M. A., Lira Jr, M. A., & Muir, J. P. (2012). Signal grass litter decomposition rate increases with inclusion of calopo. *Crop science*, 52(3), 1416-1423. <https://doi.org/10.2135/cropsci2011.09.0482>
- Trofymow, J. A., Moore, T. R., Titus, B., Prescott, C., Morrison, I., Siltanen, M., ... & Visser, S. (2002). Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(5), 789-804.
- Van Soest, P. V., Robertson, J. B., & Lewis, B. A. (1991). Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of dairy science*, 74(10), 3583-3597. [doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(91\)78551-2](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(91)78551-2)
- Vendramini, J. M., Dubeux Jr, J. C., & Silveira, M. L. (2014). Nutrient cycling in tropical pasture ecosystems. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 9(2), 308-315. <https://doi.org/10.5039/agraria.v9i2a3730>
- Voříšková, J., & Baldrian, P. (2013). Fungal community on decomposing leaf litter undergoes rapid successional changes. *The ISME journal*, 7(3), 477-486. <https://doi.org/10.1038/ismej.2012.116>
- Wagner, G. H., & Wolf, D. C. (1999). Carbon transformations and soil organic matter formation. Principles and applications of soil microbiology. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ, 218-258.
- Wang, C., Han, G., Jia, Y., Feng, X., Guo, P., Tian, X., 2011. Response of litter decomposition and related soil enzyme activities to different forms of nitrogen fertilization in a subtropical forest. *Ecological Research*. 26, 505–513. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0805-8>.
- Weil, R. R., & Brady, N. C. (2017). The nature and properties of soils 15th (edn).
- Wolf, D. C., & Wagner, G. H. (2005). Carbon transformations and soil organic matter formation. *Principles and applications of soil microbiology*, 2, 285-332.
- Xia, M., Talhelm, A. F., & Pregitzer, K. S. (2018). Long-term simulated atmospheric nitrogen deposition alters leaf and fine root decomposition. *Ecosystems*, 21(1), 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0130-3>
- Yin, R., Eisenhauer, N., Auge, H., Purahong, W., Schmidt, A., & Schaedler, M. (2019). Additive effects of experimental climate change and land use on faunal contribution to litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 131, 141-148. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.01.009>
- Zhong, Y., Yan, W., Wang, R., & Shangguan, Z. (2017). Differential responses of litter decomposition to nutrient addition and soil water availability with long-term vegetation

recovery. *Biology and Fertility of Soils*, 53(8), 939-949. <https://doi.org/10.1007/s00374-017-1242-9>

CAPÍTULO 2 – DECOMPOSIÇÃO DE RAÍZES E ESTOQUE DE CARBONO EM PASTAGENS DE CAPIM-BRAQUIÁRIA ADUBADO COM NITROGENIO OU CONSORCIADO COM CALOPOGÔNIO

RESUMO

O nitrogênio requerido pelas plantas pode ser incorporado ao ecossistema de pastagens via fertilização ou fixação biológica, ou ainda, reciclado através da mineralização de resíduos vegetais. Objetivou-se avaliar a biomassa radicular, as características químicas e a taxa de decomposição de raízes, bem como o estoque de carbono nas frações da matéria orgânica do solo, em pasto de capim-braquiária não adubado (B0), adubado com doses de 50 kg ha⁻¹ de N (B50) e 100 kg ha⁻¹ de N (B100) e consorciado com calopogônio (BC). Foi utilizado o delineamento em blocos casualizados, com quatro tratamentos e dois blocos, com duas repetições de cada tratamento por bloco, para as avaliações de biomassa radicular e estoque de carbono no solo. Para as avaliações das características químicas e da taxa de decomposição de raízes, foi utilizada uma repetição de tratamento por bloco. As raízes foram incubadas (enterradas) por 512 dias, em *litter bags* de 15 x 30 cm e poros de 75 µm, na mesma profundidade em que foram colhidas (20 cm), em dois períodos de incubação (período 1: jan/2019 a jun/2020 e período 2: jan/2020 a jun/2021). Foi realizado o fracionamento físico da matéria orgânica do solo, nas frações matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica aderida a minerais (MOAM), e estimado o estoque de carbono nessas frações, em diferentes profundidades (0-5, 5-10 e 10-20 cm). A biomassa de raízes não foi afetada pelos anos nem pelos sistemas de cultivo, com média de 7,4 t MO ha⁻¹. A biomassa remanescente foi afetada pela interação entre períodos e tempos de incubação, apresentando perda gradual de biomassa no período 1 e acentuada no início do segundo período, com decomposição de 28% e 30% da biomassa incubada durante os períodos 1 e 2, respectivamente. Foi observado efeito de interação entre períodos e tempos de incubação para teor de N e para a relação C:N, A concentração de N nas amostras incubadas aumentou ao longo do tempo com maior aumento ao longo do período 1, chegando a 20,02 g kg⁻¹ MO após 512 dias. Esse aumento refletiu na relação C:N que reduziu-se ao longo do tempos, chegando a 7 e 14, ao final dos períodos 1 e 2, respectivamente. A concentração de lignina foi afetada pela interação tripla entre os sistemas de cultivo, períodos e tempos de incubação. Nos pastos U50 a concentração de lignina não estabilizou-se ao longo do tempo em ambos os períodos, e as maiores médias foram observadas nos sistemas

UC e U50 302 e 255 g kg⁻¹ MO) ao final dos períodos 1 e 2, respectivamente. Para a relação lignina:N foi observado efeito de interação entre períodos e tempos de incubação, e reduziu-se ao longo do tempo, variando de 32 e 29 ao início dos períodos 1 e 2, respectivamente, para 13 ao final de ambos os períodos. Observou-se efeito de interação entre períodos x tempos de incubação e entre sistemas de cultivo x tempos de incubação para a concentração de NIDA. O teor de NIDA ao final do período 2 foi o dobro (11,81 g kg⁻¹ MO) daquele observado no período 1 (6,18 g kg⁻¹ MO), e foi mais elevada nos pastos U100, com média de 11,42 g kg⁻¹ MO após 512 dias. Para a relação lignina:NIDA nas raízes, houve efeito de interação entre períodos e tempos de incubação, que reduziu-se ao longo do tempo, e, no período 1, foi o triplo daquela observada ao final do período 2. Houve efeito de período sobre a fração MOAM e no solo total (MOP + MOAM), com médias mais elevadas no segundo período. Quando avaliado o estoque de carbono (EC), nas diferentes frações e profundidades do solo, foi observado maior EC na camada mais superficial (0-5 cm) da matéria orgânica particulada (EC-MOP), ao passo que o EC-MOAM ocorreu, majoritariamente, na camada mais profunda (10-20 cm). Embora a mineralização da serrapilheira de raízes não tenha sido afetada pelos sistemas de cultivo, observou-se potencial aporte médio de 18,4 kg ha⁻¹ de N, após 512 dias. A maior parte do C foi estocada na MOAM, fração de solo associada ao armazenamento de C no longo prazo. Entretanto, se faz necessário avaliar esses sistemas de cultivo em solos de diferentes texturas e teores de MO.

Palavras-chave: Biomassa de raízes. Estoque de carbono. Matéria orgânica. Nitrogênio.

ABSTRACT

The nitrogen required by plants can be incorporated into the pasture ecosystem via fertilization or biological fixation, or even recycled through the mineralization of plant residues. The objective of this study was to evaluate root biomass, chemical characteristics and root decomposition rate, as well as the carbon stock in soil organic matter fractions, in unfertilized signalgrass pastures (B0), fertilized with doses of 50 kg ha⁻¹ of N (B50) and 100 kg ha⁻¹ of N (B100) and intercropped with calopo (BC). A randomized block design was used, with four treatments and two blocks, with two replications of each treatment per block, for root biomass and soil carbon stock evaluations. For the evaluation of the chemical characteristics and the root decomposition rate, a repetition of the treatment per block was used. The roots were incubated (buried) for 512 days, in litter bags measuring 15 x 30 cm and pores of 75 µm, at the same depth at which they were harvested (20 cm), in two incubation periods (period 1: Jan/2019 to Jun/2020 and period 2: from Jan/2020 to Jun/2021). The physical fractionation of soil organic matter into its fractions (particulate organic matter, POM, and organic matter adhered to minerals, MAOM) was carried out and the carbon stock was estimated in the soil fractions at different depths (0-5, 5-10 and 10-20 cm). Root biomass was not affected by years or cropping systems, averaging 7.4 t MO ha⁻¹. The remaining biomass was affected by the interaction between periods and incubation times, showing a gradual loss of biomass in period 1 and accentuated in the beginning of the second period, with decomposition of 28% and 30% of the incubated biomass during periods 1 and 2, respectively. An interaction effect was observed between incubation periods and times for N content and for the C:N ratio. The N concentration in the incubated samples increased over time with greater increase over period 1, reaching 20.02 g kg⁻¹ MO after 512 days. This increase was reflected in the C:N ratio, which decreased over time, reaching 7 and 14 at the end of periods 1 and 2, respectively. The lignin concentration was affected by the triple interaction between culture systems, periods and incubation times. In the U50 pastures, the lignin concentration did not stabilize over time in both periods, and the highest averages were observed in the UC and U50 systems (302 and 255 g kg⁻¹ MO) at the end of periods 1 and 2, respectively. For the lignin:N ratio, an interaction effect between periods and incubation times was observed, and it reduced over time, ranging from 32 and 29 at the beginning of periods 1 and 2, respectively, to 13 at the end of both periods. . There was an effect of interaction between periods x incubation times and between culture systems x

incubation times for NIDA concentration. The NIDA content at the end of period 2 was double ($11.81 \text{ g kg}^{-1} \text{ MO}$) of that observed in period 1 ($6.18 \text{ g kg}^{-1} \text{ MO}$), and was higher in U100 pastures, with an average of $11,42 \text{ g kg}^{-1} \text{ MO}$ after 512 days. For the lignin:NIDA ratio in the roots, there was an interaction effect between periods and incubation times, which reduced over time, and, in period 1, it was three times that observed at the end of period 2. There was a period effect on the fraction of organic matter adhered to minerals (MAOM) and in the total soil (POM + MAOM), with higher means in the second period. When evaluating the carbon stock (CS), in the different fractions and depths of the soil, a greater CS was observed in the most superficial layer (0-5 cm) of particulate organic matter (CS-POM), whereas the CS-MAOM occurred, mostly, in the deepest layer (10-20 cm). Although root litter mineralization was not affected by cropping systems, a potential mean contribution of 18.4 kg ha^{-1} of N was observed after 512 days. Most of the C was stored in the MAOM, the soil fraction associated with long-term C storage. However, it is necessary to evaluate these cropping systems in soils with different textures and OM contents.

Keywords: Carbon stock. Nitrogen. Organic matter. Root biomass.

1. INTRODUÇÃO

Em ecossistemas de pastagens, a decomposição de material orgânico do solo é um dos processos ecossistêmicos envolvidos nos ciclos de carbono (C) e nitrogênio (N) (Soussana & Lemaire, 2014; Fornara et al., 2020). Aproximadamente 22% da produção primária das plantas são destinados às raízes finas (McCormack et al., 2015), que possuem diâmetro inferior a 2 mm, e são de grande importância para a qualidade do solo, pois, através de sua decomposição, contribuem diretamente para entrada de C e de outros nutrientes no solo (Beidler & Pritchard, 2017).

Estudos que avaliaram a decomposição de raízes em pastagens têm evidenciado a influência da diversidade de espécies de plantas, da composição química do substrato e da fauna do solo (Chen et al., 2017a; Chen et al., 2017b), da calagem (Heyburn et al., 2017), das fontes de nitrogênio (Xia et al., 2018; Dong et al., 2020), bem como de fatores exógenos, como as condições de temperatura e umidade (Castanha et al., 2017), sobre a biomassa remanescente ao longo do tempo.

