

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**EFEITO DE DOSES DE NITROGÊNIO SOBRE A PRODUÇÃO
E DECOMPOSIÇÃO DE LITEIRA E DAS FRAÇÕES DE C DO
SOLO EM PASTOS DE CAPIM-MARANDU**

Autor: Ariana Desie Toniello
Zootecnista

2019

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**EFEITO DE DOSES DE NITROGÊNIO SOBRE A PRODUÇÃO
E DECOMPOSIÇÃO DE LITEIRA E DAS FRAÇÕES DE C DO
SOLO EM PASTOS DE CAPIM-MARANDU**

Discente: Ariana Desie Toniello

Orientadora: Profa. Dra. Ana Cláudia Ruggieri

Coorientador: Dr. Abmael da Silva Cardoso

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Campus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Zootecnia.

2019

FICHA CATALOGRÁFICA

T665e

Toniello, Ariana Desie

Efeito de doses de nitrogênio sobre a produção e decomposição de
liteira e das frações de carbono do solo em pastos de capim-marandu
/ Ariana Desie Toniello. -- Jaboticabal, 2019

77 p. : il., tabs., fotos

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal

Orientadora: Ana Cláudia Ruggieri

Coorientador: Abmael da Silva Cardoso

1. Adubação nitrogenada. 2. Ciclagem de nutrientes. 3. Matéria
orgânica. 4. Pastagem. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de
Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

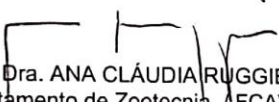
TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: EFEITO DE DOSES DE NITROGÊNIO SOBRE A PRODUÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DE LITEIRA E DAS FRAÇÕES DE C DO SOLO EM PASTOS DE CAPIM-MARANDU

AUTORA: ARIANA DESIE TONIELLO

ORIENTADORA: ANA CLÁUDIA RUGGIERI

COORIENTADOR: ABMAEL DA SILVA CARDOSO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em ZOOTECNIA, pela Comissão Examinadora:


Profa. Dra. ANA CLÁUDIA RUGGIERI
Departamento de Zootecnia / FCAV / UNESP - Jaboticabal

p/ 
Prof. Dr. DANIEL RUME CASAGRANDE (Videoconferência)
Departamento de Zootecnia-UFLA / Lavras/MG


Prof. Dr. NEWTON LA SCALA JUNIOR
Departamento de Ciências Exatas / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Jaboticabal, 01 de março de 2019

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

Ariana Desie Toniello, nascida em Pitangueiras – São Paulo em 29 de janeiro de 1993, filha de João Marcelo Toniello, engenheiro agrônomo e Mariela Fonzar Desie, arquiteta. Graduiu em Zootecnia, no ano de 2016, pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP - Campus de Jaboticabal. Realizou intercâmbio em Melbourne - Austrália, financiado pela CAPES, em setembro de 2013, onde residiu por um ano e meio. Realizou sua iniciação científica no ano de 2015, financiada pelo CNPq, no Setor de Forragicultura e Pastagens da Unesp – Campus de Jaboticabal.

EPÍGRAFE

“Viver em paz para morrer em paz! Viver em paz não é viver sem problemas, sem atribulações, sem tormentas. Viver em paz é viver com a clareza de estar fazendo o que precisa ser feito, ou seja, não apequenar a própria vida e nem a de outra pessoa, ou qualquer outra vida. Viver em paz é repartir amizade, lealdade, fraternidade, solidariedade, vitalidade.

Morrer em paz é poder ter-se livrado das tentações da futilidade de muitos propósitos, recusado a atração pela vacuidade de intenções e afastado a indecência de uma vida apequenada, infértil e desértica. “

Mário Sérgio Cortella.

DEDICATÓRIA

*Ao homem da minha vida, Alexandre Polachini, que em nenhum momento
me deixou desanimar ou desistir.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, aos meus pais, Mariela e João Marcelo, que sempre me apoiaram nessa intensa jornada acadêmica, em especial a minha mãe, a mulher que eu tenho como exemplo para minha vida e que sempre me motivou a prosseguir nos meus estudos.

Agradeço aos meus avós, Nilza e Mazim, por terem acreditado sempre no meu potencial, que nem eu mesma sabia que tinha.

Agradeço a minha avó Lúcia (*in memoriam*), que, mesmo de longe, me acompanha em todos os dias de minha vida, me guardando e me regendo. Tenho certeza disso.

Agradeço aos meus sogros, Iara e Alexandre, por terem me acolhido e ajudado em todas as vezes que precisei, e por me tratarem como uma terceira filha.

Agradeço ao meu fiel companheiro, Batman, meu filho, que esteve firme ao meu lado, em todas (sem exceção) as longas manhãs e tardes de muito estudo e apreensão. Você consegue me acalmar com o olhar, obrigada por existir em minha vida.

Agradeço os meus colegas de trabalho do Setor de Forragem da FCAV, Abmael, Carol, Mariane, Vanessa, Andressa, Thais, Débora, Zé, Devasso, Marina, Diego e Rony, que sempre estiveram prontos para me auxiliar em tudo, em especial, agradeço a Thais que esteve presente em todas as coletas desde que chegou a FCAV e me salvou em muitos momentos e, ao Abmael, aquele que me fez enxergar que para se “aventurar” na vida acadêmica não é preciso apenas vontade, mas também, coragem. Obrigada por ter sido a pessoa que me encorajou a entrar nesse universo de informações tão ricas e necessárias e, além disso, obrigada por sempre ter me instigado a querer saber sempre mais sobre as coisas. A pesquisa é algo precioso, e se hoje entendo isso, devo a você!

Agradeço, também, aos estagiários do Setor de Forragicultura, Pedro, Rodolfo, Victor, Gustavo, Amanda e Lourene, por toda ajuda concedida quando precisei.

Agradeço, a minha orientadora, Ana Claudia, que sempre teve paciência e carinho (de mãe) com todos os seus orientados, e ao professor Ricardo Reis, que sempre colaborou com meu aprendizado, desde a graduação até os dias de hoje. Agradeço, também, ao professor Newton que aceitou o convite para participação na minha banca e pelas colaborações para desenvolvimento do trabalho.

Agradeço, finalmente, a minha tão amada UNESP, a agência de fomento, FAPESP, por financiar o Projeto Temático (2015/16631-5), no qual o meu projeto de pesquisa está inserido. O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

1.1 Introdução.....	1
1.2 Revisão de literatura.....	2
1.3 Referências.....	9

CAPÍTULO 2 – PRODUÇÃO, DECOMPOSIÇÃO E DECOMPOSIÇÃO QUÍMICA DE LITEIRA

2.1 Introdução.....	14
2.2 Materiais e métodos.....	16
2.2.1 Área experimental.....	16
2.2.2 Manejo da pastagem.....	18
2.2.3 Histórico da área.....	20
2.2.4 Delineamento experimental.....	22
2.2.5 Estimativa de produção e taxa de decomposição da liteira.....	23
2.2.5.1 Experimento 1 – Produção e taxa de decomposição de liteira avaliados pelo método dos quadrados.....	23
2.2.5.1.1 Cálculos da produção e taxa de decomposição.....	23
2.2.5.1.2 Análise química da liteira produzida.....	24
2.2.5.2 Experimento 2 - Decomposição da liteira de pastos de capim-marandu avaliada através dos <i>litter bags</i>	24
2.2.5.2.1 Cálculo da decomposição da liteira incubada.....	25
2.2.5.2.2 Análise química da liteira coletada nos diferentes tempos.....	25
2.2.6 Análise estatística da produção de liteira.....	26
2.2.7. Análise estatística da decomposição de liteira através dos <i>litter bags</i>	26
2.3 Resultados e discussão.....	26
2.3.1 Produção e decomposição avaliada pela metodologia dos	

quadradros.....	26
2.3.2 Decomposição de liteira avaliada pela metodologia dos <i>litter bags</i>	35
2.4 Conclusão.....	46
2.5 Referências.....	47

CAPÍTULO 3 – CARBONO DAS FRAÇÕES ESTÁVEIS E INSTÁVEIS DE UM SOLO DE PASTAGEM DE CAPIM-MARANDU

3.1 Introdução.....	54
3.2 Materiais e métodos.....	56
3.2.1 Área experimental.....	56
3.2.2 Manejo da pastagem.....	58
3.2.3 Histórico da área.....	59
3.2.4 Delineamento experimental.....	60
3.2.5 Coletas de solo.....	61
3.2.6 Quantificação do C das frações estáveis e instáveis da MOS.....	62
3.2.4.1 Carbono orgânico total (COT).....	62
3.2.4.2 Carbono das substâncias húmicas (C-SH).....	62
3.2.4.3 Carbono solúvel (C-S).....	64
3.2.4.4 Carbono lábil (C-lábil).....	65
3.2.4.5 Carbono da biomassa microbiana (C-BMS).....	66
3.2.6 Análise estatística.....	67
3.3 Resultados e discussão.....	67
3.4 Conclusão.....	72
3.5 Referências.....	72

EFEITO DE DOSES DE NITROGÊNIO SOBRE A PRODUÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DE LITEIRA E DAS FRAÇÕES DE C DO SOLO EM PASTOS DE CAPIM-MARANDU

RESUMO - A prática da adubação nitrogenada quando associada ao manejo com interceptação luminosa de 95% da luz incidente no dossel forrageiro, quer seja em sistema de pastejo em lotação intermitente ou contínua, resulta em aumento na produção e qualidade de pastos de gramíneas tropicais. O objetivo desta pesquisa foi avaliar o efeito das doses da adubação nitrogenada sobre a produção e decomposição de liteira e quantificar as frações de carbono (C) do solo de uma área de pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Marandu, manejada em lotação contínua e carga variável, com o intuito de manter a altura do pasto em 25 cm. Os tratamentos consistiram nas aplicações de nitrogênio (N) na forma de ureia: 0, 90, 180 e 270 kg N/ha. O delineamento estatístico utilizado foi inteiramente casualizado (DIC) com cinco repetições. Foi avaliada a produção e decomposição de liteira utilizando a metodologia dos quadrados a cada 14 dias. A decomposição da liteira e dos nutrientes também foi avaliada utilizando a técnica dos sacos de nylon nos tempos 4, 8, 16, 32, 64, 128 e 256 dias. Houve interação significativa ($P < 0.05$) entre sazonalidade e produção e decomposição de liteira, porém, os efeitos das doses de N foram observados apenas em alguns meses. Tanto as doses quanto os dias de coleta influenciaram significativamente na decomposição da biomassa e dos nutrientes da liteira incubada. Os teores de FDN, FDA e cinzas permaneceram estáveis durante o período de incubação e a quantidade de lignina aumentou. O teor de C e a relação C/N da liteira diminuíram no início e depois se estabilizaram. O teor de N aumentou no início e se manteve estável após a coleta do dia 64. Os maiores valores de relação lignina/N foram verificados para o tratamento controle (0 kg N/ha). Não houve interação significativa ($P > 0.05$) entre as doses de N e o carbono orgânico total (COT) na camada de 10-20 cm do solo e na camada de 0-10 cm houve efeito quadrático. Nas frações instáveis da matéria orgânica do solo (MOS), os efeitos das doses de N variaram entre linear, cúbico e não significativos, dependendo da profundidade. Nas frações estáveis da MOS, houve interações não significativas e lineares, dependendo da fração analisada. A aplicação de N acelera a decomposição da liteira, a ciclagem de nutrientes e, aumenta a porcentagem de C no solo.

Palavras-chave: Adubação nitrogenada, ciclagem de nutrientes, matéria orgânica, pastagem

EFFECT OF NITROGEN DOSES ON LITTER PRODUCTION AND DECOMPOSITION AND THE SOIL C FRACTIONS IN MARANDU GRASS PASTURES

ABSTRACT – The nitrogen fertilization technic when combined with 95% of light interception on the forage canopy management, whether in intermittent or continuous grazing system, results in an increase in the production and quality of tropical grasslands. The objective of this research was to evaluate the effect of nitrogen fertilization rates on litter production and decomposition and to quantify soil carbon (C) fractions of a *Brachiaria brizanta* cv Marandu pasture area, managed in continuous stocking and variable load, in order to maintain the grass height in 25 cm. The treatments consisted of N applications in the form of urea: 0, 90, 180 and 270 kg N/ha. The statistical design was a DIC with five replicates. The litter production and decomposition was evaluated using the squared methodology every 14 days. The litter and nutrients decomposition was also evaluated using nylon bags at times, 4, 8, 16, 32, 64, 128 and 256 days. There was significant interaction ($P < 0.05$) between seasonality and litter production and decomposition, however, the effects of N doses were observed only in a few months. Both the doses and the days of collection influenced significantly the decomposition of biomass and the nutrients of the incubated litter. The contents of NDF, ADF and ash remained stable during the incubation period and the amount of lignin increased. The C content and the C / N ratio of litter decreased at the beginning and then stabilized. N content increased at the first moment and remained stable after day 64 collection. The highest values of lignin / N ratio were verified for the control treatment. There was no significant interaction ($P > 0.05$) between the N rates and the total organic carbon (TOC) in the 10-20 cm soil layer and the 0-10 cm layer had a quadratic effect. In the unstable fractions of soil organic matter (SOM), the effects of N doses varied between linear, cubic and non-significant, depending on depth. In the stable fractions of SOM, there were non-significant and linear interactions, depending on the fraction analyzed. Increasing the N dose accelerates litter decomposition and nutrient cycling, it also increases soil C stocks.

Key words: Nitrogen fertilization, nutrient cycling, organic matter, pasture

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2 - PRODUÇÃO, DECOMPOSIÇÃO E COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE LITEIRA

Tabela 2.1. Análise química do solo da área de cada tratamento.....17

Tabela 2.2. Resumo das adubações realizadas na área desde 2006.....20

CAPÍTULO 3 – CARBONO DAS FRAÇÕES ESTÁVEIS E INSTÁVEIS DO SOLO

Tabela 3.1. Análise química do solo da área estudada por tratamento.....57

Tabela 3.2. Resumo das adubações realizadas na área desde 2006.....59

Tabela 3.3. Carbono orgânico total (COT) em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de nitrogênio.....68

Tabela 3.4. Frações de carbono instáveis do solo em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de nitrogênio.....69

Tabela 3.5. Frações de carbono estáveis do solo em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de nitrogênio.....71

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

Figura 1.1 Fracionamento das substâncias húmicas do solo através de extração acidobásica.....	8
---	---

CAPÍTULO 2 - PRODUÇÃO, DECOMPOSIÇÃO E COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE LITEIRA

Figura 2.1. Médias mensais de precipitação e temperaturas na UNESP – Campus de Jaboticabal para o período de janeiro 2018 a dezembro de 2018.....	16
Figura 2.2 Estimativa da massa de forragem existente nos pastos de capim-marandu no ano de 2018 nos respectivos tratamentos (0, 90, 180 e 270 kg N/ha).....	19
Figura 2.3. Taxa de acúmulo de forragem nos pastos de capim-marandu no ano de 2018 nos respectivos tratamentos (0, 90, 180 e 270 kg N/ha).....	20
Figura 2.4 Vista aérea da área experimental. Piquete 1 = Tratamento 1 (0 kg N/ ha), Piquete 15 = Tratamento 2 (90 kg N/ha), Piquete 2 = Tratamento 3 (180 kg N/ha) e Piquete 21 = Tratamento 4 (270 kg N/ha).....	22
Figura 2.5 Avaliações mensais de liteira existente (g/m ²) em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) e efeito das doses de N.....	28
Figura 2.6 Avaliações mensais de liteira depositada em períodos de 28 dias em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) e efeito das doses de N.....	29
Figura 2.7 Taxa de decomposição de liteira (g/gMO.dia ⁻¹) para cada tratamento em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha).....	31
Figura 2.8 Taxa média de decomposição avaliada mês a mês em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) (P=0.002).....	32

Figura 2.9 Quantidade de MO contida na liteira depositada de pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) e efeito das doses de N.....	33
Figura 2.10 Quantidade de MO contida na liteira existente de pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) e efeito das doses de N.....	33
Figura 2.11 Quantidade de cinzas contida na liteira depositada de pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) e efeito das doses de N.....	34
Figura 2.12 Quantidade de cinzas contida na liteira existente de pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) e efeito das doses de N.....	35
Figura 2.13 Biomassa de liteira remanescente incubada em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de N.....	37
Figura 2.14 Média entre os tratamentos da composição química da liteira nos diferentes tempos de coleta utilizando a metodologia <i>litter bag</i>	39
Figura 2.15 Média entre os tratamentos dos teores de C e N, relações C/N e Lig/N da liteira nos diferentes tempos de coleta utilizando a metodologia <i>litter bag</i>	41
Figura 2.16 Modelo linear platô da estabilidade da quantidade de C contida na MS da liteira nos diferentes tempos de coleta em função da adubação de capim-marandu com doses de N	42
Figura 2.17 Modelo linear platô da estabilidade da quantidade de N contida na MS da liteira nos diferentes tempos de coleta em função da adubação de capim-marandu com doses de N.....	43
Figura 2.18 Modelo linear platô da estabilidade da relação C/N da liteira nos diferentes tempos de coleta em função da adubação de capim-marandu com doses de N.....	44
Figura 2.19 Modelo linear platô da estabilidade da relação lignina/N da liteira nos diferentes tempos de coleta em função da adubação de capim-marandu com doses de N.....	45

CAPÍTULO 3 – CARBONO DAS FRAÇÕES ESTÁVEIS E INSTÁVEIS DO SOLO

Figura 3.1 Médias mensais de precipitação e temperaturas na UNESP – Campus de Jaboticabal para o período de janeiro 2018 a dezembro de 2018.....56

Figura 3.2 Vista aérea da área experimental. Piquete 1 = Tratamento 1 (0 kg N/ ha), Piquete 15 = Tratamento 2 (90 kg N/ha), Piquete 2 = Tratamento 3 (180 kg N/ha) e Piquete 21 = Tratamento 4 (270 kg N/ha).....61

CAPÍTULO 1 – Considerações Gerais

1.1 Introdução

As forrageiras tropicais, utilizadas nas pastagens do Brasil central, são consideradas o principal alimento componente das dietas ruminantes (MOSER et al., 2004). Principalmente no Brasil, onde a maior produção de carne é proveniente de animais terminados a pasto. Porém, um dos obstáculos dessa produção são os solos dessas áreas que, geralmente, não são muito férteis e, dificilmente, são fertilizados, fatores que prejudicam a ciclagem de nutrientes e, portanto, a produção de forragem (BODDEY et al. 2004).