A introdução de N via fixação biológica de N_2 ou fertilização nitrogenada pode afetar a ciclagem de nutrientes de maneira direta, favorecendo a decomposição dos resíduos existentes (Berg & Matzner, 1997; Xia et al., 2018), e indireta, alterando a qualidade do material a ser decomposto e refletindo na subsequente decomposição (Berg & Matzner, 1997; Xia et al., 2018; Gang et al., 2019).

Os estudos que avaliaram a decomposição de resíduos vegetais assumem que a biomassa decomposta corresponde ao C mineralizado, ao passo que aquela remanescente atua na formação da matéria orgânica do solo (MOS), responsável pela lenta liberação de nutrientes, sobretudo N, e fornecimento de energia e constituintes, como polissacarídeos bacterianos e glicoproteínas fúngicas, para grande parte dos micro-organismos existentes no solo (Weil & Brady, 2017).

Nesse contexto, o fracionamento da MOS, com base no tamanho de partículas, permite se ter maior clareza acerca da dinâmica do acúmulo e do tempo de estocagem do C, assim como sua resposta à disponibilidade de N e ao manejo do solo, nos diferentes tipos de sistemas (Cambardella & Elliott, 1992; Averill et al., 2018; Cotrufo et al., 2019).

Em áreas destinadas ao cultivo agrícola, por exemplo, grande parte do C orgânico perdido, através do preparo do solo, corresponde à matéria orgânica particulada (MOP), fração mais lábil e responsiva ao manejo (Chan, 1997; Stockmann et al., 2013), sendo as perdas minimizadas pelo

emprego contínuo de práticas conservacionistas de manejo do solo (Bayer et al., 2006; Santos et al., 2019).

Diferentemente da MOP, a MOAM corresponde às moléculas ou aos fragmentos de material orgânico carregados pela água diretamente do resíduo vegetal, ou, à fração da matéria orgânica encontrada em estágio mais avançado de decomposição, e estabilizada por meio de sua adsorção em minerais do solo (Lavalley et al., 2019), sendo, portanto, menos susceptível às práticas de manejo do solo. Sua associação a minerais a protege da decomposição (Totsche et al., 2018) e sua estabilidade a torna importante do ponto de vista da estocagem de C por períodos mais longos, pois espera-se maior tempo de permanência do C no solo à medida que o tamanho de partículas é reduzido (Blanco-Canqui & Lal, 2004).

A hipótese, no presente estudo, é que a aplicação de nitrogênio em capim-braquiária ou seu consórcio com calopogônio pode afetar a biomassa, a composição química e a decomposição de raízes, bem como o estoque de C da MOS. Desse modo, objetivou-se avaliar a biomassa radicular e a composição química e a taxa de decomposição de raízes, após 512 dias de decomposição, assim como o estoque de C nas frações da MOS, em pastagens de capim-braquiária adubado com nitrogênio ou consorciado com calopogônio.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Localização e implantação da área experimental

O estudo foi conduzido em área da UEPE-Forragicultura, pertencente ao Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Viçosa (latitude sul 20°46'34'', longitude oeste de 42°51'55'' e altitude de 651 m), Viçosa – MG, e foi dividido em dois períodos: período 1, de 25 de janeiro de 2019 a 20 de junho de 2020 (2019/2020); e período 2, de 31 de janeiro de 2020 a 25 de junho de 2021 (2020/2021).

Os pastos de capim-braquiária cv. Basilisk (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster) foram estabelecidos em 1997. Em janeiro de 2017, nos piquetes experimentais que seriam manejados sob o consórcio do capim-braquiária com o calopogônio (*Calopogonium mucunoides* Desv.), linhas com espaçamento de 50 cm foram dessecadas, utilizando-se glifosato, na dose 200 mL/20 litros de água, aplicado com o auxílio de uma bomba costal. Após a dessecação, a

leguminosa foi semeada utilizando-se semeadora com discos de corte, por tração animal, na taxa de semeadura de 4,8 kg ha⁻¹ de sementes puras viáveis. Em dezembro de 2017, foi realizada a ressemeadura da leguminosa, sendo os pastos pastejados até altura residual média de 10 cm e o calopogônio ressemeado a lanço, aplicando-se a mesma taxa de semeadura anterior. Em seguida, os animais foram conduzidos novamente aos piquetes, para promover uma leve compactação e incorporação das sementes no solo. A proporção de calopogônio nos pastos consorciados foi 11,3 e 9,6%, em 2019 e 2020, respectivamente.

O solo foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo de textura argilosa (Santos et al., 2018) e relevo medianamente ondulado. A análise química do solo, realizada na camada de 0-10 cm de profundidade, antes da correção e das adubações, indicou os seguintes valores: pH_(H₂O 1:25) = 5,1; P (Extrator Mehlich-1) = 6,35 mg dm⁻³; K (Mehlich-1) = 136,0 mg dm⁻³; Ca²⁺ = 2,12 cmol_c dm⁻³; Mg²⁺ = 0,73 cmol_c dm⁻³; Al³⁺ = 0,2 cmol_c dm⁻³; H + Al = 7,76 cmol_c dm⁻³; soma de bases = 3,20 cmol_c dm⁻³; capacidade de troca de cátions (T) = 10,95 cmol_c dm⁻³; e matéria orgânica (MO) = 5,11 dag kg⁻¹.

O clima da região é Cwa (Köppen, 1948), caracterizando-se como subtropical, com inverno ameno e seco, e estações seca e chuvosa bem definidas, com precipitação anual de 1.340 mm e umidade relativa do ar média de 80%. Os dados climáticos referentes ao período experimental foram obtidos na estação meteorológica automática do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) e são apresentados na Figura 1. O acumulado de chuva nos períodos experimentais foi de 2.464 e 2.217 mm, para os períodos 1 (jan/2019 - jun/2020) e 2 (jan/2020 - jun/2021), respectivamente.

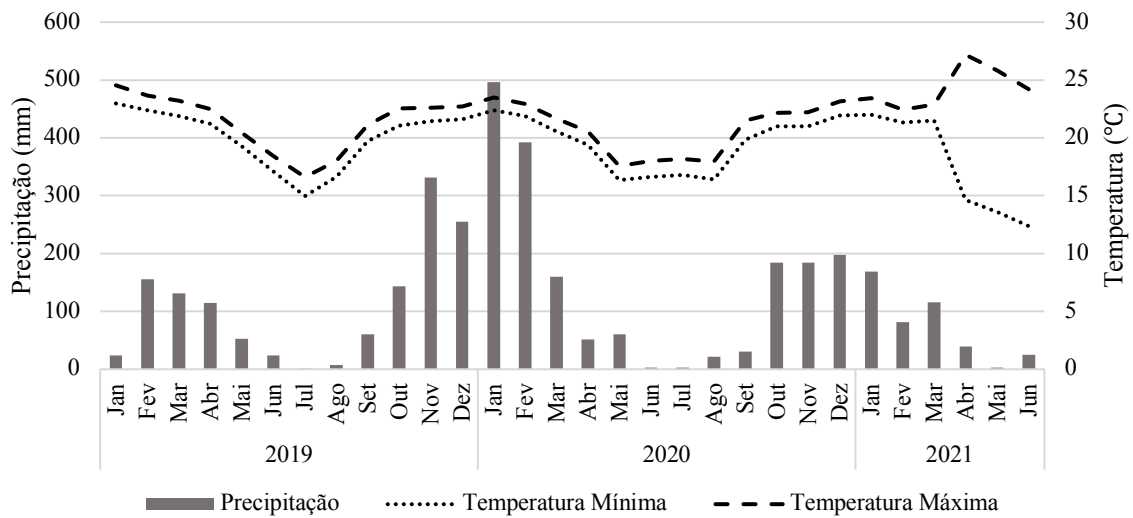


Figura 1 – Temperaturas máximas e mínimas e precipitação mensal observadas ao longo do período experimental.

2.2. Delineamento experimental e tratamentos

O delineamento experimental foi em blocos casualizados, com quatro tratamentos e dois blocos, com duas repetições de tratamento por bloco. Os piquetes experimentais possuíam, em média, área de 1.300 m² cada (Figura 2). Os tratamentos foram constituídos por: capim-braquiária não adubado (B0), capim-braquiária adubado com 50 kg ha⁻¹ de N (B50), capim-braquiária adubado com 100 kg ha⁻¹ de N (B100), e, capim-braquiária consorciado com calopogônio (BC).



Figura 2 – Vista aérea da área experimental.

2.3. Manejo da pastagem e dos animais

Os pastos de capim-braquiária (*Urochloa decumbens*) foram estabelecidos em 1997 e o calopogônio (*Calopogonium mucunoides*) foi introduzido em quatro piquetes da área experimental, no período chuvoso anterior ao início do experimento. Em função da análise química do solo, foram realizadas calagem e adubações necessárias, segundo Ribeiro et al. (1999), considerando-se médio nível tecnológico. O calcário dolomítico foi aplicado em setembro de 2018, à lanço, com a dose de 483 kg ha⁻¹. Ao início do primeiro período experimental, foi realizada adubação fosfatada, à lanço, com dose equivalente a 33,8 kg ha⁻¹ de P₂O₅, utilizando-se como fonte o superfosfato simples.

Os pastos foram manejados sob lotação intermitente, durante o período chuvoso, e, como agentes desfolhadores, foram utilizadas vacas da raça Nelore, com peso corporal médio de 465 kg, ao início do experimento. Os animais eram mantidos em áreas adjacentes e conduzidos aos piquetes experimentais quando a meta de altura pré-pastejo de 25 cm era atingida, permanecendo nos mesmos até a altura residual de 15 cm. O controle das alturas de entrada e saída dos animais dos piquetes era feito com o auxílio de um bastão graduado, tomando-se 40 leituras por unidade experimental.

Os pastos foram vedados no final do período chuvoso, a partir de 29 de abril, no ano de 2019, e, a partir de 02 de abril, no ano de 2020. No dia seguinte à saída dos animais dos piquetes, realizou-se a adubação nitrogenada, em oito dos dezesseis piquetes, onde quatro piquetes receberam dose equivalente a 50 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N e outros quatro piquetes dose equivalente a 100 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, usando-se como fonte a ureia. Os pastos permaneceram vedados até dia 01 de julho, no ano de 2019 (63 dias de diferimento), e até dia 11 de julho, no ano de 2020 (101 dias).

2.4. Avaliações

2.4.1. Biomassa de raízes

A biomassa radicular foi estimada uma vez em cada ano, em 26 de junho de 2019 e 20 de junho de 2020. A colheita das amostras de raízes foi realizada com auxílio de um cilindro de ferro, medindo 10,8 cm de diâmetro e 20 cm de altura. Foram colhidas três amostras de solo (solo+raízes) em cada unidade experimental (piquete).

As amostras foram levadas ao laboratório e secas em estufa com ventilação forçada de ar, a 55 °C, até massa constante. Após serem retiradas da estufa, as amostras foram pesadas (solo+raízes), e as raízes foram separadas dos torrões de solo, com auxílio de pinças, e lavadas com água sobre peneira, para remover todo o solo aderido, sendo acondicionadas em potes de plástico identificados e levadas novamente à estufa com ventilação forçada de ar, a 55 °C, até massa constante, e posteriormente pesadas.

A biomassa de raízes, na camada de 0-20 cm, foi estimada a partir dos dados de densidade de solo ($t\ m^{-3}$), do volume de solo em 1 ha, na profundidade de 0-20 cm, e, a partir dos dados de biomassa de raízes (kg) contida em cada amostra de solo e do peso total da amostra (solo+raízes, kg).