A adubação nitrogenada é uma prática que vem sendo empregada em larga escala na produção de forragens tropicais, além de aumentar a produção de massa (PINHO COSTA et al., 2008), o N aumenta a decomposição do resíduo orgânico que recobre o solo (DE SÁ et al., 2000), dessa forma, reciclando mais nutrientes e provendo mais energia para a microbiota do solo em forma de C.

A entrada de C no sistema solo-planta acontece através da decomposição dos resíduos orgânicos pelos micro-organismos, por outro lado, os organismos heterótrofos do solo utilizam o C e disponibilizam nutrientes para o solo. A atividade decompositora realizada pelos organismos heterótrofos do solo, tem como resultado a formação de água, energia e CO₂. Assim, parte do C que entra no sistema como CO₂ nos processos fotossintéticos, é eliminado, também, na forma CO₂, proveniente da respiração dos micro-organismos e das raízes (YIQI & ZHOU, 2010).

Porém, nem todo C que entra no sistema volta para a atmosfera. Os solos podem ser considerados reservatórios de C quatro vezes maior que as comunidades vegetais e aproximadamente três vezes maior que a atmosfera (LIMA et al., 2012), portanto, esse elemento se torna de grande relevância para os estudos na área de gases estufa. Estudos relacionados a quantificação da produção e a taxa de decomposição da liteira e ciclagem

de nutrientes em pastagens vem sendo realizados visando o melhor entendimento de processos de acúmulo de C no solo. O objetivo desse trabalho foi avaliar os efeitos das doses de N na produção e decomposição da liteira e nos teores de C das frações estáveis e instáveis da MOS de pastagens de capim-marandu.

1.2 Revisão de Literatura

Por conta de sua vasta extensão e condições climáticas favoráveis, as atividades agropecuárias desenvolvidas no Brasil sempre tiveram grande importância econômica e ambiental, o que contribuiu com o atual destaque na cadeia produtiva de carne. O país conta com um rebanho de aproximadamente 215 milhões de cabeças (IBGE, 2017), sendo a maioria desses animais terminados em pastagens. Frente essa situação, o manejo do pastejo deve ser realizado de forma que o sistema solo-planta-animal consiga se manter produtivo. Portanto, o conhecimento da produção de massa de forragem, e do ajuste da taxa de lotação, em função da adequada oferta de forragem, são critérios fundamentais que determinarão a eficiência de utilização da forragem pelo animal e, conseqüentemente, as perdas do pastejo (REIS et al., 2009).

O manejo da pastagem é uma atividade que influencia no aparecimento, crescimento e mortalidade de perfilhos, o que definirá a estrutura do dossel, o acúmulo de forragem e a subsequente oferta de forragem para os animais. O manejo da pastagem envolve diversas técnicas, as quais tem como finalidade o consumo de forragem de qualidade, principalmente tecido foliar, pelos animais, de forma que a área foliar residual fotossinteticamente ativa seja respeitada, a fim de que a planta se reestabeleça para um próximo ciclo (REIS et al., 2013). Nos últimos anos, estudos foram realizados em pastagens de forrageiras tropicais (BARBERO et al., 2015; CASAGRANDE et al., 2011; REIS et al., 2013; VIEIRA et al., 2017), utilizando a altura do pasto, associada a fertilização nitrogenada, e suplementação como estratégias de manejo, a fim de potencializar o ganho

animal por área, através da taxa de lotação adequada de acordo com a produção de massa e da oferta de forragem.

As plantas, após a desfolha do pasto pelos animais, reduzem a área de interceptação luminosa e, conseqüentemente, a taxa de fotossíntese líquida. A redução da fotossíntese, diminui a quantidade de carboidratos de reserva que a planta utiliza para a rebrota (GOMIDE et al., 2002). Quando o meristema apical do perfilho é retirado em um ato de desfolha mais drástico, a formação do perfilho e de novas folhas são comprometidos (CECATO et al., 2000), sendo assim, a planta recorre às reservas da base dos colmos e das raízes para o restabelecimento de sua área foliar, culminando em uma rebrota mais demorada e atrofia radicular (GOMIDE et al., 2002).

Além do manejo da pastagem, o clima também afeta a produção do ecossistema pastoril, contribuindo com a oscilação sazonal da qualidade da forragem, sendo que em épocas chuvosas há maior produção de massa com qualidade superior comparado aos meses de seca. A estiagem nos meses de outono e inverno ocasionam aumento de material morto e da relação colmo/ folha, o que culmina em redução de consumo da planta forrageira pelos animais (REIS et al., 2012) e conseqüente aumento da massa orgânica depositada no solo. A sazonalidade que afeta a estrutura do pasto, também influencia na capacidade do animal em selecionar o seu alimento, resultando, assim, em mais ou menos perdas no pastejo (NABINGER, 1997). As perdas no pastejo, resultantes da ação dos animais em pastejo em conjunto com o material senescente que é depositado no solo formam a liteira. A decomposição desse resíduo orgânico no solo fornece grande quantidade de nutrientes para o sistema solo-planta (CORREIA & ANDRADE, 2008).

Em regiões tropicais, como no Brasil central, as espécies de gramíneas originárias da África (*Brachiaria*, *Panicum* e *Pennisetum*) foram aquelas que melhor se adaptaram. Na década de oitenta o capim-marandu, *Brachiaria brizantha* cv marandu, lançado pela Embrapa (1984), começou a ser utilizado no Brasil (ZIMMER; CORREA, 1993). Atualmente, é a espécie forrageira que ocupa a maior extensão de pastagens cultivadas no país,

compondo mais de 50% das pastagens do território nacional (DIAS-FILHO, 2006). Além de possuir elevada produção de massa nas nossas condições de solo e clima, o capim-marandu responde bem à adubação nitrogenada (CAMARÃO; SOUZA FILHO, 2005; PINHO COSTA et al., 2008).

Em pastagens onde o manejo é contínuo e não há adubação nitrogenada, o N disponível às plantas advém, quase que exclusivamente, da oxidação do substrato orgânico que recobre o solo pelos micro-organismos. Essa atividade promovida pelos micro-organismos é variável no tempo e dependente de fatores como a natureza do substrato e condições climáticas (PINHO COSTA et al., 2008). O N é o macro nutriente mais importante e limitante para o desenvolvimento das pastagens, ele desempenha papel fundamental no metabolismo das plantas, auxiliando em funções como, formação de massa e produção de energia (CECATO et al., 2000).

As práticas inapropriadas de manejo, como por exemplo, a taxa de lotação acima da capacidade suporte e ausência de fertilização, podem resultar em degradação da pastagem. Em situação de superpastejo a rebrota do pasto é insuficiente para suprir a demanda dos animais. A ciclagem de nutrientes é negativamente afetada pela falta de resíduo orgânico proveniente das perdas no pastejo (que serão mínimas), e da baixa quantidade de raízes, culminando em menor produtividade animal por área e menor acúmulo de C no solo (DIAS-FILHO, 2003). Em pesquisa realizada por Lilienfein et al. (2003) em Latossolo de pastagens do Cerrado brasileiro avaliando a sustentabilidade da pastagem, encontraram que os teores de C nas camadas superficiais do solo da pastagem produtiva e da mata nativa eram superiores aos teores de C da pastagem degradada. Eles associaram o menor teor de C a baixa concentração de raízes e a menor concentração de exsudatos liberados nessa condição.

Uma estratégia eficaz que pode ser empregada no manejo de pastagem é a fertilização nitrogenada. A fertilização nitrogenada causa grande impacto, não só na produtividade forrageira, bem como, melhora a qualidade da planta a ser consumida pelo animal. O aumento da quantidade

de N no solo proporciona benefícios à forrageira, favorecendo a emissão de folhas e, consequentemente, a ampliação da área foliar elevando a densidade de perfilhos (DA SILVA et al., 2012; WHITEHEAD, 1995) e intensifica a eficiência da utilização da água e radiação solar (LEMAIRE; CHAPMAN, 1996). A ureia é a fonte nitrogenada mais comum dentre as comercializadas no país, sendo que essa além de não causar aumento significativo do pH do solo, é de fácil manipulação e transporte, apresenta alta concentração de N (45%) e possui baixo custo comparado a outros fertilizantes nitrogenados (PRIMAVESI et al., 2004).

O emprego da adubação nas pastagens pode acarretar alterações no solo com relação a concentração e desempenho da biomassa microbiana (DELBEM et al., 2011) e também, à ciclagem de nutrientes. Em um ecossistema de pastagem, a ciclagem de nutrientes inicia-se com a liteira depositada na camada superficial do solo, a qual será decomposta pelos micro-organismos para futura utilização desses nutrientes pelas plantas. A liteira, segundo Brun et al. (2001), é o material morto em diferentes estádios de decomposição na camada superior do solo, que representa a fonte de energia necessária aos micro-organismos para realizarem suas atividades oxidativas. A maior concentração de micro-organismos do solo está nos 15-20 centímetros superiores, devido a grande oferta de nutrientes, especialmente de C. A atividade da biomassa microbiana depende de condições favoráveis do solo, como umidade, aeração, pH e temperatura (WHITE et al., 2009).

Fatores bióticos, abióticos, antrópicos e suas interações influenciam na deposição de liteira, dentre eles, podemos citar, o tipo de vegetação, clima, umidade, incidência de luz, altitude, nutrientes presentes no solo e manejo, de forma que em cada sistema a deposição de material orgânico será distinta (BRUN et al., 2001). Um dos fatores que mais influenciam na decomposição do substrato é a relação C/N. O nitrogênio funciona como um catalisador da reação de decomposição, determinando a velocidade com que ela acontece, assim sendo, resíduos com baixa relação C/N (baixo C e alto N) são decompostos mais rapidamente (DE SÁ et al., 2000). A fauna do

solo, composta por organismos invertebrados e micro-organismos, são os responsáveis pela quebra do arranjo físico e químico da liteira e da consequente ciclagem de nutrientes. Em comunidades vegetais, onde a vegetação é homogênea, como no caso das pastagens, há pouca diversidade de espécies, diminuindo a capacidade de colonização pelos micro-organismos (CORREIA & ANDRADE, 2008).

A formação da matéria orgânica do solo (MOS) acontece através da decomposição da massa senescente que recobre o solo, bem como a ciclagem de nutrientes, principalmente de C e N e a disponibilidade dos mesmos para as plantas (SANGHA; JALOTA; MIDMORE, 2006). O aumento da MOS através da prática da fertilização nitrogenada (SANTOS, 2009), torna disponível aos micro-organismos do solo uma quantidade maior de substrato para decomposição, dessa forma, intensificando a mineralização. Esse fato que ocorre em todos os biomas em diferentes intensidades, é caracterizado por um processo, no qual nutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas, como N, fósforo (P) e potássio (K), são retirados de suas moléculas orgânicas (NH_4^+ , H_2PO_4^- e SO_4^{2-}) para posterior aproveitamento (WHITE et al., 2009).

Além dos nutrientes supracitados, o C é outro elemento importante que adentra o solo durante a decomposição da cobertura vegetal morta. O C é em parte utilizado pelos micro-organismos e adicionado na biomassa microbiana, juntamente com outros elementos, o que caracteriza o processo de imobilização, tornando esses elementos indisponíveis para as plantas. Porém, com o aumento da oxidação biológica do C pelos micro-organismos, o dióxido de carbono (CO_2) é liberado no ambiente, fazendo com que parte desse C presente no solo seja perdido, caracterizando o processo como um ciclo de nutrientes (AMADO et al., 2001; WHITE et al., 2009). Por ser um gás contribuinte do efeito estufa, a liberação de CO_2 no meio agrícola e as formas de mitigação vem sendo amplamente estudadas.

Em solos de pastagens, nos quais não ocorre a prática de revolvimento, a taxa de decomposição da MOS é reduzida, cooperando com o acúmulo de C no solo, devido a não ruptura dos agregados (LIMA et al.,

2015). Além disso, em solos de regiões tropicais, com maior grau de intemperismo, há o predomínio de fração argila composta por minerais de argila 1:1, óxidos de ferro e alumínio. Esses componentes possuem elevada área de superfície específica e grande interação com os radicais orgânicos da MOS. O resultado prático dessa relação é a maior resistência à decomposição pelos micro-organismos nesses solos (PARFITT et al., 1997).

A MOS pode ser fisicamente dividida em frações leve e pesada, a primeira é composta de porções recentemente desprendidas de plantas e animais incompletamente humificadas, compondo mais de 25% da MOS de um solo de pastagem (WHITE et al., 2009). Essa fração da MOS, pode conter em torno de 10% do carbono orgânico total (COT) (SILVA; RESCK, 1997). A fração pesada da MOS, ou fração humificada, compõe um material que se adere fortemente às partículas minerais do solo, formando o complexo argila-húmus. Nessa fração da MOS, encontra-se a maioria do C presente nos solos (WHITE et al., 2009).

Além da divisão física, a MOS pode ser dividida em frações químicas, sendo elas, as substâncias não húmicas, as quais são compostos orgânicos do solo pertencentes a conjuntos bioquímicos conhecidos, como gorduras, ácidos orgânicos, aminoácidos e carboidratos; e o húmus, formado por compostos orgânicos de cor castanha a preta com elevado peso molecular, estáveis, de baixa solubilidade, estrutura irregular e fortemente ligados com a fração mineral do solo. As substâncias húmicas ainda podem ser subdivididas em ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina (Figura 1.1) quando submetidas a extração alcalina e tratamento ácido (GUERRA & SANTOS, 2008). A parte humificada da MOS denota de maior persistência no solo, influenciando na estrutura e na química do solo, bem como, auxiliando no estoque de C (SILVA & MENDONÇA, 2007).