2.4.2. Composição química de raízes

Foi analisada a composição química das amostras de serrapilheira de raízes não incubadas (tempo “zero”) e das amostras incubadas nos diferentes tempos. Foram determinadas as concentrações de matéria seca (MS, método 930.15; AOAC, 2005), matéria orgânica (MO, método 942.05; AOAC, 2005), fibra em detergente neutro (FDN), fibra em detergente ácido (FDA) e lignina (LIG), pelo método sequencial de Van Soest et al., (1991), nitrogênio (N), pelo método Kjeldahl (Kjeldahl, 1883), e nitrogênio insolúvel em detergente ácido (NIDA), de acordo com Van Soest et al. (1991).

O teor de carbono (C) foi analisado por intermédio do método de Dumas (AOAC 968.06; Windham, 1998), utilizando-se analisador Vario EL III (Elementar Equipamentos, Langenselbol, Alemanha).

2.4.3. Taxa de decomposição de raízes

O estudo de decomposição de raízes foi realizado em dois períodos experimentais: período 1, de 25 de janeiro de 2019 a 20 de junho de 2020 (2019/2020), e, período 2, de 31 de janeiro de 2020 a 25 de junho de 2021 (2020/2021).

Para esse estudo, foram colhidas amostras de raízes na camada de 0-20 cm, em cada piquete, em outubro de 2018 e outubro de 2019, com auxílio de uma cavadeira, que foram levadas ao

Laboratório de Forragicultura, onde, as raízes contidas nas amostras foram separadas do solo, com o auxílio de pinças, lavadas sobre uma peneira com água corrente, armazenadas em sacos plásticos identificados e levadas à estufa com circulação forçada de ar, a 55 °C, até massa constante. Parte das amostras de raízes (± 15 g) foi moída em moinho tipo Willey, com peneira de 1 mm, e analisada a composição química, afim de representar o tempo zero de incubação (amostras não incubadas).

As amostras de raízes, não moídas, foram incubadas em janeiro de 2019 e em janeiro de 2020, em sacos de nylon com poros de 75 μ m, medindo 15 x 30 cm (Dubeux et al., 2006; Silva et al., 2015), previamente identificados, secos em estufa com circulação forçada de ar, a 55°C, até massa constante, e pesados. Para cada tratamento, foram confeccionados quatro sacos por tempo de incubação, dos quais três receberam 12 g de amostra de raízes, cada um, e um “branco” (sem amostra), os quais foram fechados com auxílio de uma seladora comercial.

Os sacos de nylon foram enterrados (incubados) no solo, na mesma profundidade em que as raízes foram colhidas (20 cm), em quatro piquetes por bloco (um de cada tratamento), totalizando incubação em oito piquetes. Os sacos foram enterrados em linhas, uma para cada tempo de incubação. Nos sacos “brancos” foram conectadas fitas de cores distintas, de acordo com a data prevista para desincubação, indicando a localização da linha de sacos que seria desincubada em cada data. As áreas nas quais foram realizadas as incubações eram protegidas com gaiolas de exclusão, medindo 0,8 x 1,5 x 1,0 m.

Foram estudados oito tempos de incubação (4, 8, 16, 32, 64, 128, 256 e 512 dias), conforme descrito por Silva et al. (2015). Desse modo, duzentos e cinquenta e seis sacos foram incubados (4 sacos/tempo de incubação x 8 tempos de incubação x 4 tratamentos x 2 repetições de campo por tratamento), em cada um dos dois períodos experimentais.

Após a coleta, os sacos foram limpos com auxílio de um pincel, para retirada de resíduos que ficaram presos ao lado externo, e levados à estufa com circulação forçada de ar, a 55°C, até massa constante. Após serem retirados da estufa, os sacos foram pesados e os pesos dos sacos incubados com amostras foram corrigidos por meio dos pesos dos sacos incubados sem amostras (brancos). Posteriormente, as amostras foram moídas em moinho tipo Willey, com peneira de 1 mm, e analisadas quanto à composição química.

2.4.4. Densidade de solo

A densidade de solo foi determinada pelo método do anel volumétrico, que consiste na amostragem indeformada do solo, em anel metálico de volume conhecido (EMBRAPA, 2017). As amostras de solo, para determinação da densidade, foram coletadas em 2 de setembro de 2019, em dois pontos escolhidos aleatoriamente por piquete, e, em cada ponto, foram coletadas três amostras em diferentes profundidades (0-5, 5-10, e 12,5-17,5 cm).

Antes de realizar as coletas de solo, os anéis foram previamente identificados, pesados e tiveram sua altura e seu diâmetro medidos. Após a coleta das amostras, foi realizado o corte do excesso de solo, de modo que a amostra não ultrapassasse as bordas do anel. As amostras de solo foram então transferidas para bandejas de alumínio, previamente identificadas e pesadas, e levadas à estufa para secagem definitiva, a 105 °C, por 72 horas. Após retiradas da estufa, as amostras foram pesadas e a densidade de solo foi determinada, dividindo-se a biomassa de solo seco pelo volume do anel (g cm^{-3}). Os valores de densidade de solo foram utilizados para calcular o estoque de C no solo.

2.4.5. Fracionamento físico da matéria orgânica do solo

A matéria orgânica do solo foi determinada por meio do método descrito por Cambardella & Elliott (1992), o qual combina a dispersão química do solo e sua separação física com base no tamanho de partículas. Por meio desse método, a matéria orgânica é fracionada em matéria orgânica particulada (MOP, $>53 \mu\text{m}$), fração que sofre menos alterações em relação ao material de origem, e, matéria orgânica aderida a minerais (MOAM, $<53 \mu\text{m}$), a qual se apresenta em estágio de decomposição mais avançado.

Para essa avaliação, foram tomadas amostras compostas de solo, em três profundidades (0-5, 5-10 e 10-20 cm), em cinco pontos dentro de cada unidade experimental, com auxílio de um trado tipo sonda, em 24 junho de 2019 e em 15 de junho de 2020. As amostras foram secas à sombra e levadas ao Laboratório de Isótopos Estáveis para análise.

Para a separação física das frações de solo, 10 g de terra fina seca ao ar foi pesada e transferida para um tubo Falcon, no qual foram adicionados 30 mL de hexametáfosfato (5g L^{-1}) e uma bolinha de gude. Os tubos foram então fechados e agitados em agitador horizontal, por 15 horas, a 120 rpm

e 25 °C. Após este processo, cada amostra foi transferida para um copo plástico de 500 mL, passando por uma peneira de 53 µm. A fração do solo que passou pela peneira e foi coletada no copo plástico correspondeu a MOAM, ao passo que aquela retida na peneira correspondeu à MOP. A fração de solo retida na peneira foi posteriormente transferida para um copo plástico de 200 mL, e, ambas as frações, levadas à estufa com circulação forçada de ar, a 55 °C, até massa constante.

2.4.6. Composição química do solo

Após a separação física, as duas frações da matéria orgânica do solo (MOP e MOAM), amostradas nos dois anos experimentais, foram moídas em moinho de bola e tiveram sua concentração de carbono (C) analisadas por intermédio do método de Dumas (AOAC 968.06; Windham, 1998), utilizando-se o analisador Vario EL III (Elementar Equipamentos, Langenselbol, Alemanha).

2.4.7. Estoque de carbono no solo

O estoque de carbono total do solo, nos dois anos experimentais (2019 e 2020), foi estimado na profundidade de 0-20 cm, utilizando a Equação [1], descrita por Ussiri et al., (2006):

$$Y = \left(\frac{X}{10^3} \right) * Ds * e * \frac{10^4 m^2}{ha} \quad (1)$$

Onde, Y = estoque de C no solo (Mg ha⁻¹); X = concentração de C (g kg⁻¹); Ds = densidade de solo (Mg m⁻³); e = espessura da camada considerada (m). O estoque de C na MOP foi estimado em três camadas de solo (0-5, 5-10 e 10-20 cm), usando-se a Equação [2], de Santos et al. (2019):

$$Y = \left(\frac{X}{10^3} \right) * Ds * e * \frac{10^4 m^2}{ha} * f \quad (2)$$

Onde, *f* se refere à proporção (%) de MOP na biomassa de solo. O estoque de C na MOAM foi calculado pela diferença entre o estoque no solo total e na MOP (Mikha et al., 2017).

2.5. Análises estatísticas

Para a decomposição de raízes, os dados foram apresentados como as médias dos anos. Os tempos de incubação e os períodos foram consideradas como medidas repetidas ao longo do tempo. Os dados foram analisados ajustando modelos lineares mistos (Littell; Pendergast; Natarajan, 2000), usando o procedimento MIXED do SAS (SAS Institute, Cary NC). Os efeitos de blocos, dos tratamentos, tempos de incubação, do período e as interações entre esses fatores foram considerados fixos e os efeitos do erros foram considerados como aleatórios. O critério de informação de Akaike foi utilizado para escolher a melhor estrutura de covariância (Akaike, 1974). Todos os componentes de variância foram estimados pelo método da máxima verossimilhança restrita. As médias foram estimadas usando a declaração LSMEANS, e as comparações foram feitas entre os tratamentos usando o teste de Tukey. O modelo estatístico para análise dos dados foi o seguinte:

$$y_{ijkz} = \mu + B_i + \alpha_j + \gamma_{ij} + Y_k + (\alpha \times Y)_{jk} + T_z + (\alpha \times T)_{jz} + (Y \times T)_{kz} + (\alpha \times Y \times T)_{jkz} + \epsilon_{ijkz}$$

onde, y_{ijkz} = valor observado no i -ésimo bloco do j -ésimo tratamento (α) do k -ésimo período do z -tempo de incubação; μ = média geral; B_i = efeito fixo associado ao i -ésimo bloco, $i = 1, 2$; α_j = efeito fixo associado aos j -ésimos tratamento, $j = 1, 2, 3, 4$; γ_{ij} = erro aleatório associado ao i -ésimo bloco do j -ésimo tratamento. Y_k = efeito fixo associado ao k -ésimo período, $k = 1, 2$; T_z = efeito fixo associado ao z -ésimo tempo de incubação, $z = 1, 2, \dots, 9$; $(\alpha \times Y)_{jk}$ = efeito fixo da interação de tratamento \times ano; $(\alpha \times T)_{jz}$ = efeito fixo da interação de tratamento \times tempo de incubação; $(Y \times T)_{kz}$ = efeito fixo da interação de período \times tempo de incubação; $(\alpha \times Y \times T)_{jkz}$ = efeito fixo da interação de tratamento \times período \times tempo de incubação; ϵ_{ijkz} = erro aleatório associado ao i -ésimo bloco, ao j -ésimo tratamento, ao k -ésimo período e no z -ésimo tempo de incubação.

No presente estudo quando o efeito do tempo de incubação e suas interações com o ano e os tratamentos foram significativas utilizou-se os pacote *easynls* e *drc* no programa estatístico R (R CORE TEAM, 2022) para a análise gráfica da regressão a 5% de significância. O modelo selecionado foi o modelo de decaimento exponencial duplo.

Os dados de C na MOP, C na MOAM e C no solo total (MOP+MOAM) foram analisados utilizando o procedimento MIXED do SAS (SAS Institute, Cary NC). Os anos foram consideradas como medidas repetidas ao longo do tempo, usando o método de máxima verossimilhança restrita, para cada ano. Os tratamentos, os anos, as profundidades e a interação entre eles foram considerados como efeitos fixos. Os blocos foram consideradas como efeito aleatório. Os dados foram submetidos à análise de variância onde as interações foram desdobradas, quando significativas ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste F, e as médias foram comparadas pelo teste Tukey, também ao nível de 5% de probabilidade, utilizando-se o Sistema para Análises Estatísticas - SAEG, versão 8.1 (UFV, 2003).

3. RESULTADOS

3.1. Biomassa radicular

A biomassa de raízes, avaliada em jun/2019 e jun/2020, não diferiu entre os sistemas de cultivo ($P=0,6207$) nem entre os anos ($P=0,6477$), cuja média geral foi $7,4 \text{ t MO ha}^{-1}$ (Tabela 1).

Tabela 1 – Biomassa de raízes de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, em dois anos experimentais.

Sistemas de cultivo	Biomassa de raízes (t MO ha^{-1})		Média
	2019	2020	
U0	8,3	10,5	9,4
U50	3,5	9,3	6,4
U100	8,1	5,2	6,7
UC	8,1	6,4	7,3
Erro padrão	2,5		7,4
p-valor	0,4624	0,4260	

MO, matéria orgânica; U0, capim-braquiária não adubado; U50, capim-braquiária adubado com $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; U100, capim-braquiária adubado com $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; UC, capim-braquiária consorciado com calopogônio.

3.2. Decomposição de raízes

A Tabela 2 apresenta a composição química de amostras de raízes, antes (0 dia) e ao final da incubação (512 dias), nos diferentes sistemas de cultivo e em dois anos.

Tabela 2 – Composição química de raízes de pastos de capim-braquiária, antes (dia 0) e ao final do período de incubação, em diferentes sistemas de cultivo e em dois anos

0 dia								
Sistema de cultivo	N	C	Lig	NIDA	g NIDA kg ⁻¹ N	C:N	Lig:N	Lig:NIDA
U0	7,6	388,5 A	196,1	3,0	402,3 A	50,0	26,4	69,8
U50	9,7	213,8 C	195,6	2,8	285,0 AB	28,2	20,7	75,3
U100	8,5	335,9 AB	196,1	3,2	362,2 AB	40,2	23,4	69,7
UC	9,1	295,7 B	182,7	2,6	279,6 B	34,4	20,4	76,5
Erro padrão	0,7	16,0	9,5	0,4	24,0	4,4	1,9	6,3
p-valor	0,301	0,033	0,705	0,784	0,028	0,058	0,186	0,809
Ano								
2019	9,8	308,5	201,4	3,7	387,0	34,0	21,2	57,2
2020	7,6	320,2	183,8	2,1	277,5	42,4	24,3	88,5
Erro padrão	0,5	8,0	6,7	0,3	16,9	3,1	1,3	4,5
p-valor	0,024	0,339	0,113	0,008	0,004	0,105	0,146	0,003
512 dias								
Sistema de cultivo	N	C	Lig	NIDA	g NIDA kg ⁻¹ N	C:N	Lig:N	Lig:NIDA
U0	15,8	144,150	237,9	8,6	625,6	9,8	15,5 A	49,9
U50	16,8	147,125	254,5	6,9	430,8	9,2	15,5 A	38,0
U100	19,3	179,475	198,6	11,1	609,6	9,8	9,9 B	27,8
UC	19,0	197,625	235,3	7,9	431,8	11,4	12,0 B	39,6
Erro padrão	0,9	32,8	12,0	1,5	61,0	2,5	0,7	7,3
p-valor	0,072	0,627	0,075	0,336	0,109	0,937	0,003	0,301
Ano								
2019	20,3	125,6	273,2	5,5	262,3	6,1	13,5	59,9
2020	15,2	208,6	189,9	11,7	786,6	13,9	12,9	17,7
Erro padrão	0,6	23,2	8,5	1,1	43,1	1,8	0,5	5,2
p-valor	0,001	0,045	0,000	0,006	0,000	0,022	0,391	0,001

U0, capim-braquiária não adubado; U50, capim-braquiária adubado com 50 kg ha⁻¹ N; U100, capim-braquiária adubado com 100 kg ha⁻¹ N; UC, capim-braquiária consorciado com calopogônio; N, nitrogênio; C, carbono; Lig, lignina; NIDA, nitrogênio insolúvel em detergente ácido; C:N, relação carbono:nitrogênio; Lig:N, relação lignina/nitrogênio; Lig:NIDA, relação lignina/nitrogênio insolúvel em detergente ácido; MO, matéria orgânica.

A biomassa remanescente foi afetada pela interação entre períodos e tempos de incubação ($P < 0,0001$) (Figura 3). O processo foi explicado pela curva de decaimento exponencial duplo em ambos os períodos. No período 1, observou-se 19% de perda de biomassa, nos primeiros 128 dias, seguida de perda gradual da biomassa incubada, observando-se perda total de 28%, após 512 dias.

No período 2, houve perda mais acentuada de biomassa nos primeiros dias de decomposição e estabilização após 128 dias, com perda total de 30% da biomassa incubada, após 512 dias.

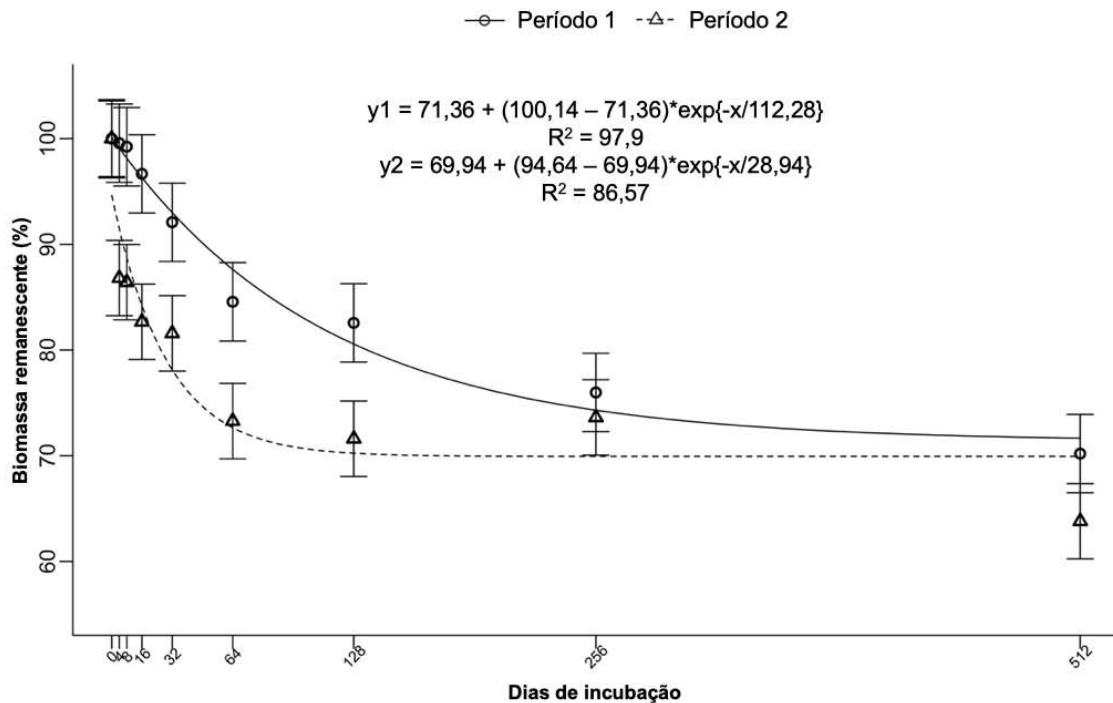


Figura 3 – Biomassa remanescente de raízes de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, nos períodos 1 e 2, ao longo dos tempos de incubação. As barras verticais indicam o erro padrão médio.

Foi observado efeito de interação entre períodos e tempos de incubação para teor de nitrogênio ($P > 0,0001$) (Figura 4A) e para a relação carbono:nitrogênio (C:N) ($P = 0,0080$) (Figura 4B). O modelo de decaimento exponencial duplo foi adequado para explicar o padrão de resposta ao longo do tempo, em ambos os períodos. A concentração de N nas amostras incubadas aumentou ao longo do tempo, mais acentuadamente ao longo do período 1, atingindo valores de 20,02 e 15,12 g kg⁻¹ MO, após 512 dias, nos períodos 1 e 2, respectivamente (Figura 4A). O aumento no teor de N com o passar do tempo refletiu diretamente na relação C:N, que reduziu-se ao longo do tempo, variando de 62 para 7, no período 1, e, de 60 para 14, no período 2.