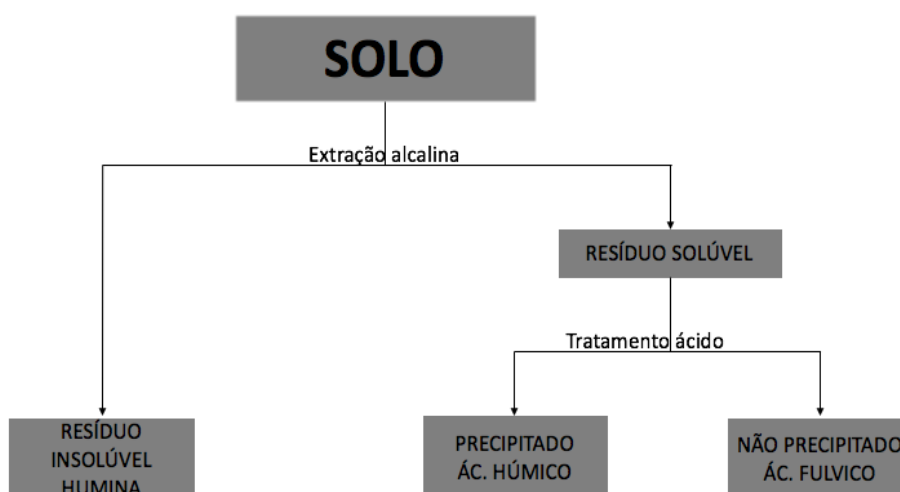


Figura 1.1 Fracionamento das substâncias húmicas do solo através de extração acidobásica.

A parcela lábil da MOS, também conhecida como matéria orgânica particulada (MOP), a qual possui alta taxa de degradação, tem como compromisso o suprimento das plantas com nutrientes mineralizados, além do fornecimento de energia aos micro-organismos (SILVA & MENDONÇA, 2007). A MOP sofre maior reciclagem das partículas orgânicas em menos tempo e manifesta variações nos teores de C a curto prazo quando o solo é submetido a manejos menos conservacionistas (ROSSI et al. 2012). Nessa fração da MOS está o C-lábil e o C-solúvel, os parâmetros que demonstram modificação mais rápido quando ocorrem mudanças na MOS (LEITE et al., 2003).

O solo pode ser considerado uma das maiores reservas de C atmosférico do planeta (LAL, 2002), podendo estar acumulado nas frações recalcitrantes ou lábeis da MOS (BAYER et al., 2004). Os estoques de C e o processo de ciclagem desse elemento são afetados com a substituição de vegetações nativas por sistemas agrícolas. A adoção de práticas como adubação, preparo do solo, consórcios entre espécies vegetais, manejo dos resíduos culturais, dentre outros, modificam a cinética do C existente entre solo e ambiente (LAL & BRUCE, 1999).

Em trabalho realizado por Souza et al. (2009) os autores mostraram que a sucessão de culturas forrageiras empregando a técnica do plantio direto apresentam eficiente capacidade em sequestrar C atmosférico. Por outro lado, Longo & Espíndola (2000) em pesquisa desenvolvida em solo amazônico e de Cerrado comparando a quantidade de COT em matas nativas e após a implantação de pastagem de *Brachiaria* spp. na mesma área, em ambas as situações, verificaram queda no teor de COT do solo das áreas estudadas.

1.3 Referências

AGÊNCIA IBGE NOTÍCIAS. **Rebanho de bovinos tem a maior expansão da série histórica.** Disponível em: <
<https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/16994-rebanho-de-bovinos-tem-maior-expansao-da-serie-historica>> Acesso em: 25 de setembro de 2018.

AMADO, T. J. C. et al. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista brasileira de ciência do solo. Campinas. Vol. 25, n. 1 (jan./mar. 2001), p. 189-197**, 2001. ISSN 0100-0683.

BARBERO, R. et al. Combining Marandu grass grazing height and supplementation level to optimize growth and productivity of yearling bulls. **Animal Feed Science and Technology**, v. 209, p. 110-118, 2015. ISSN 0377-8401.

BAYER, C. et al. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 7, p. 677-683, 2004. ISSN 1678-3921.

BODDEY, R. et al. Nitrogen cycling in *Brachiaria* pastures: the key to understanding the process of pasture decline. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 103, n. 2, p. 389-403, 2004. ISSN 0167-8809.

BRUN, E. J. et al. Relação entre a produção de serapilheira e variáveis meteorológicas em três fases sucessionais de uma floresta estacional

decidual no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 9, n. 2, p. 277-285, 2001.

CAMARÃO, A. P.; DA SILVA SOUZA FILHO, A. P. **Limitações e potencialidade do Capim-braquiário (*Brachiaria brizantha* cv. Marandu (A. Rich) Stapf.) para a Amazônia**. Embrapa Amazônia Oriental, 2005.

CECATO, U. et al. Influência da adubação nitrogenada e fosfatada na produção, na rebrota e no perfilhamento do capim-marandú (*Brachiaria brizantha* [Hochst] stapf. Cv. Marandu). **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, v. 22, p. 817-822, 2000. ISSN 1807-8672.

CORREIA, M.; ANDRADE, A. D. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, p. 137-158, 2008.

DA SILVA, T. et al. Morfogênese e estrutura de *Brachiaria decumbens* em resposta ao corte e adubação nitrogenada. **Archivos de zootecnia**, v. 61, n. 233, p. 91-102, 2012. ISSN 0004-0592.

DE SÁ, T. C. L. L. et al. Evolvimento de dióxido de carbono e mineralização de nitrogênio em Latossolo Vermelho-Escuro com diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 3, p. 581-589, 2000. ISSN 1678-3921.

DELBEM, F. C. et al. Fontes e doses de adubação nitrogenada na atividade microbiana e fertilidade do solo cultivado com *Brachiaria brizantha*. **Acta Scientiarum: Agronomy**, p. 361-367, 2011. ISSN 1807-8621.

DIAS-FILHO, M. B. D. F. **Respostas morfofisiológicas de *Brachiaria spp.* ao alagamento do solo e a síndrome da morte do capim-marandu**. Embrapa Amazônia Oriental, 2006.

DIAS-FILHO, M. B. Degradação de pastagens. **Processos, causas e estratégias de recuperação**. Belém. EMBRAPA Amazonia orientl, Brasil, 2003.

GOMIDE, C. A. D. M. et al. Fotossíntese, reservas orgânicas e rebrota do Capim-Mombaça (*Panicum maximum* Jacq.) sob diferentes intensidades de desfolha do perfilho principal. **Revista Brasileira de Zootecnia**, p. 2165-2175, 2002. ISSN 1516-3598.

GUERRA, J. G. M.; SANTOS, G. A. Métodos químicos e físicos. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Metrópole**, p. 185-198, 2008.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa da Pecuária Municipal - PPM.** <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?=&t=destaques> Acesso em: 01 de novembro de 2018.

LAL, R. The potential of soils of the tropics to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. **Advances in Agronomy**, v. 76, p. 2-31, 2002. ISSN 0065-2113.

LAL, R.; BRUCE, J. The potential of world cropland soils to sequester C and mitigate the greenhouse effect. **Environmental Science & Policy**, v. 2, n. 2, p. 177-185, 1999. ISSN 1462-9011.

LEITE, L. et al. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em Argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 5, p. 821-832, 2003. ISSN 0100-0683

LEMAIRE, G.; CHAPMAN, D. Tissue flows in grazed plant communities. The ecology and management of grazing systems. Wallingford: CAB International, p. 3-36, 1996.

LILIENFEIN, J. et al. Soil fertility under native cerrado and pasture in the Brazilian savanna. **Soil Science Society of America Journal**, v. 67, n. 4, p. 1195-1205, 2003. ISSN 1435-0661.

LIMA, M. A. et al. Estoque de carbono com base no levantamento de solos do Brasil In: ELAINE CRISTINA CARDOSO FIDALGO, V. D. M. B., PAULO GUILHERME SALVADOR WADT, MAURICIO RIZZATO COELHO, BEATA EMOKE MADARI, PEDRO LUIZ DE OLIVEIRA DE ALMEIDA MACHADO (Ed.). Estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira. 3. Brasília, DF: Embrapa, 2015. cap. 1, ISBN 978-85-7035-451-8.

LIMA, M. A. et al. Estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira. Brasília, DF: Embrapa, 2012.

LONGO, R.; ESPÍNDOLA, C. C-orgânico, N-total e substâncias húmicas sob influência da introdução de pastagens (*Brachiaria* sp.) em áreas de Cerrado e Floresta Amazônica. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 24, n. 4, 2000. ISSN 0100-0683.

MOSER, L. E.; BURSON, B. L.; SOLLENBERGER, L. E. Warm-season (C 4) grass overview. **Warm-season (C4) grasses**, n. warmseasonc4gra, p. 1-14, 2004. ISSN 0891182373.

NABINGER, C. Eficiência do uso de pastagens: disponibilidade e perdas de forragem. **Simpósio sobre manejo da pastagem**, v. 14, p. 213-251, 1997.

PARFITT, R. et al. Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. **Geoderma**, v. 75, n. 1-2, p. 1-12, 1997. ISSN 0016-7061.

PINHO COSTA, K. A. D. et al. Doses e fontes de nitrogênio em pastagem de capim-marandu: I-alterações nas características químicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 4, 2008. ISSN 0100-0683.

PRIMAVESI, A. C. et al. Adubação nitrogenada em capim-Coastcross: Efeitos na extração de nutrientes e recuperação aparente do nitrogênio. **Embrapa Pecuária Sudeste-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2004.

REIS, R. A. et al. Suplementação como estratégia de produção de carne de qualidade em pastagens tropicais. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, p. 642-655, 2012. ISSN 1519-9940.

REIS, R. A. et al. Suplementação da dieta de bovinos de corte como estratégia do manejo das pastagens. **Revista Brasileira de Zootecnia**, p. 147-159, 2009. ISSN 1516-3598.

REIS, R. A.; BERNARDES, T. F.; SIQUEIRA, G. R. Forragicultura: ciência, tecnologia e gestão dos recursos forrageiros. **Jaboticabal: Gráfica Multipress**, 2013.

ROSSI, C. Q. et al. Frações lábeis da matéria orgânica em sistema de cultivo com palha de braquiária e sorgo. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, n. 1, p. 38-46, 2012. ISSN 1806-6690.

SANGHA, K. K.; JALOTA, R. K.; MIDMORE, D. J. Litter production, decomposition and nutrient release in cleared and uncleared pasture

systems of central Queensland, Australia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 2, p. 177-189, 2006. ISSN 1469-7831.

SANTOS, P. Uso estratégico de fertilizantes nitrogenados em sistemas de produção animal em pastagens. Embrapa Pecuária Sudeste-Artigo em anais de congresso (ALICE), 2009, In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DE PASTAGEM, 25., 2009, Piracicaba, SP. Intensificação de sistemas de produção animal em pasto-anais. Piracicaba: FEALQ, 2009. p. 151-162.

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, p. 1017, 2007.

SILVA, J. D. et al. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M. A. T.; HUNGRIA, M. (Ed.). *Biologia dos solos do cerrado*. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1997. p. 465-524.

SOUZA, E. D. D. et al. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista brasileira de ciência do solo. Campinas. Vol. 33, n. 6 (nov./dez. 2009), p. 1829-1836**, 2009. ISSN 0100-0683.

VIEIRA, B. R. et al. Ingestive behavior of supplemented Nellore heifers grazing palisadegrass pastures managed with different sward heights. **Animal Science Journal**, v. 88, n. 4, p. 696-704, 2017. ISSN 1344-3941.

WHITE, R. E. **Princípios e práticas da ciência do solo: o solo como um recurso natural**. Organização Andrei Editora, 2009. ISBN 8574763780.

WHITEHEAD, D. C. *Grassland nitrogen*. CAB international, p. 397, 1995. ISBN 0851989152.

YIQI, L.; ZHOU, X. **Soil respiration and the environment**. Elsevier, 2010. ISBN 0080463975.

ZIMMER, A.; CORRÊA, E. A pecuária nacional, uma pecuária de pasto? **Encontro sobre recuperação de pastagens**, v. 1, 1993.

CAPÍTULO 2 – Produção, decomposição e composição química da liteira existente em pastos de capim-marandu

2.1 Introdução

A liteira das pastagens é uma fonte essencial de nutrientes ao solo nos ecossistemas pastoris. Isso porque as liteiras fornecem carbono, utilizado como fonte de energia, para os micro-organismos, servindo de substrato para as atividades oxidativas e, além disso, previnem erosões (SANGHA; JALOTA; MIDMORE, 2006). Em pastagens intensivamente manejadas, principalmente em regiões quentes, a liteira influencia diretamente a dinâmica de nutrientes no solo e, portanto, na produção e persistência do pasto (DUBEUX et al., 2006). Assim sendo, o conhecimento das taxas de produção e decomposição de liteira torna-se importante ao avaliar os fluxos de C dos solos de pastagens e quando o objetivo é a produção de pastagens eficientes.

Segundo Coûteaux e Berg (1995), a decomposição da liteira é um processo ecológico condicionado por três fatores fundamentais, sendo eles, o clima, a qualidade da liteira a ser decomposta e dos organismos decompositores. A qualidade da liteira, a qual é determinada pela quantidade de N, relação C/N e relação lignina/N, além de influenciar na velocidade da decomposição, influencia nas taxas de mineralização e imobilização de nutrientes da liteira para o solo (SANTA-REGINA & TARAZONA, 2001).

A qualidade da liteira das gramíneas de espécie C_4 são frequentemente consideradas de baixa qualidade, caracterizada por uma quantidade baixa de N acumulada no resíduo, culminando em uma maior imobilização desse nutriente pelos micro-organismos do solo (THOMAS & AZAKAW, 1993). Os processos de imobilização e mineralização dos nutrientes do solo, estão diretamente relacionados com a concentração dos elementos, como o carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P), lignina e polifenóis, na liteira (DUBEUX et al., 2006).

A decadente entrada de N nos sistemas intensificados de pastagens, principalmente naqueles em que a relação C/ N do resíduo orgânico é alta,

pode levar a pastagem a uma condição de degradação (REZENDE et al., 1999). Em sistemas pastoris extensivos não adubadas, a entrada de N, através da decomposição da liteira e dos excretas dos animais, não é suficiente para a ciclagem de nutrientes necessária que mantém o pasto produtivo (DUBEUX et al., 2007; FISHER et al., 1997).

Em contrapartida, o incremento de N ao solo viabiliza maior taxa de decomposição de liteira, o que permite maior ciclagem do nutriente no sistema (DE SÁ et al., 2000). Além do N, outros fatores influenciam diretamente sob ação dos micro-organismos decompositores, alguns deles inerentes ao ambiente, como, pH; aeração e umidade do solo, e outros, relacionados ao substrato propriamente dito, como: tamanho de partícula (DA SILVA et al., 2010) e quantidade de lignina e tanino (MEIRELLES et al., 2005).

Desajustes na taxa de lotação; escassez de N e baixa fertilidade, são falhas frequentes observadas em pastagens mal manejadas (LIRA et al., 2006) que culminam em degradação dos ecossistemas pastoris. Em contrapartida, a adubação nitrogenada aliada a adequada taxa de lotação, favorecem o sucesso da eficiência de utilização da pastagem e interferem diretamente na ciclagem dos nutrientes (LIU et al., 2011). Face ao possível efeito da adubação nitrogenada sobre a produção e decomposição de liteira, foram avaliadas as hipóteses de que o aumento da dose de N incrementa a produção de liteira e acelera a decomposição em pastos de capim-marandu.

Diante desse contexto, torna-se fundamental a quantificação da liteira e sua atuação na ciclagem de nutrientes do solo e, portanto, da manutenção da produção do pasto com qualidade. O objetivo deste estudo foi avaliar o impacto causado na produção e decomposição da liteira em pastos de capim-marandu pela fertilização com ureia.

2.2 Materiais e métodos

2.2.1 Área experimental

O estudo foi realizado no setor de Forragicultura da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP – Campus de Jaboticabal (Figura 2.1), São Paulo, localizado a 21° 13” de latitude sul e 48° 17’ de longitude oeste, a 628 m de altitude, com precipitação anual média de 1424 mm, temperatura anual mínima de 16.9 ° C, máxima de 26.3 ° C e média de 22.3 ° C. O clima da região é caracterizado por estação chuvosa de setembro a abril e seca de maio a agosto e foi classificado como Aw no sistema Köppen (ALVARES et al., 2013). Os dados meteorológicos do experimento, de janeiro de 2018 a dezembro de 2018, foram obtidos no banco de dados da Estação Agrometeorológica do Departamento de Ciências Exatas da UNESP – Campus de Jaboticabal, segundo descrito na Figura 2.1.