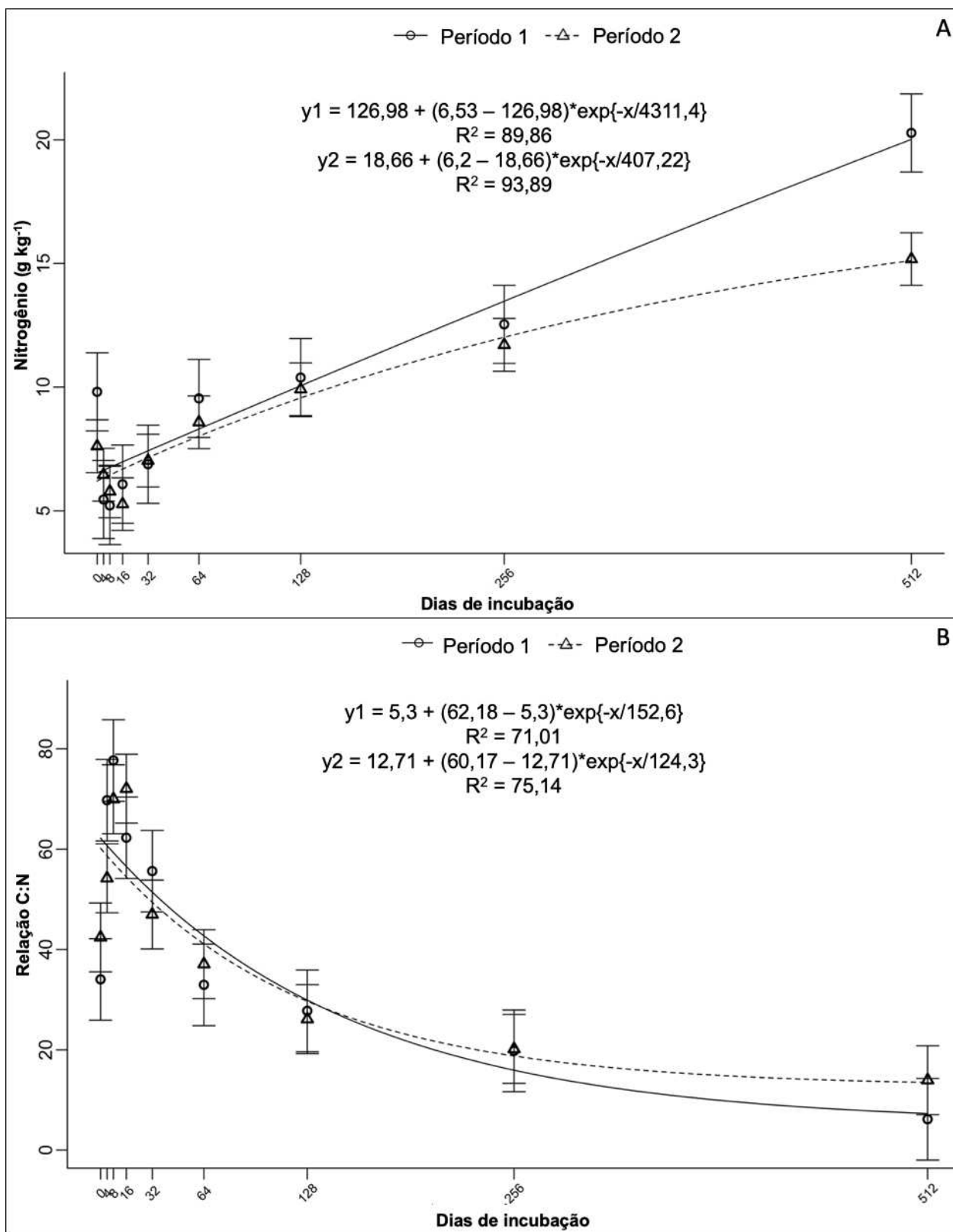
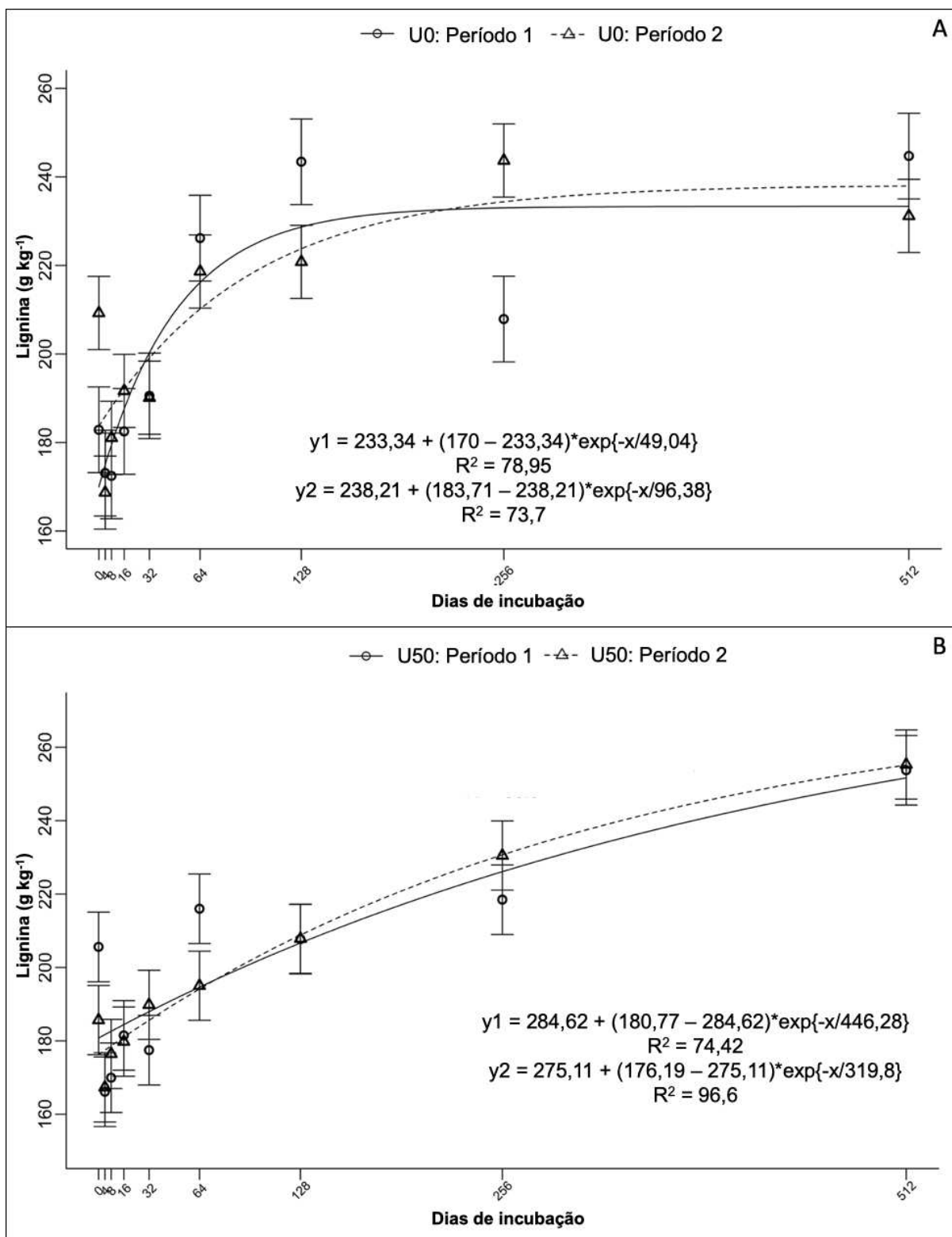


Figura 4 – Teor de nitrogênio (A) e relação C:N (B) de raízes de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, nos períodos 1 e 2, ao longo dos tempos de incubação. As barras verticais indicam o erro padrão médio.

A concentração de lignina, em g kg^{-1} MO, foi afetada pela interação tripla entre os sistemas de cultivo, períodos e tempos de incubação ($P=0,0011$) (Figura 5). No primeiro período de decomposição, observou-se aumento na concentração de lignina ao longo do tempo para os tratamentos U50 e UC (Figuras 5B e 5D), entretanto, nos pastos não adubados e adubados com 100 kg ha^{-1} de N (Figuras 5A e 5C) essa concentração estabilizou-se após 128 dias. A concentração de lignina ao final de 512 dias variou entre 233 g kg^{-1} de MO (U0) a 302 g kg^{-1} de MO (UC) entre os sistemas. No segundo período, apenas no sistema U50 não foi observada tendência à estabilização na concentração de lignina ao longo do tempo, apresentando maior teor de lignina (255 g kg^{-1} MO) após 512 dias. (Figura 5B).



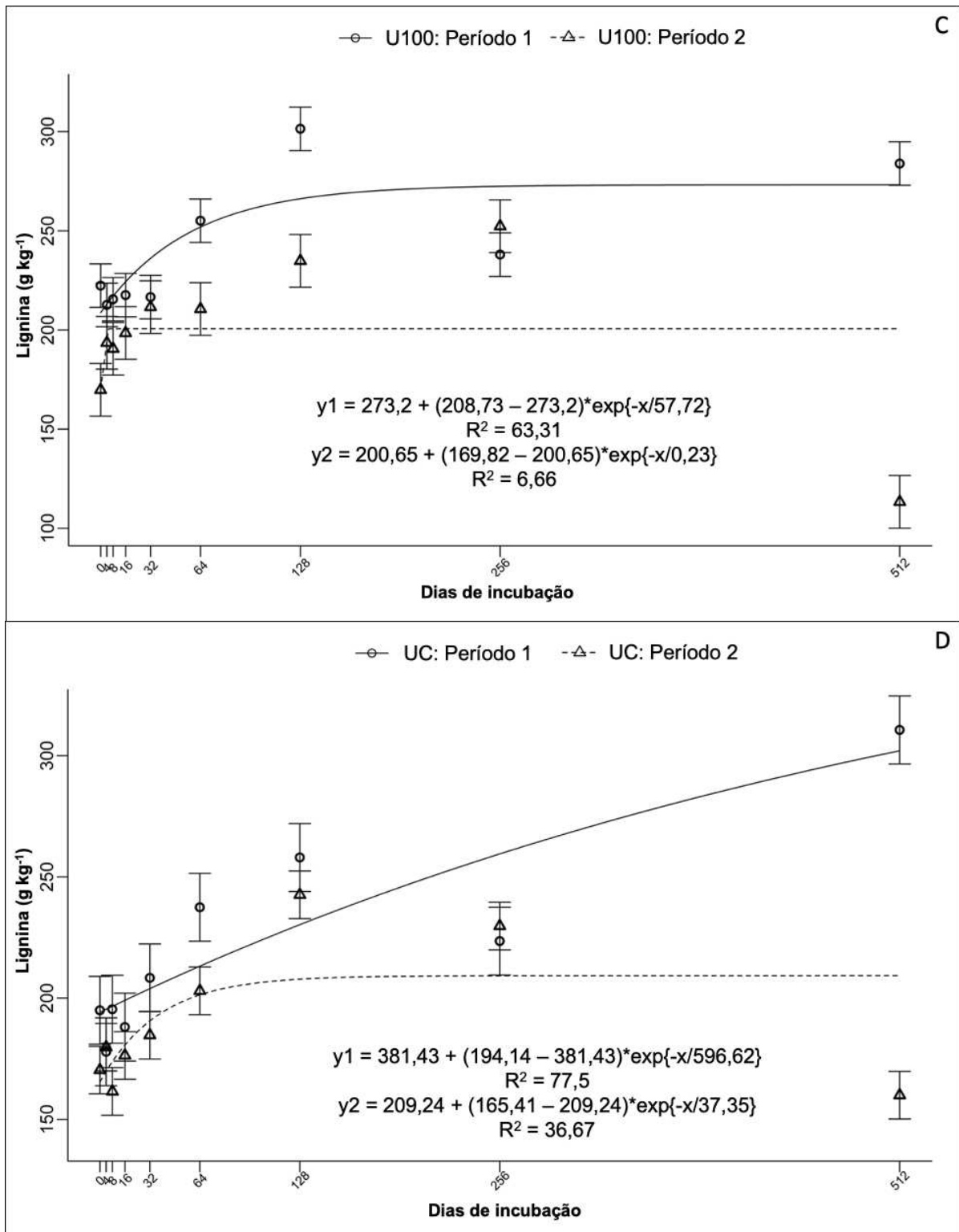


Figura 5 – Teor de lignina de raízes de pastos de capim-braquiária, nos diferentes sistemas de cultivo, nos períodos 1 e 2, ao longo dos tempos de incubação. As barras verticais indicam o erro padrão médio (U0, capim-braquiária não adubado; U50, capim-braquiária adubado com 50 kg ha⁻¹ N; U100, capim-braquiária adubado com 100 kg ha⁻¹ N; UC, capim-braquiária consorciado com calopogônio).

Para a relação lignina:N, foi observado efeito de interação entre períodos e tempos de incubação ($P=0,0107$) (Figura 6). O modelo de decaimento exponencial duplo adequou-se aos dados. A relação reduziu-se ao longo do tempo, variando de 32 e 29, no início dos períodos 1 e 2, respectivamente, para 13, aos 521 dias.

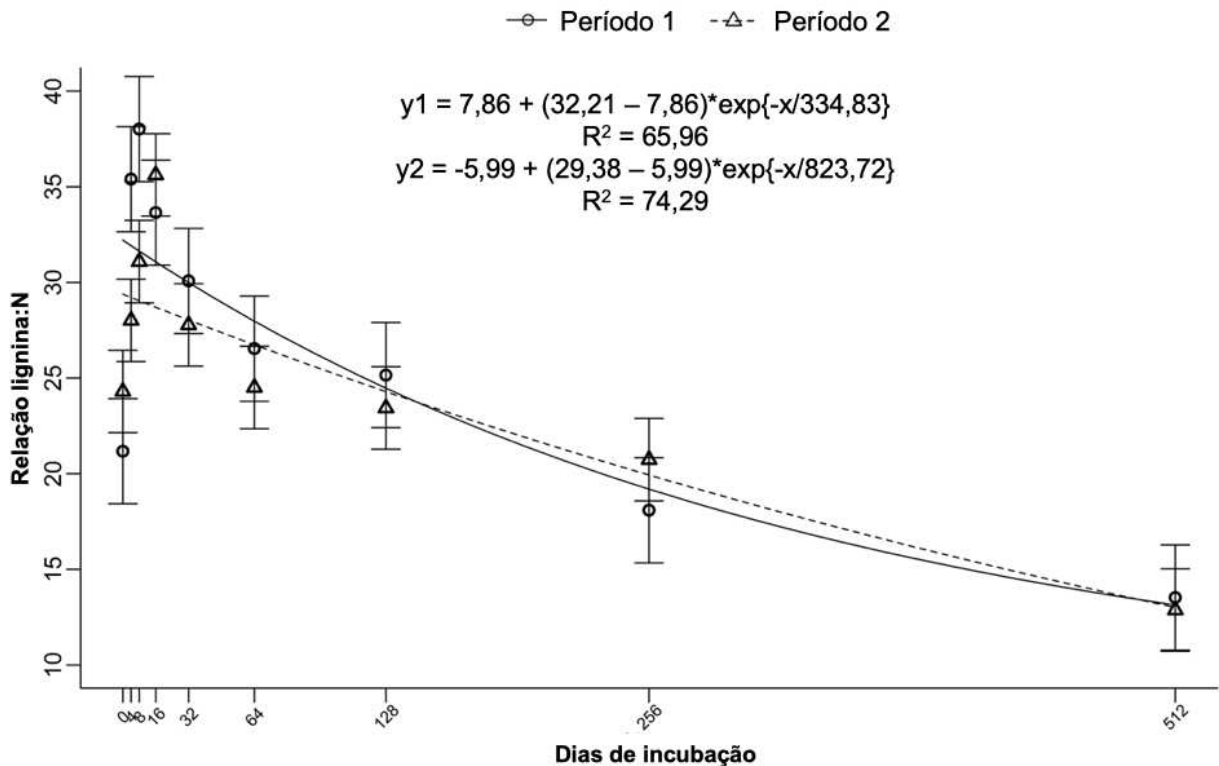


Figura 6 – Relação Lignina:N de raízes de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, nos períodos 1 e 2, ao longo dos tempos de incubação. As barras verticais indicam o erro padrão médio.

Observou-se efeito de interação entre sistemas de cultivo e tempos de incubação ($P=0,0210$) (Figura 7A), e, períodos e tempos de incubação ($P<0,0001$) (Figura 7B), para a concentração de nitrogênio insolúvel em detergente ácido (NIDA, em g kg^{-1} MO). Observa-se que a concentração de NIDA foi mais elevada nos pastos adubados com a maior dose de N (U100), atingindo média de $11,42 \text{ g kg}^{-1}$ MO, após 512 dias (Figura 7A). O teor de NIDA estabilizou-se ao final do período 1, com média de $6,18 \text{ g kg}^{-1}$ MO, já ao final do período 2, o teor de NIDA foi quase o dobro ($11,81 \text{ g kg}^{-1}$ MO) daquele observado no período 1, sem tendência à estabilização (Figura 7B).

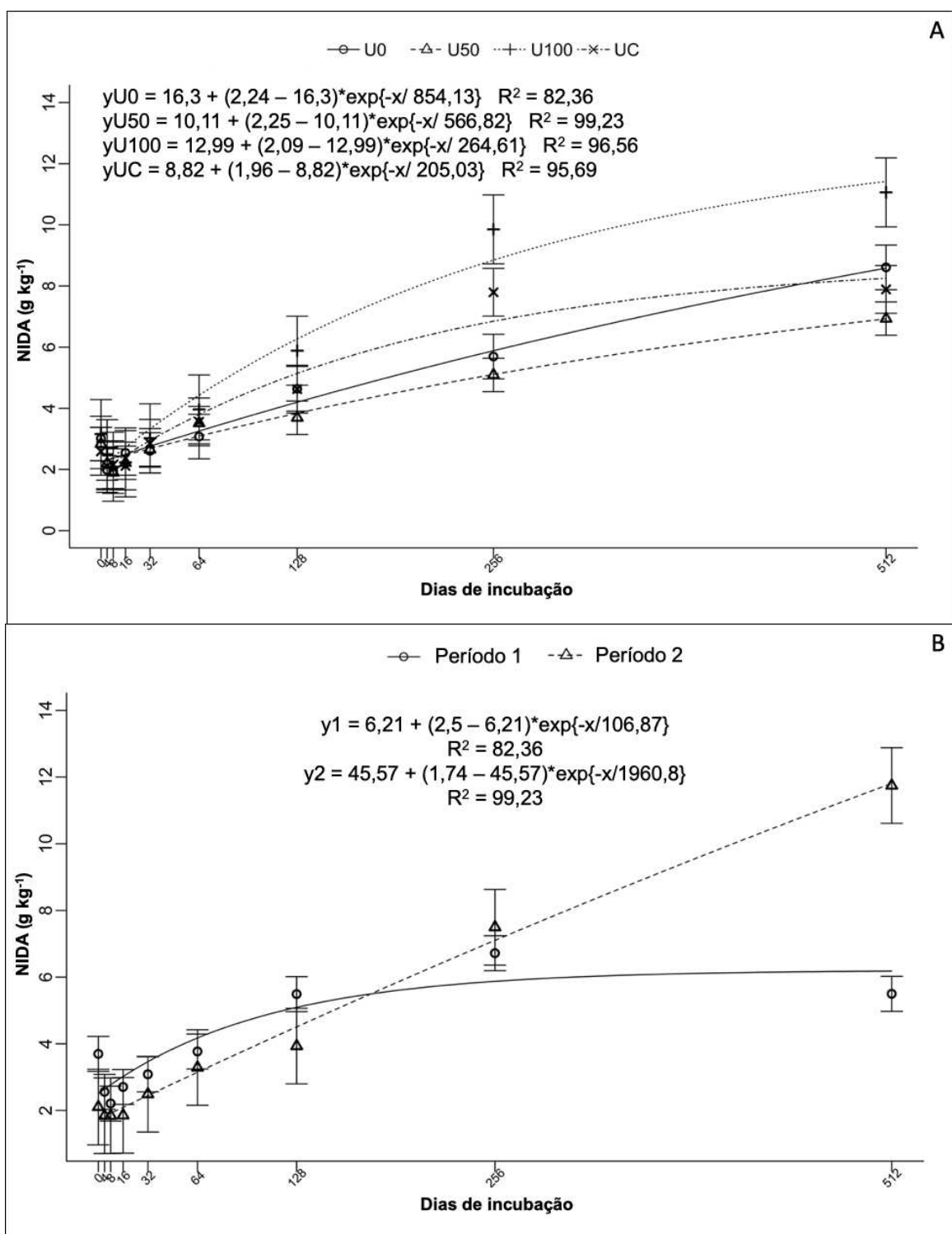


Figura 7 – Teor de NIDA de raízes de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, nos períodos 1 e 2), ao longo dos tempos de incubação. As barras verticais indicam o erro padrão médio.

Analisando a relação lignina:NIDA nas raízes, observou-se efeito de interação entre períodos e tempos de incubação ($P < 0,0001$), com sua redução ao longo do tempo, em ambos os períodos (Figura 8). No primeiro período, a relação lignina:NIDA variou de 74 a 48, estabilizando-se a partir de 400 dias de incubação. No segundo período, observou-se uma redução mais acentuada para esta variável, variando de 97 para 18, após 512 dias. A relação lignina:NIDA ao final do primeiro período foi 2,7 vezes maior que a observada ao final do período 2.

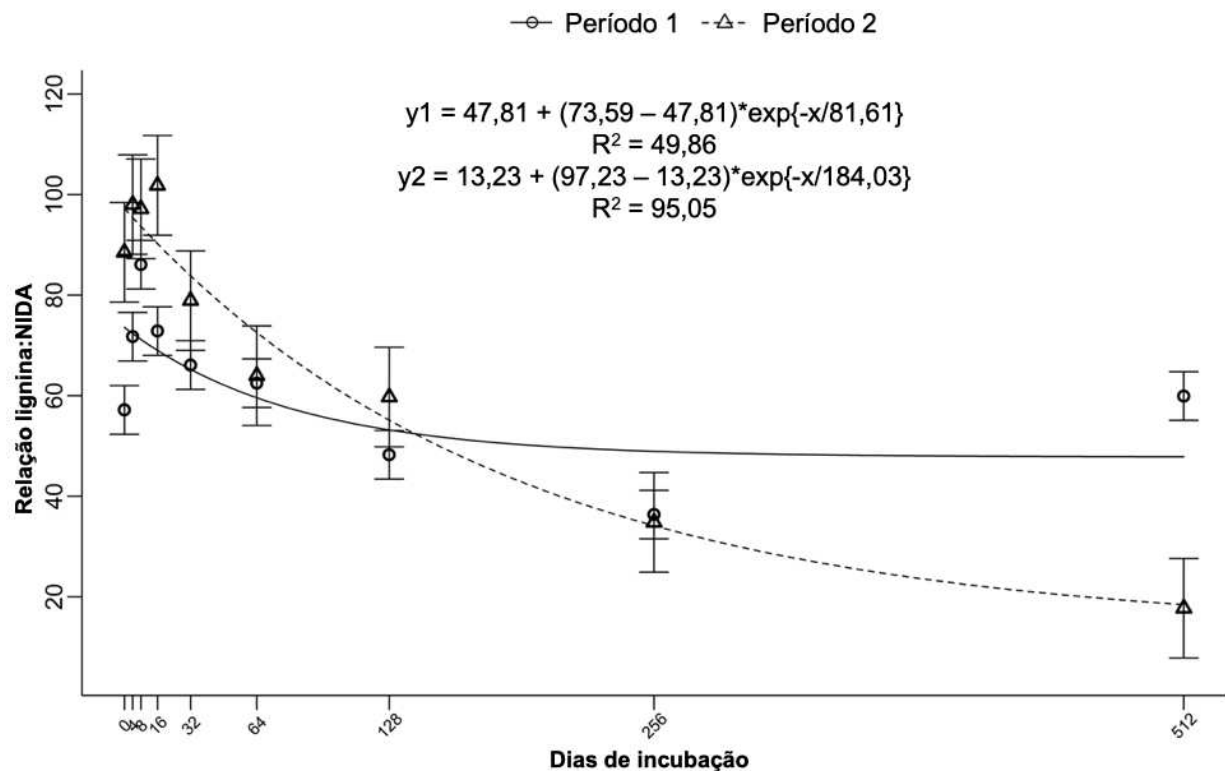


Figura 8 – Relação lignina:NIDA de raízes de pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, nos períodos 1 e 2, ao longo dos tempos de incubação. As barras verticais indicam o erro padrão médio.

3.3. Estoque de carbono no solo

Quando avaliado o estoque de C nas frações do solo, em diferentes profundidades, observou-se que, em 2019, a quantidade de C estocado na MOP não diferiu ($P = 0,2548$) entre camadas de solo, cuja média foi $6,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Figura 9), mas, no ano seguinte, maior EC-MOP ($P < 0,0001$) foi observado na camada mais superficial (0-5 cm), não havendo diferença entre as outras camadas (Figura 9).