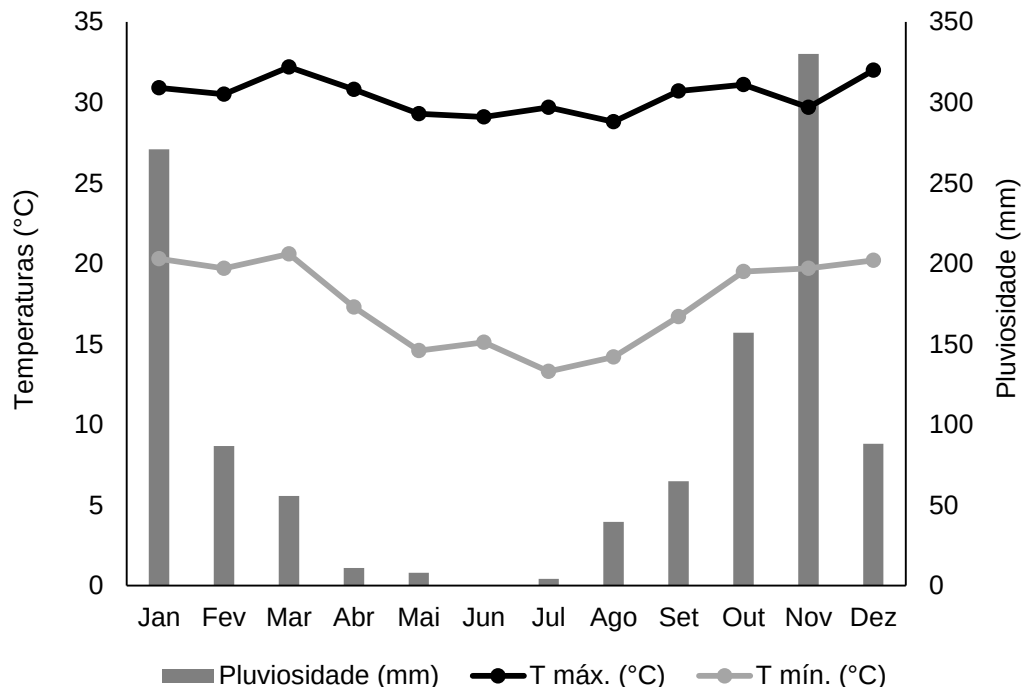


Figura 2.1. Médias mensais de precipitação e temperaturas na UNESP – Campus de Jaboticabal para o período de janeiro 2018 a dezembro de 2018.

Segundo classificação da EMBRAPA (2013), o solo da área é

Latossolo Vermelho distrófico típico de textura argilosa, A moderado, caulínítico hipoférrico e relevo suave ondulado. A área experimental é composta por pastos de *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex. A. Rich Stapf cv. Marandu sin. *Urochloa brizantha*) e foi estabelecida em 2001. Foram utilizados 4, dos 21 piquetes, do setor de Forragicultura, com áreas de, aproximadamente, 1 ha. Em cada um dos piquetes, foram distribuídas diferentes doses (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) de adubo nitrogenado (ureia) nos anos de 2014, 2015, 2016, 2017 e 2018. As doses de fertilizante foram divididas em três aplicações a lanço durante o período chuvoso de cada um desses anos. As correções necessárias com fósforo e potássio, foram realizadas de acordo com as análises de solo coletadas no dia cinco de abril de 2017, antes da primeira adubação (Tabela 2.1) anterior ao início do experimento.

Tabela 2.1 Análise química do solo da área de cada tratamento

Tratamento	P									
(kg N/ha)	resina	MO	pH CaCl ₂	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	SB	CTC	V
	mg/d									
	m ³	g/dm ³				mmol/dm ³				%
0	15	31	5,1	1,3	21	11	25	33	58	57
90	8	28	4,8	1	13	6	28	20	48	42
180	12	32	4,7	0,7	20	7	34	28	62	45
270	15	31	5,2	0,8	18	10	22	29	51	57

Data: 05/04/2017. P resina = fósforo extraído do solo por resina trocadora de íons (mg/dm³ = µg/cm³), MO = matéria orgânica (g/dm³ = %, com base em volume de solo x10), pH em CaCl₂ = pH determinado em solução centimolar de cloreto de cálcio, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ = respectivamente potássio, cálcio e magnésio trocáveis, (mmolc/dm³ = cmolc/dm³ x 10), H+Al = acidez potencial ou total (mmolc/dm³ = cmolc/dm³ x 10), SB = soma de bases (Ca²⁺ + Mg²⁺ + K⁺), CTC = capacidade de troca de cátions, ou SB + (H+Al), V = índice de saturação por bases ou V = 100SB/CTC

Os animais recriados e terminados na área eram machos mestiços, não castrados, com peso inicial médio de 220 kg, sendo que em cada piquete a quantidade de UA/ ha era variável, a média de UA para cada tratamento foi de 3; 4,5; 5,6 e 6,3 UA/ ha para os tratamentos de 0, 90, 180 e 270 kg N/ ha, respectivamente. Os animais foram alocados nos piquetes no mês de

novembro de 2017 e retirados da área em outubro de 2018.

2.2.2 Manejo da pastagem

Desde 2014, a área de pasto é manejada à 25 cm, que coincide com a interceptação luminosa de 95% (PEDREIRA et al., 2007), o que proporciona à planta máxima taxa de crescimento (BROUGHAM, 1958). Para a manutenção da referida altura do dossel, foi adotado o método de pastejo de lotação contínua e carga variável, “*put and take*”, segundo metodologia de Mott e Lucas (1952). Para tanto, 14 animais *Bos indicus* mestiços não castrados, foram utilizados como reguladores de altura. A altura média do dossel de cada piquete, foi obtida com uma régua de manejo. Durante o período chuvoso, a altura era controlada através da medida de 80 pontos aleatórios por ha. A estimativa da massa de forragem foi realizada através do corte da forragem de três pontos representativos da altura média do piquete. Para o corte rente ao solo da forragem, foi utilizado um aro de 0,25 m² para delimitar a área de corte. As amostras coletadas foram pesadas, e separadas em duas sub amostras, uma delas foi utilizada para a estimativa da massa seca total de forragem disponível em cada piquete (Figura 2.2), a outra, foi separada manualmente em lâminas foliares verdes, hastes verdes e material senescente para determinação da composição morfológica do pasto.

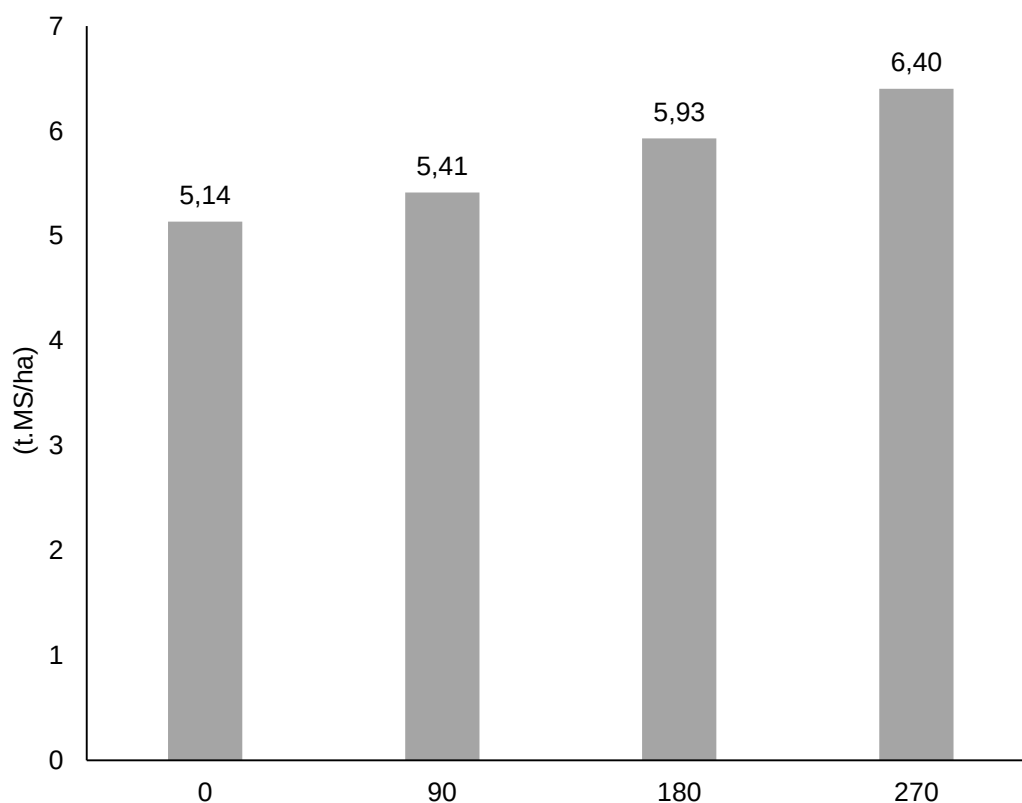


Figura 2.2. Estimativa da massa de forragem existente nos pastos de capim-marandu no ano de 2018 nos respectivos tratamentos (0, 90, 180 e 270 kg N/ha).

A taxa de acúmulo de forragem (AF) foi estimada pelo método agrônomo da diferença, conforme a equação proposta por Davies et al. (1993): $AF \text{ (kg. MS/ ha)} = MF_{(\text{pré-pastejo ciclo } n)} - MF_{(\text{pós-pastejo ciclo } n-1)}$, onde $MF_{(\text{pré-pastejo ciclo } n)}$ = massa de forragem no pré-pastejo do ciclo de pastejo subsequente e $MF_{(\text{pós-pastejo ciclo } n-1)}$ = massa de forragem de saída dos animais (pós-pastejo) do ciclo anterior. A taxa de acúmulo será calculada através da divisão do acúmulo de forragem pelo número de dias entre as avaliações (kg.MS/ ha/ dia). O desaparecimento de forragem será calculado subtraindo a massa de forragem do pré-pastejo pela massa de forragem do pós-pastejo (Figura 2.3).

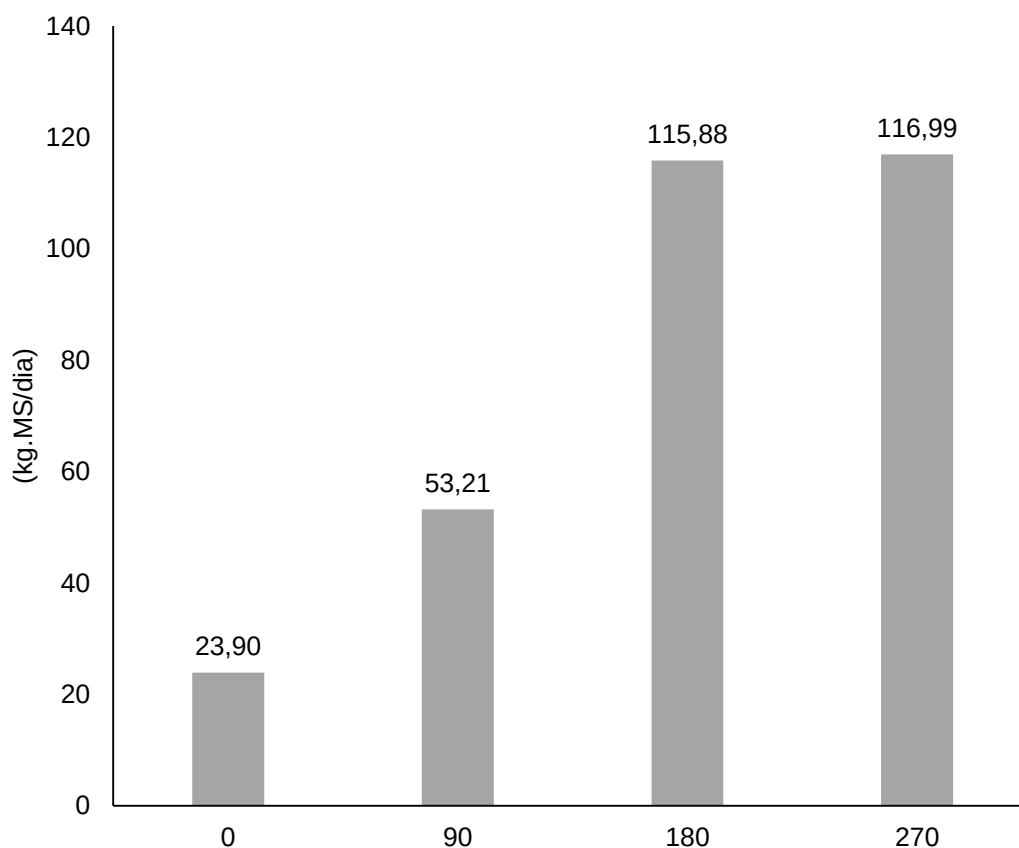


Figura 2.3. Taxa de acúmulo de forragem nos pastos de capim-marandu no ano de 2018 nos respectivos tratamentos (0, 90, 180 e 270 kg N/ha).

2.2.3 Histórico da área

As adubações realizadas na área, desde 2006, estão expostas na Tabela 2.2 e foram feitas de acordo com recomendações do Boletim 100 segundo as análises de solo e a produção de massa de forragem pretendida.

Tabela 2.2 Resumo das adubações realizadas na área desde 2006

Ano	Adubação corretiva e inicial	Adubação de manutenção	Parcelamento da adubação
2006		200 kg/ha de N (ureia) e 160 kg/ha de K ₂ O	2 doses
2007	250 kg/ha da fórmula 20:05:20	50 kg/ha de N (ureia)	1 dose

	(NP ₂ O ₅ K ₂ O)		
2008	250 kg/ha da fórmula 20:05:20 (NP ₂ O ₅ K ₂ O)	350 kg/ha de ureia	3 doses
2009	150 kg/ha da fórmula 08:28:16 (NP ₂ O ₅ K ₂ O)	250 kg/ha de N (ureia)	2 doses
2011	200 kg/ha da fórmula 04:14:08 (NP ₂ O ₅ K ₂ O)	180 kg/ha de N (ureia)	4 doses
2012	250 kg/ha da fórmula 10:10:10 (NP ₂ O ₅ K ₂ O)	90 kg/ha de N (ureia)	2 doses
2013	180 kg/ha da fórmula 04:14:08 (NP ₂ O ₅ K ₂ O)	160 kg/ha de N (ureia)	3 doses
2014	1000 kg/ha de calcário dolomítico em superfície e 200 kg/ha da fórmula 02:31:00 (NP ₂ O ₅ K ₂ O)	485 kg/ha da fórmula 37:00:08 (NP ₂ O ₅ K ₂ O)	4 doses

Fonte: Ruggieri, A. C. (2016)

No ano de 2015, iniciou-se o projeto temático (FAPESP 2015/16631-5) com previsão de término em 2021. A partir de 2015 as adubações de manutenção foram padronizadas em diferentes doses N para diferentes piquetes. As doses utilizadas foram de 0, 90, 180 e 270 kg N/ha, variando de acordo com o piquete. Todas as adubações foram feitas a lanço sem revolvimento para incorporação. Para acesso aos experimentos realizados

de 2006 a 2014 na área:

<https://1drv.ms/f/s!AtOKKZF9Oou0j0WAcwZKoIRfK2xj>

2.2.4 Delineamento experimental

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado (DIC), sendo os tratamentos as doses de N aplicadas em cada piquete, portanto: Tratamento 1 – 0 kg N/ ha (tratamento controle), tratamento 2 – 90 kg N/ ha, tratamento 3 – 180 kg N/ ha e tratamento 4 – 270 kg N/ ha (Figura 2.4). Nas variáveis produção de liteira e decomposição de liteira (*litter bags*) o número de repetições foi igual a cinco. Na avaliação de produção de liteira, levou-se em consideração os meses de coleta (janeiro de 2018 a janeiro 2019), e no experimento com os *litter bags*, os tempos de coleta, os quais foram de: 4, 8, 16, 32, 64, 128 e 256 dias após a incubação da liteira.



Figura 2.4. Vista aérea da área experimental. Piquete 1 = Tratamento 1 (0 kg N/ ha), Piquete 15 = Tratamento 2 (90 kg N/ha), Piquete 2 = Tratamento 3 (180 kg N/ha) e Piquete 21 = Tratamento 4 (270 kg N/ha).

2.2.5 Estimativa de produção e taxa de decomposição da liteira

A produção de liteira, definida como sendo o material morto

proveniente da planta que está depositado e não mais anexado à planta (REZENDE et al., 1999), foi realizada segundo metodologia de Rezende et al. (1999). No período de janeiro de 2018 a janeiro de 2019 foi estimada a deposição da liteira e a taxa de decomposição. A taxa de decomposição, foi também avaliada por outro experimento, com a utilização de *litter bags* (APOLINÁRIO et al., 2014), o qual teve duração de 256 dias, realizado de janeiro a setembro de 2018.