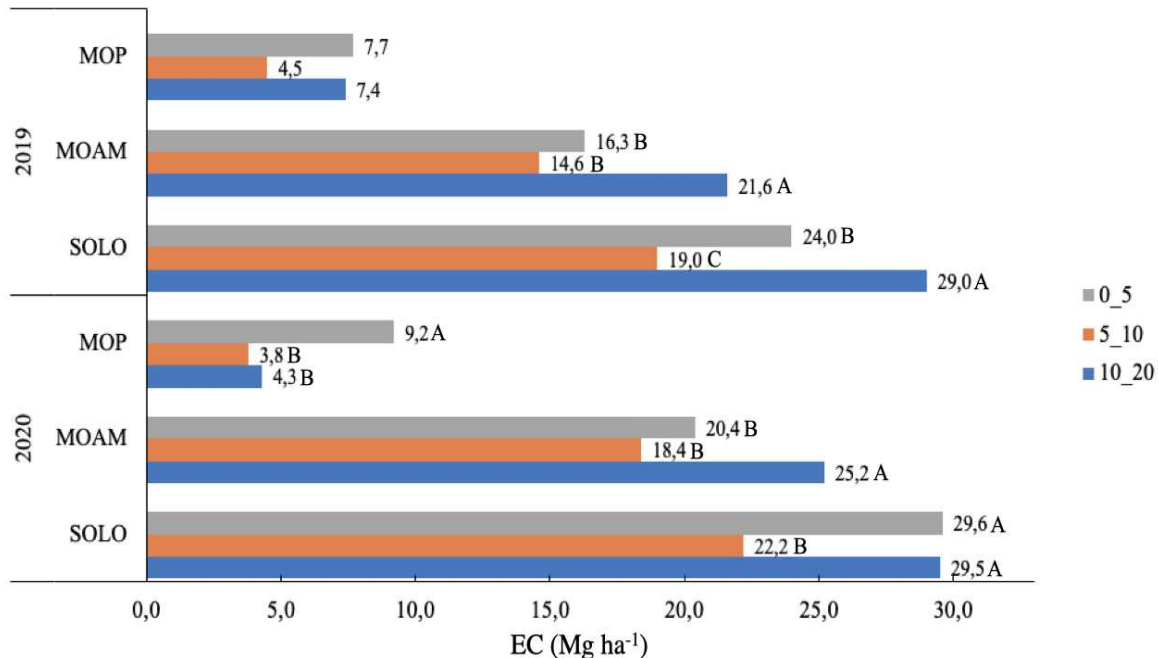


Figura 9 – Estoque de C no solo total e nas frações da matéria orgânica, em diferentes camadas de solo, em pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, nos dois anos experimentais. Médias seguidas de letras distintas, maiúsculas dentro de cada fração do solo, diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

O EC-MOAM, por sua vez, foi maior na camada de 10-20 cm, em ambos os anos (2019, $P = 0,0002$; 2020, $P < 0,0001$), respectivamente (Figura 9). Vale ressaltar, que o maior estoque de C na camada mais profunda se deve também à sua maior espessura (10 cm). Em ambos os anos, observou-se que o estoque de carbono total no solo foi menor ($P < 0,0001$) na camada intermediária (5-10 cm), com mais altos valores na camada de 10-20 cm, de 29 e 29,5 Mg C ha⁻¹, em 2019 e 2020, respectivamente (Figura 9).

Quando avaliando o estoque de carbono (EC) nas diferentes frações da matéria orgânica, foi observado efeito de ano apenas sobre a matéria orgânica aderida a minerais (MOAM; $P = 0,0028$), e, conseqüentemente, sobre o solo total (MOP+MOAM) ($P = 0,0027$) (Figura 10). O total de C estocado na fração mais estável da MO (EC-MOAM) aumentou de 2019 a 2020. Como a maior parte de C estocado no solo provém da MOAM, o EC total do solo também apresentou maior valor no segundo ano (88,8 Mg C ha⁻¹) em relação ao primeiro (76,9 Mg C ha⁻¹).

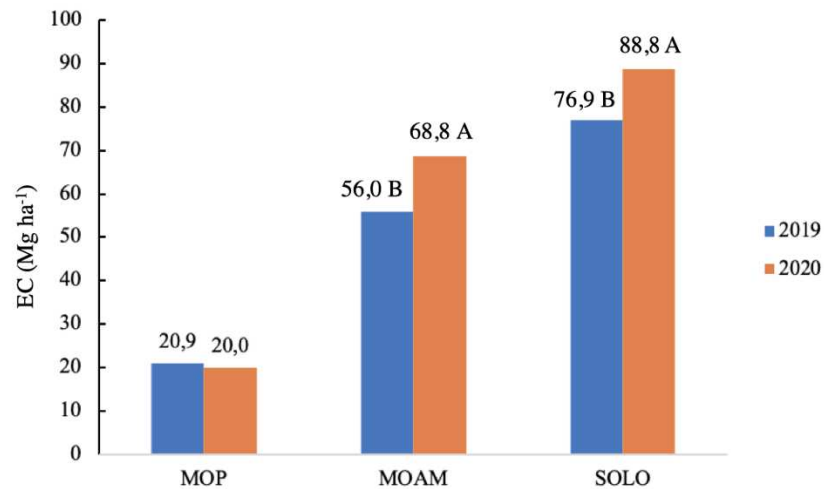


Figura 10 – Estoque de C no solo total e nas frações da matéria orgânica, em pastos de capim-braquiária sob diferentes sistemas de cultivo, nos dois anos experimentais. EC, estoque de carbono; MOP, matéria orgânica particulada; MOAM, matéria orgânica aderida a minerais. Médias seguidas de letras distintas, maiúsculas dentro de cada fração do solo, diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

4. DISCUSSÃO

4.1. Decomposição de raízes

Avaliando a composição química inicial das raízes incubadas, observa-se que aquelas incubadas no primeiro período apresentaram maior teor de nitrogênio. Entretanto, grande parte desse N se encontrava associado à fração fibrosa, como NIDA (Tabela 2), portanto, menos disponível para os micro-organismos decompositores. De acordo com Castanha et al. (2017), assim como a composição química, as condições de precipitação e umidade também podem afetar a decomposição dos resíduos. Portanto, a mineralização lenta e gradual da matéria orgânica, observada ao longo do primeiro período de incubação, é um reflexo das mais baixas precipitações observadas ao longo desse período. No segundo período, as condições climáticas favoreceram o processo de decomposição da matéria orgânica, uma vez que mais da metade de todo o volume de chuva precipitado ocorreu nos primeiros três meses de decomposição das raízes. Além disso, as raízes incubadas neste período apresentaram menores concentrações de compostos recalcitrantes, como lignina e NIDA. Assim, a associação entre as condições ambientais e a qualidade do resíduo vegetal foi responsável pela acentuada decomposição observada logo nos primeiros 64 dias de incubação (Figura 3), tornando os nutrientes mais rapidamente disponíveis na solução do solo.

O aumento na concentração de N no material incubado, ao longo do tempo (Figura 4A), contribuiu para a redução na relação C:N das raízes, em ambos os períodos (Figura 4B). Entretanto, a relação C:N do resíduo, ao final do segundo período, foi mais elevada que aquela observada ao final do período primeiro, o que pode ser atribuído à menor concentração de N nas raízes, antes da incubação, no segundo período (Tabela 2).

Com o avanço dos tempos de incubação, a redução na biomassa de raízes e a estabilização das perdas foi acompanhada pelo aumento na concentração de lignina (Figura 5), principalmente no período 1, quando sua concentração estava mais alta, o que pode ter contribuído para a mais lenta decomposição da biomassa. De acordo com Zhao et al. (2015), é provável que o aumento na concentração de compostos recalcitrantes, como a lignina, exerça maior impacto sobre o processo de decomposição do que a relação C:N, variável amplamente reportada como fator determinante para o processo de decomposição.

No primeiro período, a concentração de lignina aumentou de forma acentuada no início do período (Figura 5), o que pode ser atribuído à maior perda inicial de biomassa (Figura 3). No segundo período, a decomposição ainda mais acentuada de compostos solúveis, nos primeiros 128 dias, favoreceu o aumento proporcional de compostos recalcitrantes, como a lignina, em relação à biomassa total do resíduo, explicando o aumento e estabilização do teor de lignina, em quase todos os sistemas de cultivo, exceto no sistema U50.

Diversos autores têm discutido a importância da composição química do resíduo, sobretudo sua concentração de lignina e a relação lignina:N, como fatores determinantes para a decomposição (Austin et al., 2010; Zhao et al., 2015). No presente estudo, foi observada redução da relação lignina:N ao longo do tempo (Figura 6), o que pode ser atribuído principalmente ao aumento na concentração de N, nas raízes incubadas de todos os sistemas, que apresentaram concentração de N quase três vezes maior, após 512 dias (Figura 4A).

O aumento no teor de NIDA, observado nos dois períodos (Figuras 7A e 7B), indica que, embora tenha ocorrido aumento na concentração de N ao longo do processo de decomposição das raízes (Figura 4A), parte desse N se encontrava complexado à fração fibrosa, tornando mais difícil o acesso e a ação dos micro-organismos decompositores (Kohmann et al., 2020).

Avaliando a relação entre as concentrações de lignina e NIDA, observa-se que, embora a relação lignina:NIDA inicial das raízes incubadas no período 1 tenha sido inferior àquela das raízes incubadas no período 2 (Tabela 2), o aumento na concentração de NIDA do material incubado no

segundo período foi mais expressivo e não se estabilizou durante os 512 dias (Figura 7A), promovendo maior redução na relação lignina:NIDA nesse período.

Calculou-se, no presente estudo, o *pool* de nitrogênio via sistema radicular, nos dois anos, por meio da quantidade de biomassa de raízes e seu conteúdo de N. Considerando-se o *pool* de nitrogênio, na camada de 0-20 cm, de 68,6 e 59,3 kg ha⁻¹ de N, nos períodos 1 e 2, respectivamente, e a biomassa remanescente obtida (Figura 3), estima-se o aporte potencial de 19 e 17,8 kg ha⁻¹ de N para o solo, via raízes, ao final dos 512 dias de incubação, nos períodos 1 e 2, respectivamente.

Em um estudo avaliando a decomposição de raízes de capim-elefante, submetido a diferentes doses de N, Silva et al. (2015) estimaram que quantidades de 87, 120 e 131 kg N ha⁻¹ poderiam ser liberadas pelas raízes, na camada de 0-20 cm de profundidade, após 512 dias de incubação, em pastos adubados com as doses 0, 150 e 300 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Esses autores relataram que diferentes fatores podem ter favorecido a decomposição e a liberação de N para a solução do solo, tais como mais baixa relação lignina:N das amostras incubadas, cuja variável se relaciona negativamente com a decomposição, acúmulo de nutrientes no solo proporcionado por adubações anteriores, e, médias de temperatura mais elevadas observadas na região de Pernambuco.

4.2. Estoque de carbono no solo

A oclusão da MO particulada nos agregados do solo e a adsorção da MO na superfície de minerais constituem os principais mecanismos pelos quais o C orgânico se mantém retido nos solos (Witzgall et al., 2021). Avaliando o estoque de C em diferentes camadas de solo, observou-se que, em 2019, embora não tenha havido diferença no estoque de C na matéria orgânica particulada (EC-MOP), entre as profundidades, houve uma tendência ao maior EC na camada de 0-5 cm, em relação à camada de 5-10 cm. Em 2020, o EC-MOP, na camada de 0-5 cm, foi pouco mais que o dobro daquele observado na camada de 10-20 cm (Figura 9). Resultados semelhantes foram relatados por Rocci et al. (2021), em meta-análise, que observaram maior EC-MOP na camada mais superficial (0-10 cm), comparada à camadas mais profundas (10-30 cm e > 30 cm). Esses resultados se devem à estreita relação existente entre a deposição de matéria orgânica de origem vegetal e o EC-MOP no solo (Chen et al., 2018).

Esperava-se que os pastos de capim-braquiária adubados e aqueles consorciados com calopogônio apresentassem maior eficiência em estocar C, devido a maior produção de matéria seca e deposição de resíduos orgânicos no solo, tendo em vista a maior susceptibilidade da MOP às práticas de manejo impostas, o que não foi observado em dois anos de estudo. A baixa proporção de calopogônio (11,3 e 9,6%, em 2019 e 2020, respectivamente) nessas áreas pode ter contribuído para a ausência de efeito do pasto consorciado. Além disso, em estudo conduzido na mesma área, nos anos de 2017 e 2018, Chaves (2020) não observou diferença na biomassa de serrapilheira depositada entre os diferentes sistemas de cultivo, o que possivelmente se repetiu no presente estudo.

A matéria orgânica aderida a minerais (MOAM), por sua vez, é constituída por moléculas ou fragmentos microscópicos de MO que foram extraídos do material vegetal pela ação da água, ou foram transformadas quimicamente por meio da ação dos organismos do solo (Lavalee et al., 2019). Assim, o maior volume de chuva (1.784 mm), observado em 2020, além de favorecer a mineralização da MO, pode ter contribuído para o carregamento de fragmentos de MO, fazendo com que houvesse maior estoque de C na MOAM.