2.2.5.1 Experimento 1 – Produção e taxa de decomposição de liteira avaliados pelo método dos quadrados

A metodologia consiste no monitoramento da deposição de liteira em intervalos de 28 dias. Foram utilizados 5 quadrados de 0,25 m² por tratamento, que foram aleatoriamente posicionados nos piquetes. Na coleta do dia 0, era coletada a liteira existente no local do quadrado, após 14 dias, a liteira depositada, ainda dentro do limite do quadrado era coletada e, depois de mais 14 dias a segunda coleta de liteira depositada acontecia e o quadrado era trocado de lugar. Ao ser posicionado novamente, a coleta do dia 0 era realizada novamente, e assim, de 28 em 28 dias, obtinham-se o total de 3 coletas (D 0, D 14 e D 28). Toda a liteira coletada era lavada, para a remoção de terra contaminante, e seca por 72 horas a 55°C em estufa de circulação de ar forçada e, posteriormente, pesada.

2.2.5.1.1 Cálculos da produção e taxa de decomposição

As taxas de decomposição da liteira no período de 28 dias foram feitas através das equações propostas por Wiegert e Evans (1964):

$$(DesL) = LE0 + LD28 - E28$$

Onde DesL é a quantidade de liteira desaparecida, LE0 é a liteira existente no dia 0, LD28 é a liteira depositada no dia 28 e LE28 é a liteira existente no dia 28. A constante de decomposição (k) para a liteira foi calculada com base em uma única função de decaimento exponencial derivada da equação

usada por Thomas e Asakawa (1993):

$$LE_{28} = (LE_0 + LD_{28}) e^{-kt}$$

Na qual, t é o tempo e k :

$$k = \{\ln(LE_0 + LD_{28}) - \ln(LE_{28})\} / t$$

2.2.5.1.2 Análise química da liteira produzida

Nas avaliações de produção e decomposição de liteira pelo método do quadrado, após a retirada das amostras da estufa de circulação de ar forçada, as amostras foram moídas em moinho do tipo Willey, com peneira de malha com crivo de 1 mm, conforme Casali et al. (2009). A partir das amostras moídas, determinaram-se os teores de matéria seca (MS – método 934.01), matéria mineral (Cinzas – método 942.05) e matéria orgânica (MO – método 942.05), segundo AOAC (1995).

2.2.5.2 Experimento 2 - Decomposição de liteira avaliada através da metodologia de *litter bags*

Paralelo ao experimento de produção de liteira, foi realizado o experimento de decomposição de liteira com saquinhos de nylon, segundo metodologia de Apolinário et al. (2014). Foram utilizados saquinhos de nylon (10x15 cm) com porosidade de 75 μ m, previamente colocados (48 horas) em estufa com circulação de ar forçada a 55°C e tarados. Os saquinhos foram preenchidos com liteira anteriormente coletada (dezembro de 2017), o material morto coletado em cada piquete ainda estava anexado a planta, uma vez que o tempo de decomposição da liteira depositada no solo seria diferente para cada amostragem. Em cada piquete foi realizada uma amostragem para a coleta da liteira. O material senescente foi seco em estufa a 55°C por 72 horas e, cada saquinho recebeu 7,5 g de amostra. As amostras não foram moídas com o intuito de manter a exposição superficial semelhante a liteira depositada no solo da pastagem.

Os saquinhos foram incubados na pastagem de capim-marandu e

cobertos com a liteira depositada existente no campo. O manejo da área ocorreu normalmente durante o período de incubação. Os saquinhos foram coletados nos tempos 0, 4, 8, 16, 32, 64, 128 e 256 dias após o primeiro dia de incubação. Saquinhos vazios foram incubados e coletados a cada tempo para o desconto do peso do saquinho, acaso acontecesse. Após a coleta dos saquinhos, eles foram limpos com a mão, pesados, colocados em estufa de circulação de ar forçada a 55°C por 72 horas e, novamente pesados.

2.2.5.2.1 Cálculo da decomposição da liteira incubada

A decomposição da liteira foi modelada utilizando-se o modelo exponencial duplo proposto por Weider & Lang (1982).

$$Y = Ae^{-k_1t} + (1-A)e^{-k_2t}$$

Onde, Y= massa remanescente no tempo t, A= fração facilmente decomposta, (1 – A) = fração recalcitrante, K₁ e K₂= constate de decaimento, e= erro associado.

2.2.5.2.2 Análise química da liteira coletada nos diferentes tempos

Após a pesagem dos saquinhos, o conteúdo foi retirado e moído em moinho do tipo Willey, com peneira de malha com crivo de 1 mm, conforme Casali et al. (2009). As quantificações de fibra em detergente neutro (FDN) e fibra em detergente ácido (FDA) foram efetuadas em analisador de fibra Ankon 2000 (Ankon Technologies, Macedon, NY). A lignina foi obtida após a solubilização da celulose com H₂SO₄ 72%. A MS, MO e cinzas foram determinadas segundo AOAC (1995).

As quantidades de C e N foram realizadas por combustão a seco (método de Dumas), através do equipamento LECO® (Leco Corporation, Michigan, USA).

2.2.6 Análise estatística da produção e decomposição de liteira pela metodologia dos quadrados

Inicialmente os dados de produção de liteira e decomposição foram analisados quanto a normalidade dos resíduos e homogeneidade das variâncias. Em seguida procedeu a análise da variância para identificar o efeito dos tratamentos (doses de N), meses de coleta e interação entre doses de N e meses de coleta.

Quando a ANOVA foi significativa as comparações de médias da produção e decomposição de liteira entre meses utilizou-se teste de Tukey a 5% de probabilidade. Nas comparações entre os oito níveis de tempo e as quatro doses de N utilizou-se contrastes ortogonais polinomiais 1º, 2º, e 3º Grau (LITTEL et al. 2006). Para a análise estatística foi utilizado o pacote de análises de dados disponível no programa EXCEL ®.

2.2.7 Análise estatística da decomposição de liteira através dos *litter bags*

Após a análises dos pressupostos procedeu se ANOVA através de modelos mistos. Os tratamentos e tempos de coletas foram considerados efeitos fixos e a repetição aleatório. As diferenças entre tratamentos foram identificadas utilizando contrastes polinomiais não ortogonais.

A taxa de decomposição da liteira e a variação da composição química da liteira foi modelada utilizando modelos não lineares (PROC NLIN) do programa SAS (Versão 9.3).

2.3 Resultados e discussão

2.3.1 Produção e decomposição avaliada pela metodologia dos quadrados

A precipitação no ano de 2018 esteve dentro da média dos últimos 10 anos (1.116,5 mm), com períodos de alta pluviosidade nos meses de janeiro,

fevereiro, outubro e novembro, e período de seca de abril a julho (Figura 2.1). Curiosamente, nos meses de março e dezembro a média da precipitação foi menor que a média dos últimos 10 anos, isso fez com que o período seco tivesse seu início antecipado.

Durante o ano de avaliação (janeiro de 2018 a janeiro 2019) a quantidade de liteira existente coletada oscilou bastante (Figura 2.5). A liteira existente é considerada o resultado líquido entre a liteira que se depositou e da liteira que se decompôs em um determinado período de tempo (DUBEUX et al., 2006). Os efeitos das doses de N sob a liteira existente nos meses de janeiro, setembro e dezembro foram cúbico ($P=0.04$), linear ($P=0.02$) e quadrático ($P=0.03$), respectivamente.

O menor valor médio de liteira existente entre os tratamentos registrado, foi no mês de novembro ($4,77 \text{ g/m}^2$). Porém, foi no mês de dezembro que a menor quantia de liteira existente foi registrada, $2,73 \text{ g/m}^2$, no tratamento com maior dose de N aplicada. Provavelmente, isso ocorreu, pelo fato da taxa de lotação nesse tratamento ser maior quando comparado aos outros tratamentos e, que apesar de ser um mês de alta produção de massa devido às chuvas, houve melhor aproveitamento da forragem pelos animais e, conseqüentemente, menos perdas no pastejo compondo a liteira.

O maior valor de produção de liteira foi constatado no mês de abril no tratamento controle ($14,34 \text{ g/m}^2$). O referido mês designa o início do outono na região, que por sua vez, é caracterizado pela queda de pluviosidade e temperatura (Figura 2.1), o que contribui com o declínio da qualidade da espécie forrageira utilizada, fazendo com que os animais diminuam o consumo de forragem. Além disso, no tratamento controle a pressão de pastejo é reduzida com a menor taxa de lotação, o que pode ter contribuído com o maior acúmulo de liteira no solo. Rezende et al. (1999) encontraram um aumento significativo na taxa de deposição de liteira em pastos de *B. humidicola* consorciados com *D. ovalifolium* após reduzirem a taxa de lotação pela metade, 4 para 2 animais por ha.

Assim como para a liteira existente, as doses ($P<0.001$) e os meses ($P<0.001$) influenciaram nas taxas de liteira depositada durante o período

experimental, porém não houve interação entre as doses e meses ($P=0.14$). Julho foi o único mês que houve influência das doses de N na deposição de liteira, com efeito linear ($P=0.04$). Na Figura 2.6, estão as avaliações de liteira depositada nos meses experimentais, as quais foram coletadas em períodos de 28 dias.

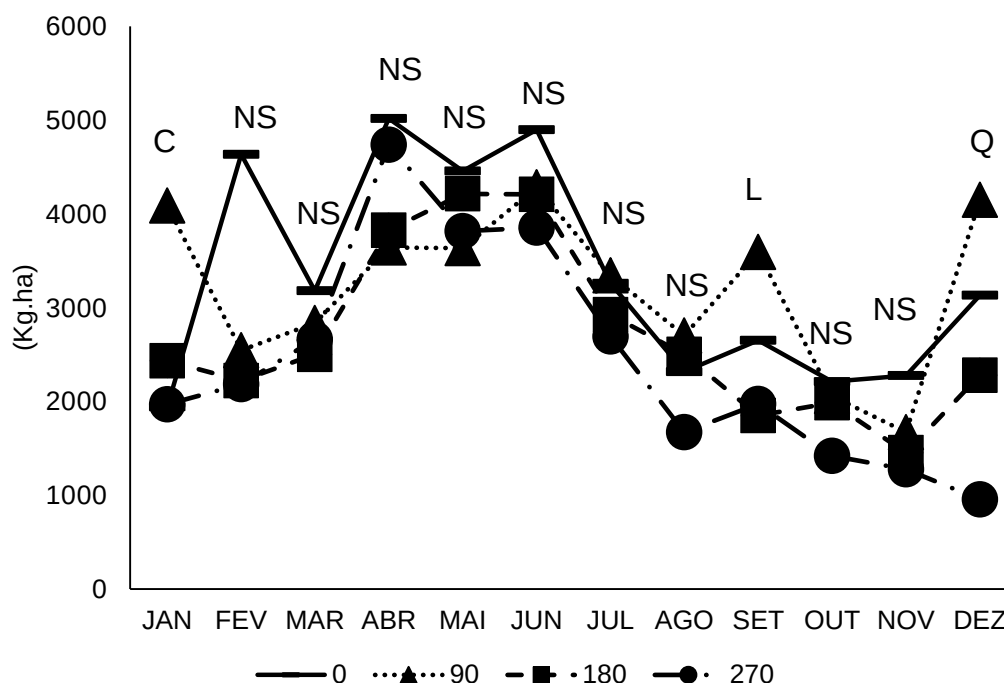


Figura 2.5. Avaliações mensais de liteira existente (g/m^2) em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) e efeito das doses de N.

C=cúbico; NS=não significativo; L=linear; Q=quadrático

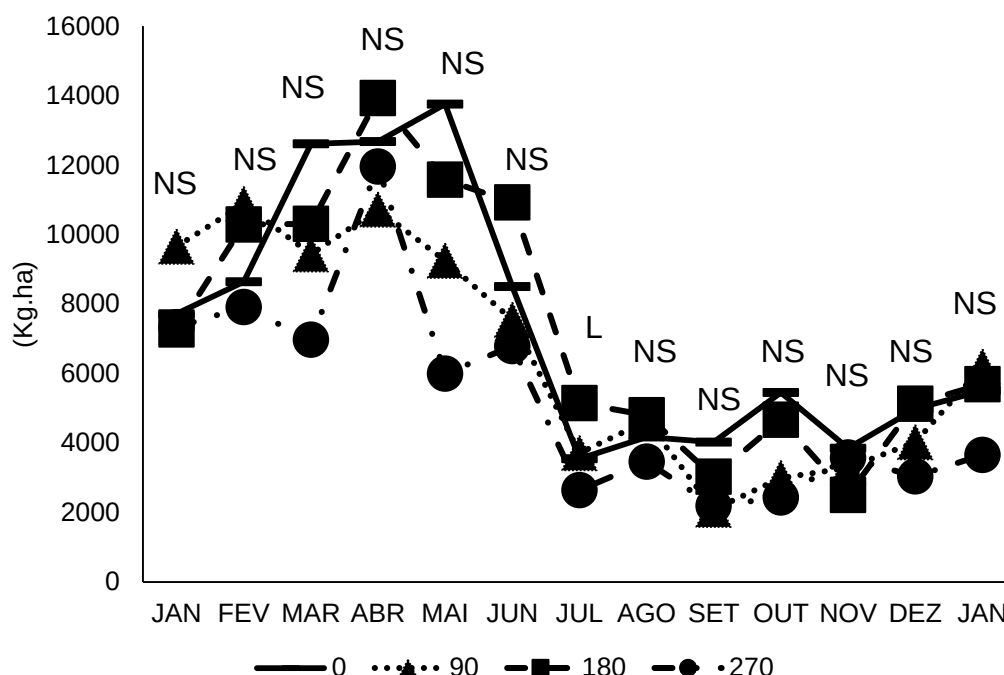


Figura 2.6. Avaliações mensais de liteira depositada em períodos de 28 dias em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) e efeito das doses de N.

NS=não significativo; L=linear

Nos meses de março, abril e maio, a deposição de liteira foi maior quando comparada com os meses de julho a dezembro (Figura 2.6). A maior deposição de liteira nesses meses está, de fato, relacionada com o período prolongado de seca, fator que limita a decomposição da liteira, fazendo com que maior massa se acumule no solo. Resultados semelhantes de deposição de liteira foram encontrados por Rezende et al. (1999) em pastagens de *B. humidicola* no sul da Bahia, mostrando que a deposição foi maior nos meses de escassez de chuvas. Em experimento desenvolvido na Austrália por Christie (1979), avaliando a produção de liteira de forragem nativa em pastos pastoreados com ovelhas, foi encontrado que a maior taxa de deposição de liteira durante o ano de pastejo foi registrada nos meses de outono-inverno. Nos três meses de maior deposição de liteira, março, abril e maio, o tratamento controle se destacou na produção de liteira existente. Alexander (1977), em seu livro, relatou que a velocidade de decomposição da liteira de relação C/N mais elevada, relaciona-se com a carência de N no sistema e com os elementos recalcitrantes presentes.

Dubeux et al. (2006) afirmaram que o manejo do pastejo afeta diretamente a taxa de deposição de liteira. Pesquisas realizadas anteriormente mostraram que a deposição de liteira é reduzida conforme há aumento da taxa de lotação e essa massa depositada pode ser um indicativo relevante da sustentabilidade do pasto, portanto, podemos associar, decerto, a diminuição da massa de liteira com pastagens superpastejadas (BODDEY et al., 2004).

Em estudo realizado por Sanches et al. (2009) em floresta tropical, avaliando a influência da sazonalidade na produção de liteira, reportaram que a maior quantidade de liteira produzida ocorreu no mês de transição da estação seca para estação chuvosa. Nesse trabalho, contrariamente, a maior média de produção de liteira (Figura 2.6) foi, também, em um mês de transição (abril), porém, da estação chuvosa para estação seca. Ainda segundo esses autores, na transição da seca para as águas, normalmente, há aumento na massa de liteira depositada e, em seguida, um declínio devido à aumento na taxa de decomposição. Isso ocorre, pois, a comunidade de microrganismos do solo se eleva durante essa época de transição, fazendo com que a taxa de decomposição também aumente. Porém, tal efeito não foi constatado nos resultados dessa pesquisa.