O estoque de C na MOAM foi de duas a seis vezes maior que aquele observado na MOP, independentemente da profundidade de solo. Esse comportamento foi semelhante ao reportado por Witzgall et al. (2021), que avaliaram solos argilosos e arenosos e, em ambos, observaram maior estoque de C na MOAM. Em solos argilosos, como o do presente estudo, maior estoque de C na MOAM se deve à proteção física conferida à MO pelos microagregados de argila e de silte, bem como à relação da MO com minerais de carga variável, o que lhe confere estabilidade química (Bayer et al., 2006).

Avaliando o estoque de C no solo total (MOP+MOAM) podemos observar que, em 2019, houve maior estoque de C na camada de solo mais profunda (10-20 cm), e menor na camada superficial (0-5 cm). Já em 2020, o EC-Solo não diferiu entre essas duas profundidades (Figura 9). Entretanto, vale ressaltar que, a camada de 10-20 cm possui o dobro da espessura das demais camadas avaliadas, o que pode ter superestimado seu resultado.

Quando avaliado o efeito de ano sobre o EC-Solo, maior estoque foi observado em 2020 (Figura 10). Isso ocorreu devido ao processo de decomposição mais acelerado, que foi favorecido pela maior precipitação ocorrida nesse período, aumentando o estoque de C na fração da matéria orgânica que se encontra em estágio de decomposição mais avançado, a MOAM.

5. CONCLUSÕES

A mineralização de material orgânico proveniente da serrapilheira de raízes, apesar de não ter sido afetada pelos sistemas de cultivo, apresenta potencial aporte médio de 18,4 kg ha⁻¹ de N, após 512 dias, em solo argiloso e com elevado teor de MO. Isso implica dizer que, em áreas de solo arenosos e mais baixos teores de MO, espera-se ganhos ainda maiores, via decomposição radicular.

Nos dois anos de estudo, ocorreu estoque de C até três vezes maior na MOAM do que na MOP, nas camadas de solo estudadas, uma vez que a MOAM corresponde à fração de solo mais estável e, portanto, responsável pelo armazenamento de C por longos períodos.

REFERÊNCIAS

- AOAC (2005) *Official method of Analysis*. 18th Edition, Association of Officiating Analytical Chemists, Washington DC, Method 935.14 and 992.24.
- Austin AT, Ballaré CL (2010) Dual role of lignin in plant litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Proc Natl Acad Sci USA* 107: 4618–4622. doi: 10.1073/pnas.0909396107 PMID
- Averill, C., & Waring, B. (2018). Nitrogen limitation of decomposition and decay: How can it occur? *Global change biology*, 24(4), 1417-1427. <https://doi.org/10.1111/gcb.13980>
- Bayer, C., Mielniczuk, J., Giasson, E., Martin-Neto, L., & Pavinato, A. (2006). Tillage effects on particulate and mineral-associated organic matter in two tropical Brazilian soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 37(3-4), 389-400. <https://doi.org/10.1080/00103620500446928>
- Beidler, K. V., & Pritchard, S. G. (2017). Maintaining connectivity: understanding the role of root order and mycelial networks in fine root decomposition of woody plants. *Plant and soil*, 420(1), 19-36. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3393-8>
- Berg, B., & Matzner, E. (1997). Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. *Environmental Reviews*, 5(1), 1-25. <https://doi.org/10.1139/a96-017>
- Blanco-Canqui, H., & Lal, R. (2004). Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical reviews in plant sciences*, 23(6), 481-504. <https://doi.org/10.1080/07352680490886842>
- Cambardella, C. A., & Elliott, E. T. (1992). Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56(3), 777-783. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>
- Castanha, C., Zhu, B., Hicks Pries, C. E., Georgiou, K., & Torn, M. S. (2017). *The effects of heating, rhizosphere, and depth on root litter decomposition are mediated by soil moisture*. *Biogeochemistry*, 137(1-2), 267–279. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0418-6>
- Chan, K. Y. (1997). Consequences of changes in particulate organic carbon in vertisols under pasture and cropping. *Soil Science Society of America Journal*, 61(5), 1376-1382. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100050013x>
- Chaves, C. S. *Diferimento de capim-braquiária adubado com nitrogênio ou consorciado com calopogônio*. 2020. Tese (Doutorado) – Curso de Zootecnia, Universidade Federal de Viçosa, 2020.
- Chen, H., Li, D., Feng, W., Niu, S., Plante, A.F., Luo, Y., Wang, K., 2018. Different responses of soil organic carbon fractions to additions of nitrogen. *European Journal of Soil Science*, 69, 1098–1104. <https://doi.org/10.1111/ejss.12716>.
- Chen, H., Mommer, L., Van Ruijven, J., De Kroon, H., Fischer, C., Gessler, A., Hildebrandt, A., Scherer-Lorenzen, M., Wirth, C. & Weigelt, A. (2017a). Plant species richness negatively

- affects root decomposition in grasslands. *Journal of Ecology*, 105(1), 209-218. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12650>
- Chen, H., Oram, N. J., Barry, K. E., Mommer, L., van Ruijven, J., de Kroon, H., ... & Weigelt, A. (2017b). Root chemistry and soil fauna, but not soil abiotic conditions explain the effects of plant diversity on root decomposition. *Oecologia*, 185(3), 499-511. <https://doi.org/10.1007/s00442-017-3962-9>
- Cotrufo, M. F., Ranalli, M. G., Haddix, M. L., Six, J., & Lugato, E. (2019). Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*, 12(12), 989-994. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6>
- Dong, L., Berg, B., Sun, T., Wang, Z., & Han, X. (2020). Response of fine root decomposition to different forms of N deposition in a temperate grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 147, 107845. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107845>
- Dubeux Jr., J. C. B.; Sollenberger, L. E.; Interrante, S. M.; Vendramini, J. M. B.; Stewart Jr., R. L. (2006). Litter decomposition and mineralization in bahiagrass pastures managed at different intensities. *Crop Science*, 46(3), 1305-1310. <https://doi.org/10.2135/cropsci2005.08-0263>
- Embrapa – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análise de solo. 3.ed. Brasília, 573p. 2017.
- Fornara, D. A., Flynn, D., & Caruso, T. (2020). Effects of nutrient fertilization on root decomposition and carbon accumulation in intensively managed grassland soils. *Ecosphere*, 11(4), e03103. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3103>
- Gang, Q., Chang, S. X., Lin, G., Zhao, Q., Mao, B., & Zeng, D. H. (2019). Exogenous and endogenous nitrogen differentially affect the decomposition of fine roots of different diameter classes of Mongolian pine in semi-arid northeast China. *Plant and Soil*, 436(1), 109-122. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-03910-0>
- Heyburn, J., McKenzie, P., Crawley, M. J., & Fornara, D. A. (2017). Long-term belowground effects of grassland management: the key role of liming. *Ecological Applications*, 27(7), 2001-2012. <https://doi.org/10.1002/eap.1585>
- Kohmann, M. M., Silveira, M. L., Brandani, C. B., & Aukema, K. (2020). Belowground biomass decomposition is driven by chemical composition in subtropical pastures and native rangelands. *Agrosystems, Geosciences & Environment*, 3(1), e20076. <https://doi.org/10.1002/agg2.20076>
- Kjeldahl, J. G. C. T. (1883). Neue methode zur bestimmung des stickstoffs in organischen körpern. *Zeitschrift für analytische Chemie*, 22(1), 366-382.
- Koppen, W. *Climatologia*. Buenos Aires: Gráfica panamericana, 1948. 478p.
- Lavallee, J. M., Soong, J. L., & Cotrufo, M. F. (2019). Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, 26(1), 261-273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
- McCormack, M. L., Dickie, I. A., Eissenstat, D. M., Fahey, T. J., Fernandez, C. W., Guo, D. L., Helmisaari, H-S., Hobbie, E. A., Iversen, C. M., Jackson, R. B., Leppälammı-Kujansuu, J., Norby, R.J., Phillips, R. P., Pregitzer, K. S., Pritchard, S. G., Rewald, B., Zadworny, M. (2015). Redefining fine roots improves understanding of below-ground contributions to

- terrestrial biosphere processes. *New Phytologist*, 207(3), 505-518. <https://doi.org/10.1111/nph.13363>
- Mikha, M.M., G.W. Hergert, J.G. Benjamin, J.D. Jabro, and R.A. Nielsen. 2017. Soil organic carbon and nitrogen in long-term manure management system. *Soil Science Society of America Journal*. 81:153. doi:10.2136/sssaj2016.04.0107
- Ribeiro, A. C. (1999). Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5. Aproximação. Comissão de fertilidade do solo do estado de Minas Gerais.
- Rocci, K. S., Lavallee, J. M., Stewart, C. E., & Cotrufo, M. F. (2021). Soil organic carbon response to global environmental change depends on its distribution between mineral-associated and particulate organic matter: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 793, 148569. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148569>
- Santos, E. R., Dubeux Jr, J. C., Menezes, R. C., Mackowiak, C. L., Sollenberger, L. E., Ruiz-Moreno, M., ... & Queiroz, L. M. (2019). Particulate Soil Organic Matter in Bahiagrass–Rhizoma Peanut Mixtures and Their Monocultures. *Soil Science Society of America Journal*, 83(3), 658-665. <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.11.0445>
- Santos, H. G., Jacomine, P. K. T., Anjos, L. H. C., Oliveira, V. A., Lumberras, J. F., Coelho, M. R., ... & Cunha, T. J. F. (2018). *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília, DF: Embrapa, 2018.
- Silva, H. M. S.; Dubeux Jr., J. C. B.; Silveira, M. L.; Freitas, E. V.; Santos, M. V. F.; Lira, M. A. (2015). Stocking rate and nitrogen fertilization affect root decomposition of elephantgrass. *Agronomy Journal*, 107(4), 1331-1338. <https://doi.org/10.2134/agronj14.0618>
- Soussana, J. F., & Lemaire, G. (2014). Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 9-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>
- Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., ... Zimmermann, M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 80–99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
- Totsche, K. U., Amelung, W., Gerzabek, M. H., Guggenberger, G., Klumpp, E., Knief, C., ... & Kögel-Knabner, I. (2018). Microaggregates in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 181(1), 104-136. <https://doi.org/10.1002/jpln.201600451>
- Ussiri, D.A.N., R. Lal, and P.A. Jacinthe. 2006. Soil properties and carbon sequestration of afforested pastures in reclaimed minesoils of Ohio. *Soil Science Society of America Journal*, 70:1797. doi:10.2136/sssaj2005.0352
- Van Soest, P. V., Robertson, J. B., & Lewis, B. A. (1991). Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and non-starch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of dairy science*, 74(10), 3583-3597. doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(91)78551-2
- Weil, R. R., & Brady, N. C. (2017). *The nature and properties of soils* 15th (edn).
- Witzgall, K., Vidal, A., Schubert, D. I., Höschen, C., Schweizer, S. A., Buegger, F., ... & Mueller, C. W. (2021). Particulate organic matter as a functional soil component for persistent soil

organic carbon. *Nature communications*, 12(1), 4115. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-24192-8>

Xia, M., Talhelm, A. F., & Pregitzer, K. S. (2018). Long-term simulated atmospheric nitrogen deposition alters leaf and fine root decomposition. *Ecosystems*, 21(1), 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0130-3>

Zhao H, Huang G, Li Y, Ma J, Sheng J, Jia H, et al. (2015) Effects of Increased Summer Precipitation and Nitrogen Addition on Root Decomposition in a Temperate Desert. *PLoS ONE* 10 (11): e0142380. doi:10.1371/journal.pone.0142380