A taxa de decomposição de liteira não foi afetada pelas doses de N ao longo do ano ($P=0.64$), porém, esta foi altamente dependente do mês ($P=0.002$), que por sua vez, houve uma interação entre mês e dose. Portanto, os incrementos nas doses de N só afetam a taxa de decomposição em determinados meses do ano (Figuras 2.7 e 2.8).

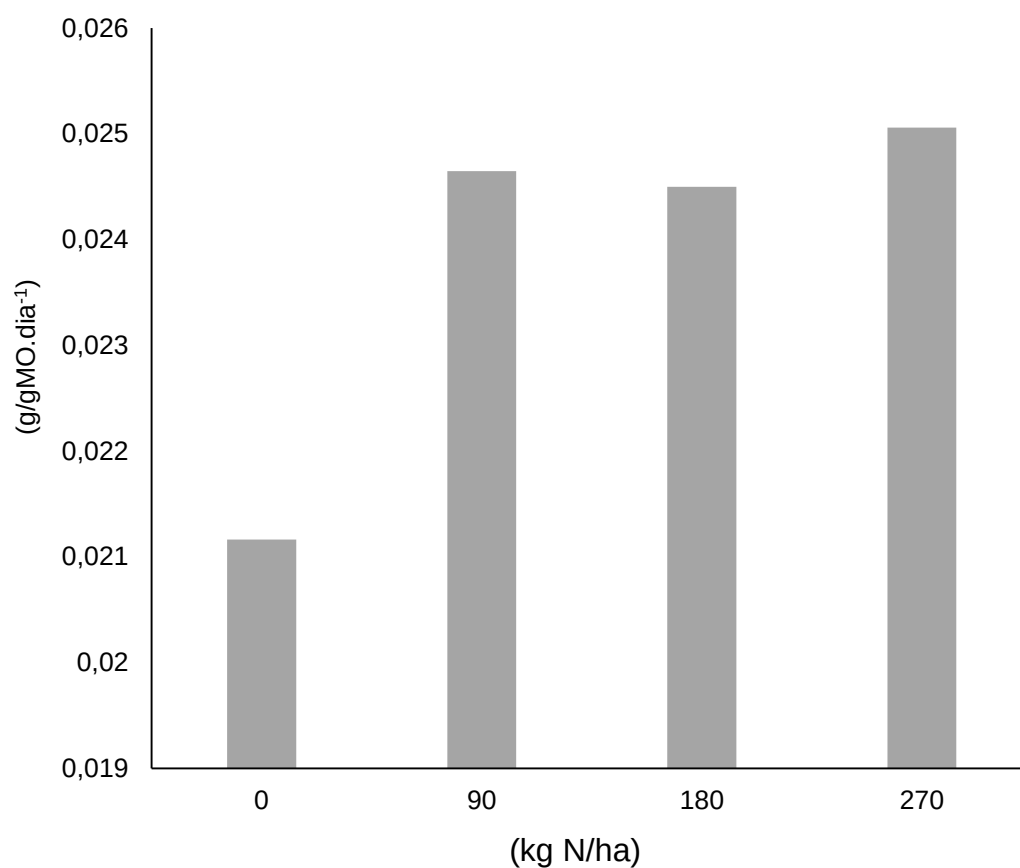


Figura 2.7. Taxa de decomposição de liteira (g/gMO.dia⁻¹) para cada tratamento em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha).

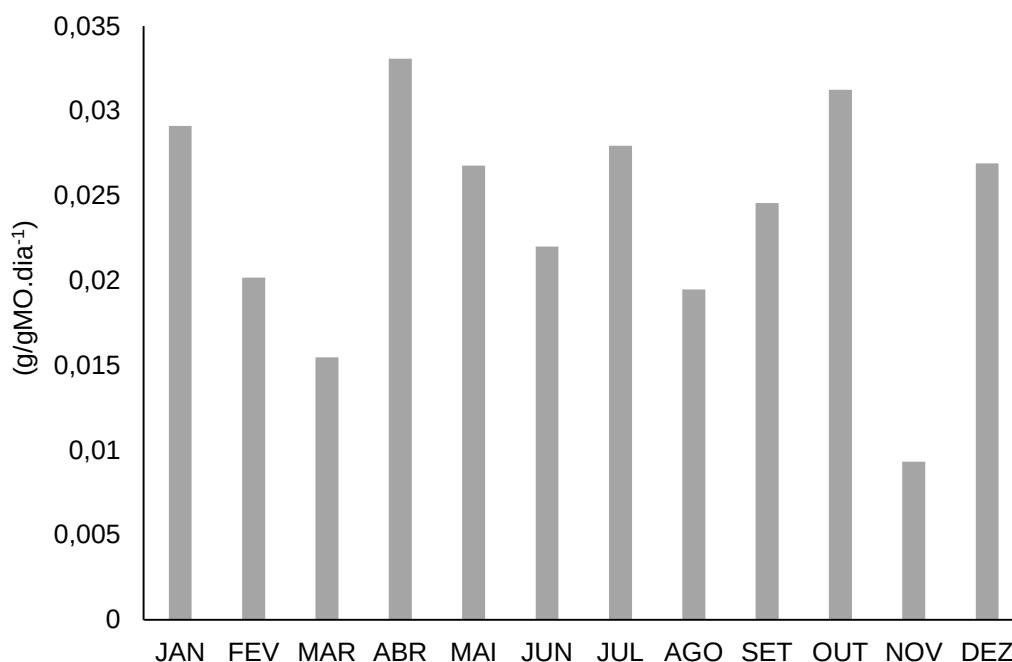


Figura 2.8. Taxa média de decomposição avaliada mês a mês em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) ($P=0.002$).

Ao analisar mês a mês, observamos que a taxa de decomposição (k) foi afetada pelas doses de N nos meses de janeiro e novembro. No mês de janeiro, esse resultado pode ser atribuído ao fato da aplicação do adubo nitrogenado, o qual surtiu efeito linear ($P=0.03$) de resposta da decomposição da liteira conforme aumento das doses. No mês de novembro, no qual foi registrado a maior ocorrência de chuvas (Figura 2.2), nota-se que a produção de liteira diária foi maior do que a taxa de decomposição, fazendo com que houvesse acúmulo de liteira sob o solo.

Em trabalho desenvolvido por Apolinário et al. (2013) constataram que a transição da estação das águas para a estação seca é caracterizada pela diminuição da taxa de decomposição e aumento da taxa de deposição. Em contrapartida, no presente trabalho, no mês de abril, considerado o mês de transição águas/seca para a região Sudeste do Brasil, ocorreu aumento da taxa de decomposição (Figura 2.8) e aumento na taxa de deposição (Figura 2.6).

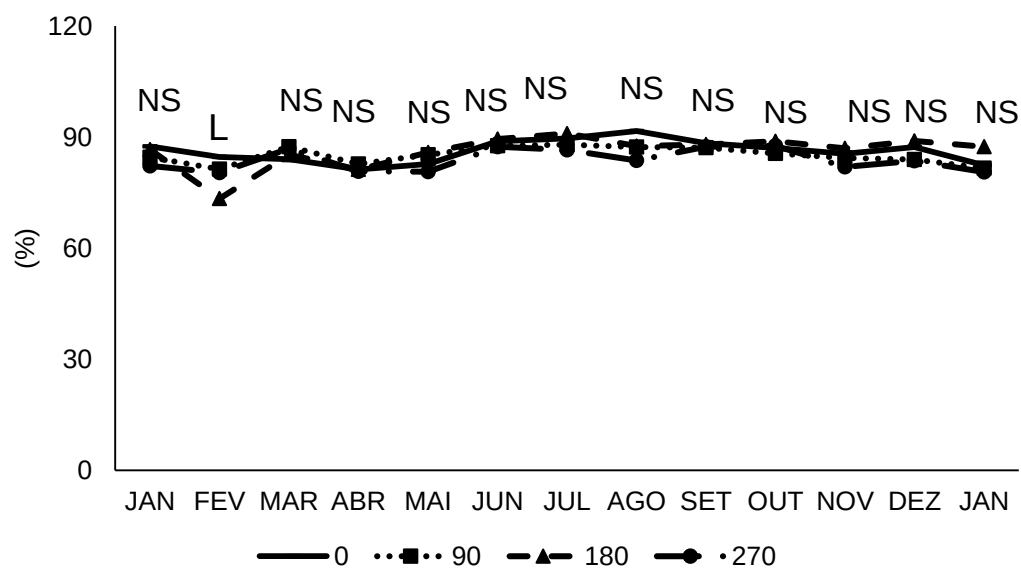


Figura 2.9 Quantidade de MO contida na liteira depositada de pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) e efeito das doses de N.

L=linear; NS=não significativo; MO = matéria orgânica

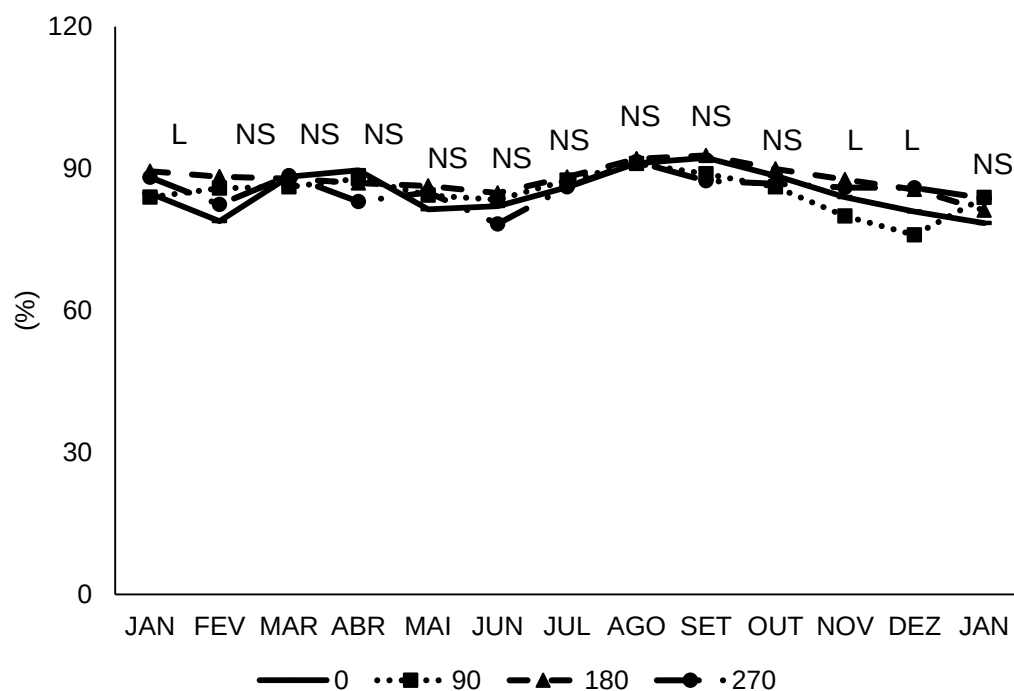


Figura 2.10. Quantidade de MO contida na liteira existente de pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) e efeito das doses de N.

L=linear; NS=não significativo; MO = matéria orgânica

A quantidade de MO da liteira depositada e existente foi altamente influenciada pelas doses de N, pelos meses e, pela interação entre os fatores dose x mês, valores de $P < 0.01$. No mês de janeiro ocorreu efeito linear das doses de N sob a quantidade de MO da liteira depositada (Figura 2.9). Para a variável MO da liteira existente, houve, também, efeito linear das doses de N nos meses de janeiro, novembro e dezembro (Figura 2.10).

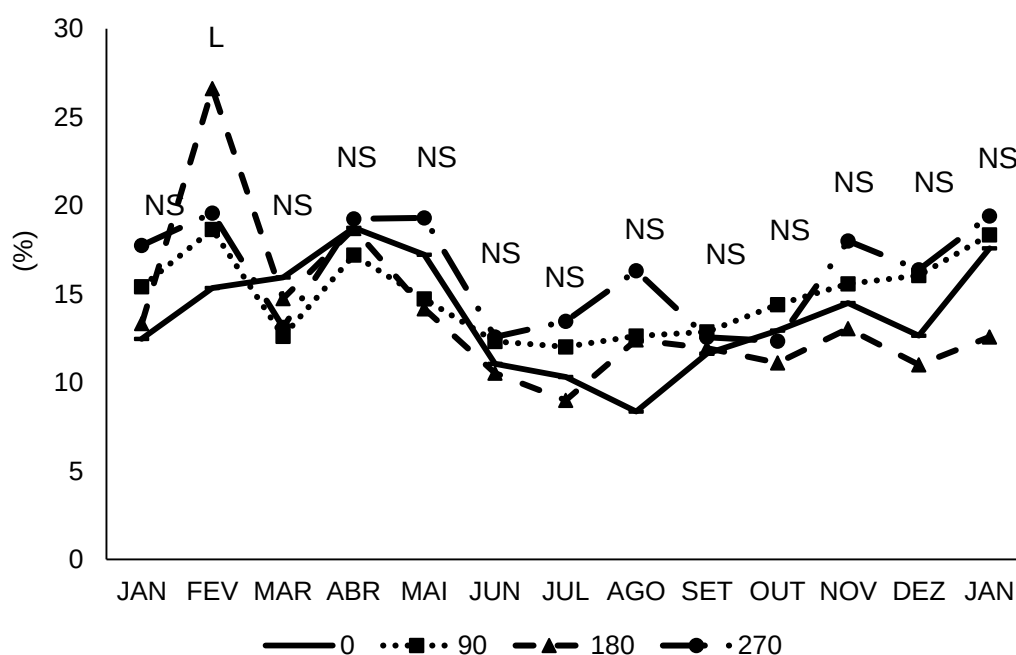


Figura 2.11. Quantidade de cinzas contida na liteira depositada de pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) e efeito das doses de N.

L=linear; NS=não significativo

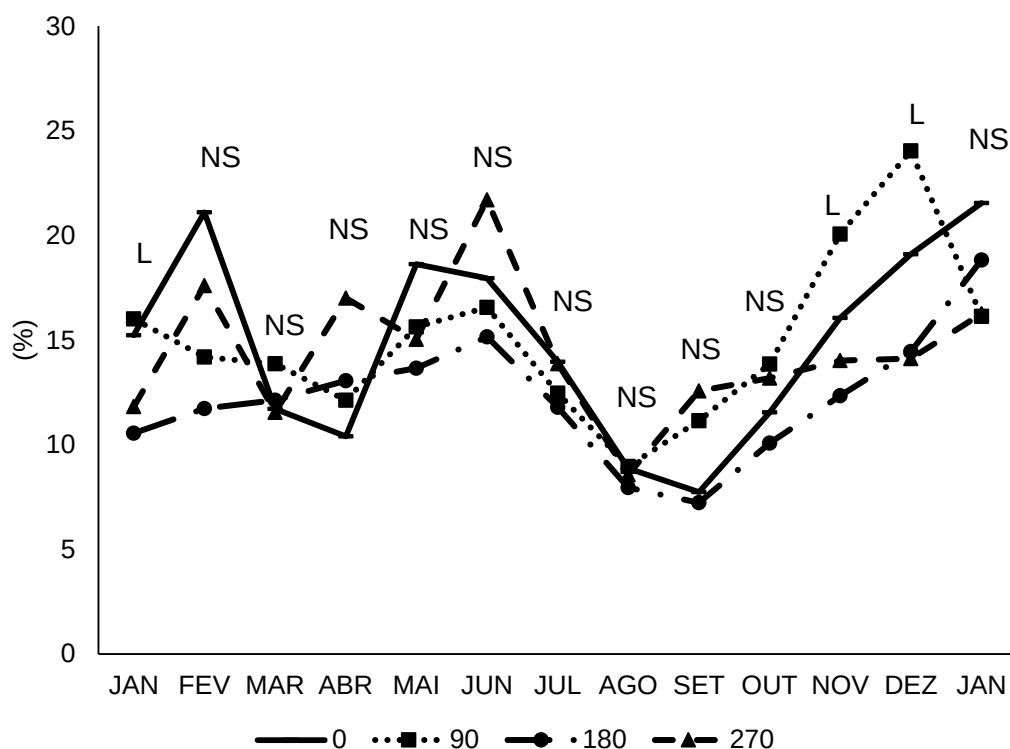


Figura 2.12 Quantidade de cinzas contida na liteira existente de pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) e efeito das doses de N. L=linear; NS=não significativo

A porcentagem de cinzas da liteira depositada sofreu alta influência das doses de N, dos meses e da interação dose x mês, valores de $P < 0.01$ (Figuras 2.12 e 2.13). Apenas no mês de fevereiro houve efeito linear das doses de N sobre a variável ($P = 0.02$) (Figura 2.11). Na variável liteira existente, também houve efeito de dose, mês e interação dose x mês ($P < 0.001$), porém as doses de N causaram efeito linear nos meses de janeiro, novembro e dezembro (Figura 2.12).

2.3.2 Decomposição de liteira avaliada pela metodologia dos *litter bags*

A taxa de decomposição da biomassa da liteira por dia (k) para os tratamentos com 0, 90, 180 e 270 kg N/ha foram de, 0,67; 0,89; 1,16 e 1,13 %, respectivamente (Figura 2.13). Os tratamentos de mais alta intensidade de manejo (180 e 270 kg N/ha) obtiveram maiores valores de k , enquanto as menores doses, valores mais baixos. Houve alta influência das doses de N

($P < 0.001$) e dos dias de coleta ($P < 0.001$), bem como interação entre as fontes de variação ($P < 0.001$). Ocorreu efeito linear das doses de N nos tempos 16 ($P < 0.001$) e 128 ($P = 0.02$).

A fertilização nitrogenada é, regularmente, associada ao aumento das taxas de mineralização dos nutrientes contidos na liteira (KALBURTI et al., 1997; LUPWAYI & HAQUE, 1999). Segundo Thomas (1992), a taxa de lotação é outro fator que altera a ciclagem dos nutrientes da pastagem, uma vez que quando se aumenta a taxa de lotação, a quantidade de excreta que retorna ao pasto é maior. Os nutrientes contidos nos excretas estão mais disponíveis ao pasto quando comparados com os nutrientes provenientes da liteira de plantas C_4 (HAYNES & WILLIAMS, 1993). Portanto, pode-se entender que fertilização nitrogenada e taxa de lotação são fatores que influenciam diretamente não só a ciclagem de nutrientes das pastagens, mas também a taxa de mineralização dos nutrientes da liteira.

O valor de k é altamente dependente da qualidade da liteira, da comunidade de organismos presente no solo e do tempo em que a liteira está depositada no solo. Além disso, os fatores ambientais, como temperatura e umidade do solo, são altamente influentes na taxa de decomposição (HEAL et al., 1997; SMITH & BRADFORD, 2003). A qualidade da liteira envolve a quantidade e natureza dos nutrientes presentes na sua composição, sendo os principais, C; N; lignina e suas relações.

Na Figura 2.13 podemos analisar que a taxa de decomposição nos primeiros dias de incubação, em todos os tratamentos, é superior aos dias finais de incubação. Apesar da maior parte da massa de liteira ser composta por compostos insolúveis que exigem enzimas dos micro-organismos para se decompor (SINSABAUGH et al., 2002; ALLISON & VITOUSEK, 2004), a quantidade de compostos solúveis na biomassa da liteira, podem aumentar a perda de massa através da mineralização de nutrientes (SCHOLFIELD et al., 1998).

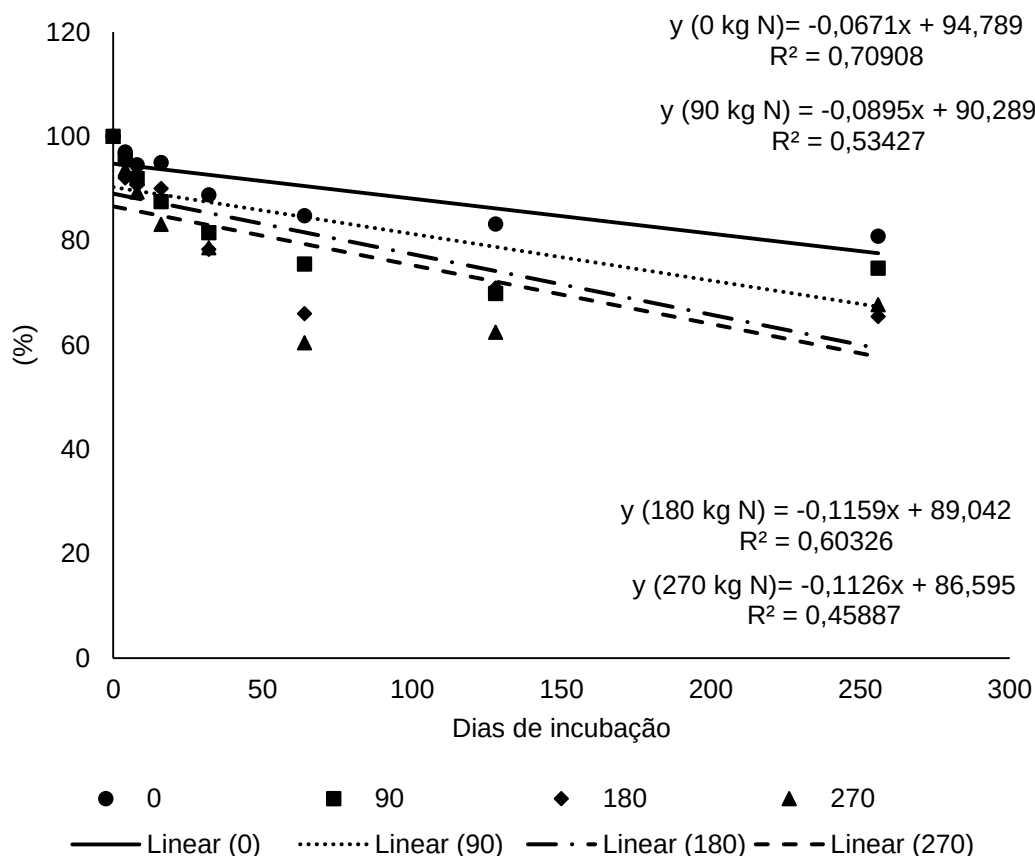


Figura 2.13. Biomassa de liteira remanescente incubada em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de N.

Entre os tratamentos avaliados, a menor taxa de decomposição diária foi atribuída ao tratamento controle. Segundo Sinsabaugh e Moorhead (1994), as taxas de decomposição de liteira são maiores quando o N e o fósforo (P) são mais abundantes na massa, isso ocorre, pois, os micro-organismos podem alocar mais recursos para a degradação do C que limita a decomposição da liteira (ALLISON & VITOUSEK, 2004). Em revisão realizada por Sollenberger et al. (2002), avaliando valores de k na literatura, foram encontrados diferentes resultados para espécies de gramíneas tropicais, os valores variaram de 0,02% para *B. dictyoneura* a 0,17% para capim-aruaana (THOMAS & ASAKAWA, 1993). Os valores de k do presente trabalho foram superiores aos encontrados por Sollenberger em gramíneas tropicais, porém, devemos salientar que diferentes períodos de incubação, diferentes qualidades de liteira e condições climáticas diversas cooperam com a discrepância entre os dados.

A avaliação da composição química (FDN, FDA, lignina, cinzas e MO) da liteira, incubada nos diferentes tempos, variou significativamente ($P < 0.05$) de acordo com o dia de coleta e com as doses de N. Nas frações de FDN, FDA, lignina e cinzas, ainda houve efeito de interação entre as doses de N e os meses de coleta (Figura 2.14). As alterações nas quantidades de C, N, relações C/N e Lig/N ao longo dos 256 dias de incubação para os quatro tratamentos estão expressas na Figura 2.15.

Pesquisas que avaliaram as atividades das enzimas ligninolíticas em diferentes tipos de liteiras, relatam que a decomposição da lignina é o fator limitante da taxa de decomposição da liteira (STEFFEN et al., 2007; TRUM et al., 2010), portanto, a quantidade de lignina presente na biomassa vegetal sobre o solo é o que irá determinar sua decomposição e consequente liberação de nutrientes para o solo. Na Figura 2.14 podemos constatar que em todos os tratamentos a quantidade de lignina aumentou do dia 0 ao dia 256, passando de 8,03% a 16,64; 9,90% a 14,93%; 8,37% a 14,67% e 11,13% a 18,42%, respectivamente, para os tratamentos 0, 90, 180 e 270 kg N/ha. Segundo Coûteux & Berg (1995), durante a decomposição da liteira a concentração de lignina aumenta quando há baixa taxa de degradação, no entanto, o quanto a lignina irá dificultar a decomposição da liteira depende dos fatores climáticos. Eles ainda relatam que em regiões quentes e úmidas a lignina tem efeito predominante na decomposição da liteira. Em concordância, Bargali et al. (1993) afirmaram que em climas tropicais úmidos, a temperatura e a umidade são fatores menos limitantes, e que a decomposição fica mais dependente da composição química da liteira, propriedades do solo e da MOS (matéria orgânica do solo).

A concentração de FDN da liteira apresentou relação linear decrescente ($P < 0.05$) conforme aumento das doses de N aplicadas nos tempos 0, 16 e 256 dias, enquanto que na fração FDA o mesmo efeito ocorreu nos tempos 0, 16, 32 e 256. As doses de N também causaram efeito linear no teor de MO nos tempos 0 e 4, e no teor de cinzas nos tempos 0 e 8 (Figura 2.14).

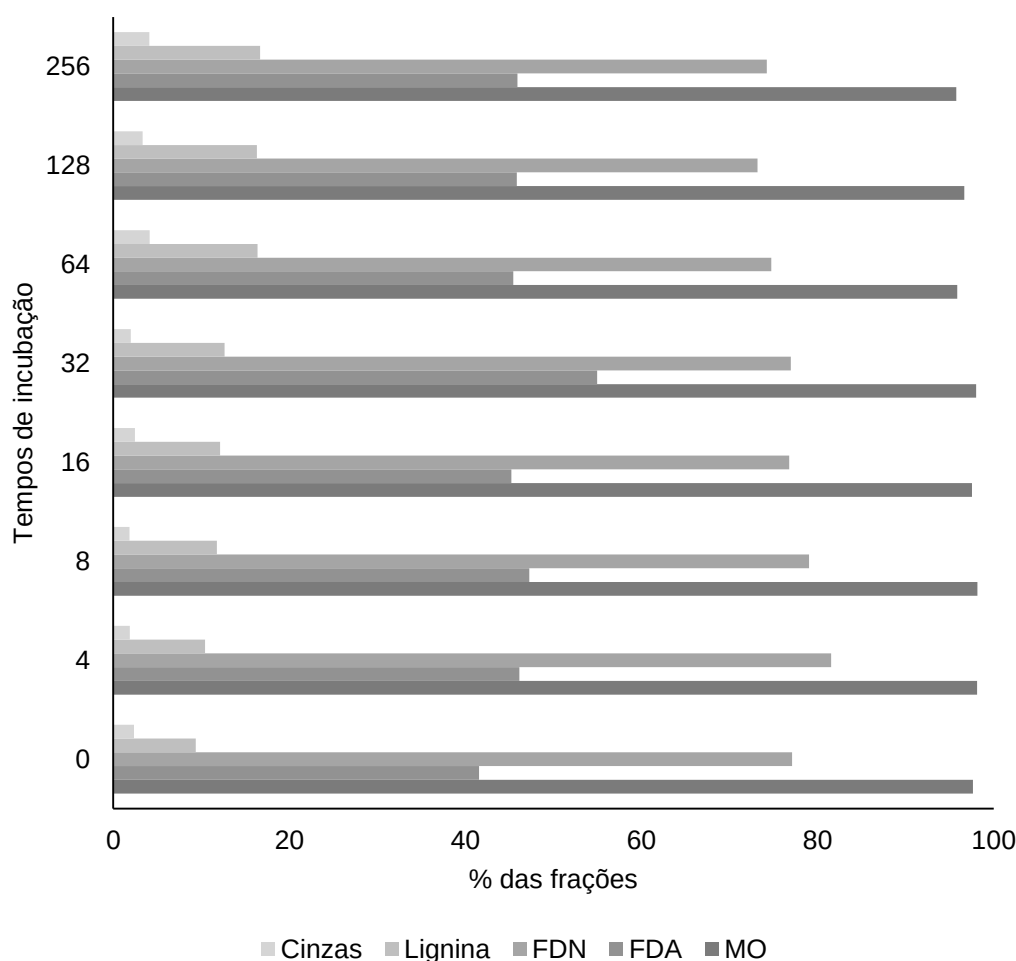


Figura 2.14. Média entre os tratamentos da composição química da liteira nos diferentes tempos de coleta utilizando a metodologia *litter bag*.

Os teores de C da liteira foram altamente influenciados pelos dias de coleta ($P < 0.001$), enquanto que a quantidade de N e as relações C/N e lignina/N foram afetadas tanto pelos dias de coleta quanto pelas doses de N aplicadas, além disso houve interação entre as fontes de variação ($P < 0.05$). A relação C/N é tida como um índice geral de qualidade da liteira (SENEVIRATNE, 2000), isso porque as taxas de mineralização diminuem conforme há aumento da relação C/N. Foi possível verificar que da coleta do dia 0 a coleta do dia 64, aproximadamente, a relação C/N da liteira remanescente nos *litter bags* diminuiu nos tratamentos de 90, 180 e 270 kg N/ha (Figura 2.18), o que, segundo Shi (2013), indica uma taxa de mineralização mais alta e mais rápida decomposição. No tratamento controle, a taxa de decaimento da relação C/N até sua estabilidade foi menos

vigorosa quando comparada aos outros tratamentos.

A diminuição da relação C/N durante o início do período de incubação era esperada. Em trabalho realizado por Dubeux et al. (2006) em pastos de *Paspalum notatum* adubados com diferentes doses de N, obtiveram a mesma tendência de redução da relação C/N da liteira incubada. A rápida taxa de decaimento da relação C/N nos primeiros dias de incubação é relacionada com a facilidade de decomposição dos compostos de C solúveis (Figura 2.18). Foi possível notar o rápido decréscimo do teor de C na liteira nos primeiros dias de incubação (Figura 2.16), o que consolida a referência acima.

Ainda segundo os mesmos autores, a imobilização de N na biomassa remanescente no início da incubação (Figura 2.14) ocorre devido a baixa qualidade do resíduo característico das gramíneas de espécie C₄. A baixa qualidade da liteira é resultante do baixo teor de N e alto teor de C, fazendo com que a imobilização de N na liteira seja superior a mineralização. O N ligado à FDN também ajuda na imobilização de N no início da incubação.

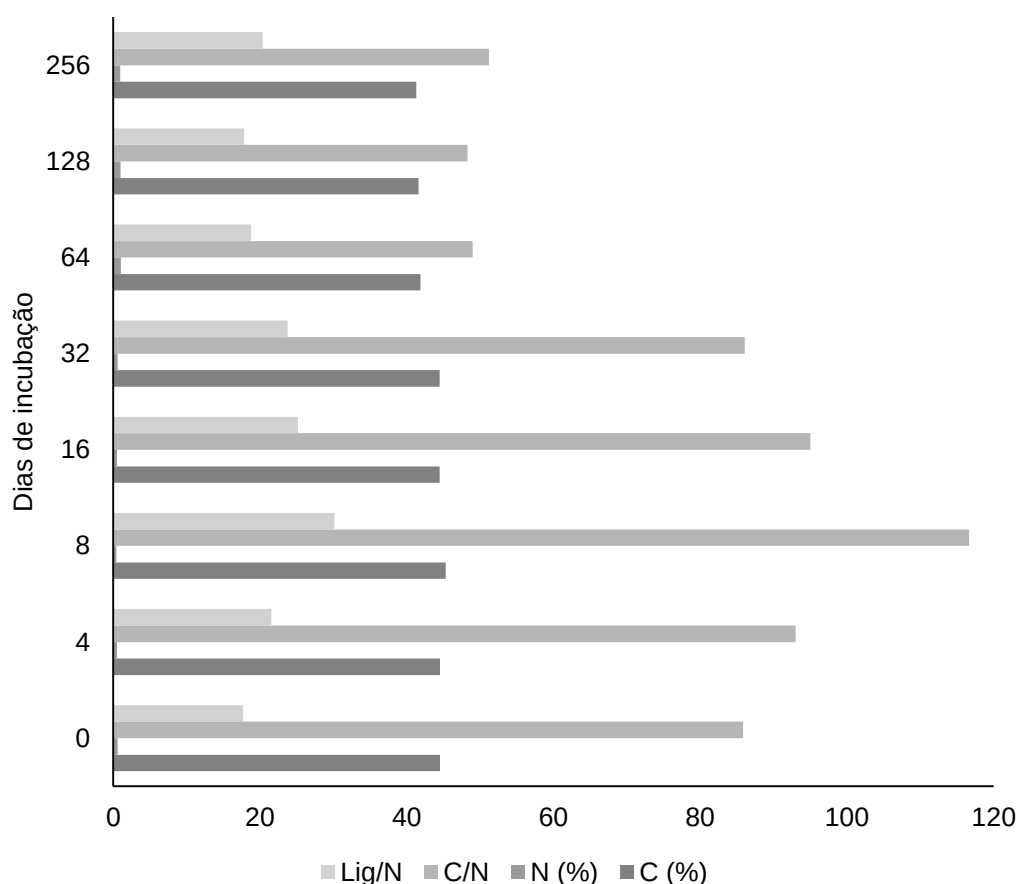


Figura 2.15. Média entre os tratamentos dos teores de C e N, relações C/N e Lig/N da liteira nos diferentes tempos de coleta utilizando a metodologia *litter bag*.

O N contido na MS da liteira incubada dos tratamentos 90, 180 e 270 kg N/ha, revelou um comportamento crescente do dia 0 até, por volta, do dia 100 de incubação. Após esse período, a quantidade de N tornou-se constante para os tratamentos (Figura 2.17). Houve alta influência de dia de coleta ($P < 0.001$), dose de N ($P < 0.001$) e interação entre os dois fatores ($P = 0.02$).

A concentração de N na liteira aumentou durante o período de incubação em todos os tratamentos (0,53 – 0,59% no T1, 0,45 – 1,13% no T2, 0,56 – 0,94% no T3 e 0,75 – 1,14% no T4) respectivamente do tempo 0 ao 256 (Figura 2.17). Porém, o único que mostrou relação linear com as doses de N aplicadas foi o tempo 4 ($P = 0.04$). Embora tenha havido aumento no teor de N em todos os tratamentos ao longo do período de incubação, fato que contribui com a mineralização, a quantidade de lignina também

aumentou (Figura 2.15), o que, possivelmente, limitou a ação dos micro-organismos em realizarem a decomposição. Isso ocorre, pois, a lignina junto ao tanino, são compostos que protegem física e quimicamente os açúcares contidos na parede celular das plantas, como por exemplo, a celulose, portanto, o que deveria estar prontamente disponível à degradação, sofre com a ação recalcitrante da lignina e do tanino (MAFONGOYA et al., 1998; LORENZ et al., 2005). Essa afirmação fica evidente em trabalhos realizados em florestas nativas de várias localidades (ROWELL et al., 2001; WANG et al., 2004; WALELA et al., 2014), atestando que a quantidade de lignina e tanino em liteiras desse tipo de vegetação são significativamente maiores quando comparados a liteiras de outros tipos de vegetação, como pastagens ou grãos. Isso se deve a maior presença de tecidos lenhosos de plantas ao invés de grandes quantidades de açúcares presentes na liteira das florestas (LORENZ ET AL., 2005).

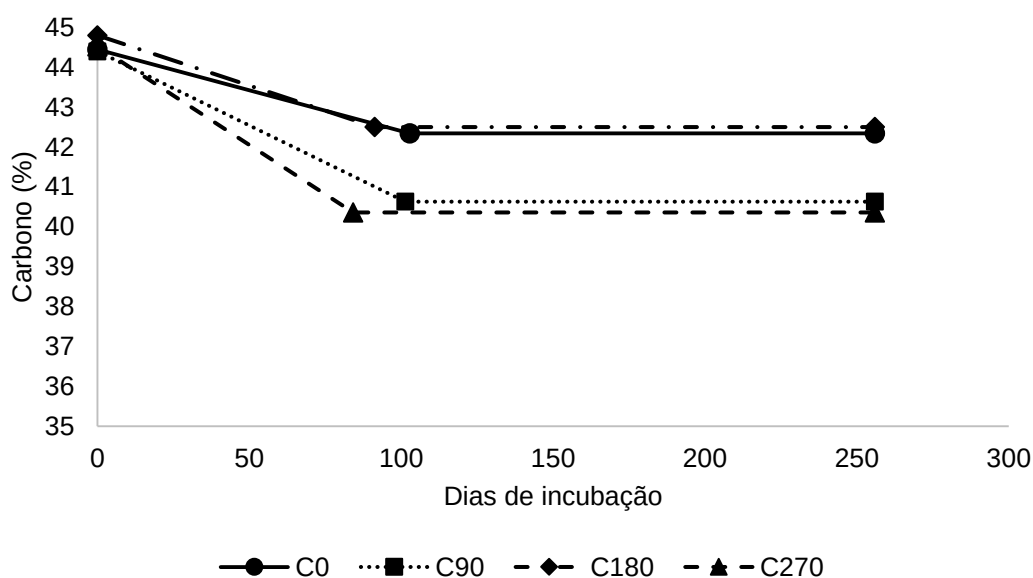


Figura 2.16. Modelo linear platô da estabilidade da quantidade de C contida na MS da liteira nos diferentes tempos de coleta em função da adubação de capim-marandu com doses de N .

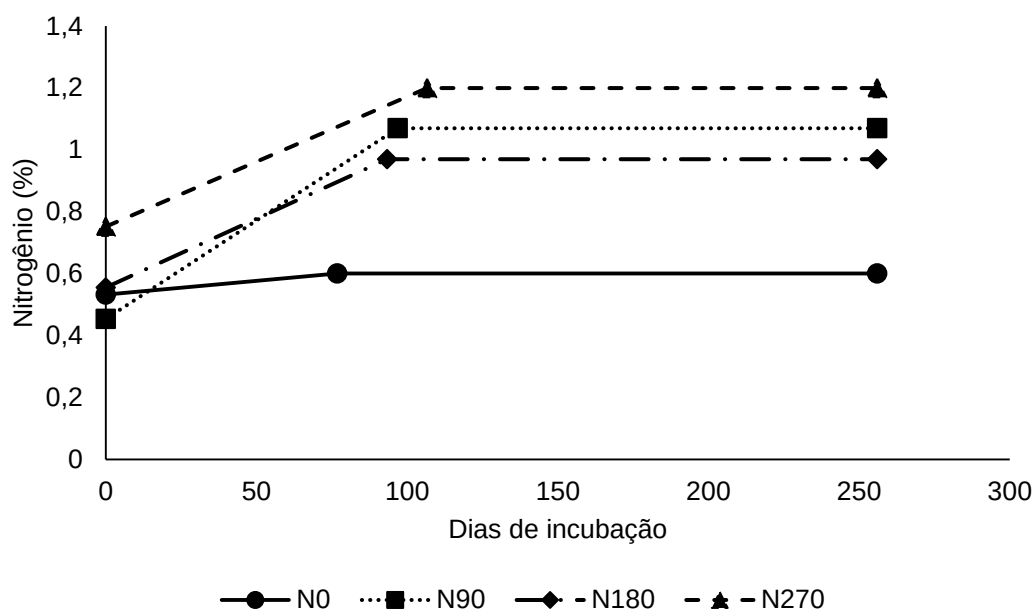


Figura 2.17. Modelo linear platô da estabilidade da quantidade de N contida na MS da liteira nos diferentes tempos de coleta em função da adubação de capim-marandu com doses de N.

Alguns trabalhos desenvolvidos, tentaram explicar as interações existentes entre lignina e N, as quais influenciam na decomposição da liteira, como por exemplo, Talbot et al. (2012), que propuseram a existência de complexos de ligação formados entre a lignina e o N mais disponível da liteira, fazendo com que o N fique quimicamente protegido das quebras por hidrólise durante a decomposição. Em contrapartida, a proteção física do N e dos polissacarídeos estruturais pela lignina, impedindo o ataque enzimático dos micro-organismos, acontece pela deposição da lignina na parede celular dentro das matrizes de proteína hemicelulósica, dificultando, assim, a decomposição (BOERJAN et al., 2003).

De acordo com Favarin (2018), 60 é um valor de relação C/N considerado crítico para a degradação microbiana da liteira, além disso, ainda deve ser levado em consideração o teor de lignina, o qual acima de 15% dificulta a degradação microbiana. Nos tratamentos 2, 3 e 4, a relação C/N obteve valores abaixo de 60 após a coleta do dia 64, porém, o aumento do teor de lignina nesses tratamentos da coleta do dia 32 para o dia 64, pode ter restringido a taxa de decomposição de liteira.

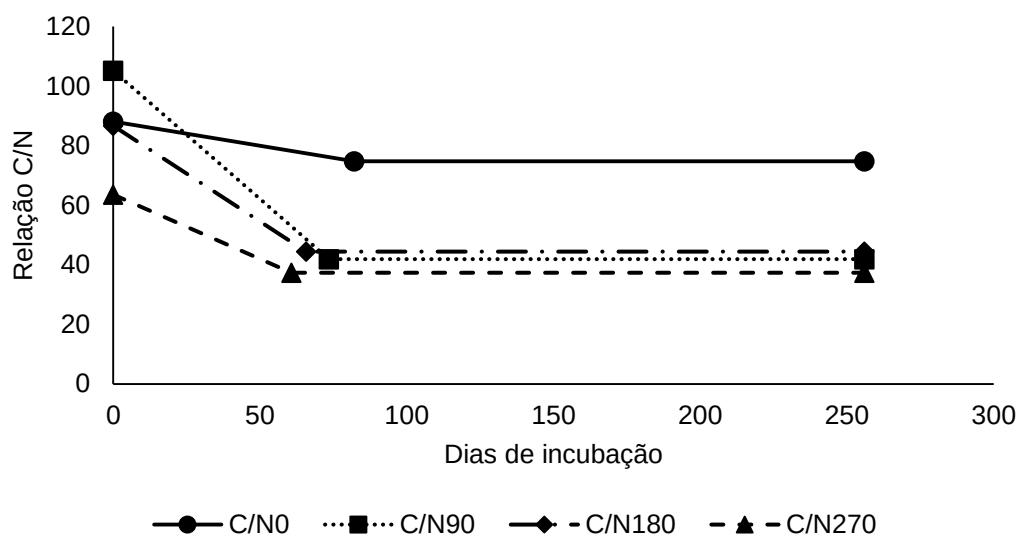


Figura 2.18. Modelo linear platô da estabilidade da relação C/N da liteira nos diferentes tempos de coleta em função da adubação de capim-marandu com doses de N.

Whitmore e Handayanto (1997), apontaram que o aumento do teor de lignina na liteira, aumenta a capacidade de ligação da proteína nos resíduos. No tratamento manejado com 270 kg de N/ ha, a liteira apresentou maior concentração de lignina ao longo do tempo, o que nos leva a crer, que nesse tratamento, a capacidade de ligações da lignina com o N também é maior (DUBEUX et al., 2006). De todos os compostos químicos orgânicos produzidos pelas plantas, a lignina é aquela que desempenha um papel considerável na decomposição, isso se dá devido a sua resistência à ação dos micro-organismos (HAMMEL, 1997). Portanto, podemos dizer que a lignina é o composto controlador da taxa de decomposição, e sua concentração na planta tem relação direta com a quantidade de celulose e, relação indireta com a concentração de N (HEAL et al., 1997).

Em trabalho publicado por Keyser et al. (1978) demonstraram que o sistema ligninolítico de fungos decompositores de lignina era sintetizado em resposta à escassez de N metabolizável no substrato. Assim sendo, a maior quantidade de lignina no tratamento de maior aplicação de N, pode ser explicada, provavelmente, tanto porque a maior taxa de decomposição resultou em decomposição mais rápida de compostos solúveis, deixando no

substrato a lignina que não pôde ser decomposta; quanto pelo fato de as taxas mais baixas de decomposição de lignina serem resultantes de mais N disponível no sistema de mais alta dose de N.

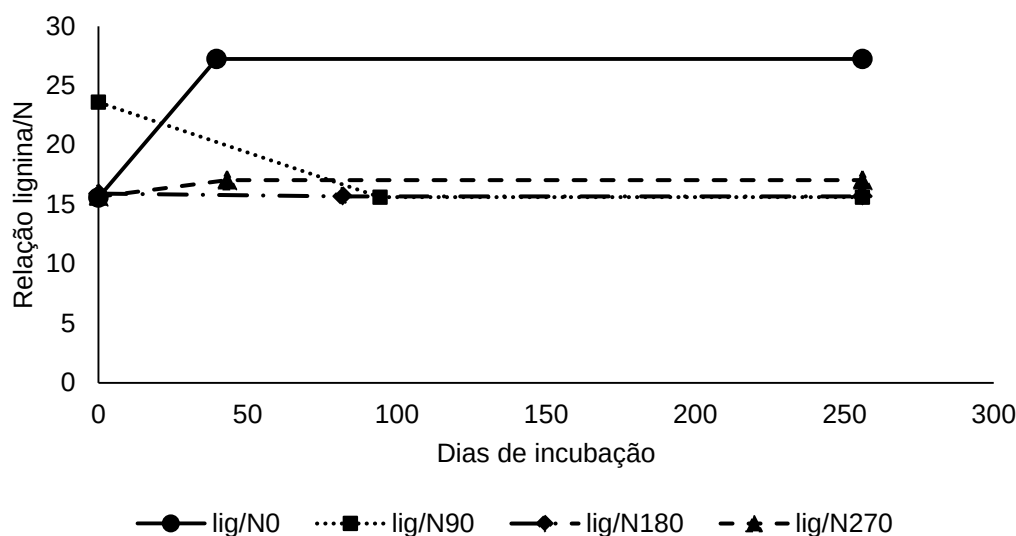


Figura 2.19. Modelo linear platô da estabilidade da relação lignina/N da liteira nos diferentes tempos de coleta em função da adubação de capim-marandu com doses de N.

A relação lignina/N também é considerada um indicativo da capacidade de decomposição dos resíduos e, frequentemente se correlaciona negativamente com a perda de massa durante a decomposição (THOMAS & ASAKAWA, 1993), ou seja, quanto menor a relação lignina/N, maior a eficiência em perda de massa decorrente da decomposição. Nos resultados desse estudo ficou evidente que no tratamento de maior dose de N aplicada, houve maior perda de massa (maior decomposição da liteira) e as relações lignina/N durante os tempos, em sua maioria, foram menores para o referido tratamento (270 kg N/ha). Especialmente nas coletas dos tempos 0, 4 e 256 ocorreu efeito linear ($P < 0.05$) das doses de N na relação lignina/N. Entretanto, Magid et al. (1997) sugeriram que essa relação entre lignina e N não é critério decisivo para determinação da taxa de decomposição em experimentos de curta a média duração, diferentemente do que ocorre a longo prazo.

Em complemento a essas informações, Dubeux et al. (2006),

afirmaram que quando há aumento do teor de lignina do substrato, com o tempo, a relação lignina/N pode ser adotada como melhor indicador de C passível de utilização pelos micro-organismos em comparação a relação C/N. Neste trabalho, embora o teor de lignina tenha sido maior no tratamento de maior dose de N, a relação lignina/N foi menor, o que significa que a liteira é de melhor qualidade, apresentando maiores taxas de decomposição no referido tratamento.

Apesar de, atualmente, não haver esclarecimento de qual o melhor parâmetro químico que determine a decomposição da liteira, vários trabalhos vêm sendo desenvolvidos, desde o final do século XX (SWIFT et al., 1979; MELILLO et al., 1982; BERG, 1986; TAYLOR et al., 1989), abordando todos esses critérios (%N, relação C/N, relação lignina/N) discutidos acima em diferentes ecossistemas.

Em trabalho realizado por Cotrufo et al. (2010) avaliando diferentes métodos de quantificação e taxas de decomposição de liteira, os autores advertiram que os tempos de decomposição de liteira no experimento que utilizava os *litter bags*, eram muito maiores quando comparados com outros experimentos de campo. Os autores explicam esses resultados pelo fato de que dentro dos sacos de nylon não há a possibilidade de fragmentação dos resíduos pela macrofauna e, também, os fragmentos existentes dentro do saco de nylon são incapazes de serem transferidos para o solo, permanecendo, assim, mais tempo dentro do saco. Porém, apesar de outro trabalho (HANSON et al., 2005) já ter evidenciado essa discrepância, o método dos *litter bags* ainda é utilizado em grande escala por ser um método simples e barato, sendo recomendado como método padrão para experimentos de decomposição de liteira para trabalhos avaliados a longo prazo (ROBERTSON et al., 1999).

2.4 Conclusão

O manejo das pastagens de capins tropicais com aplicação de fertilizante nitrogenado e as condições climáticas influenciam a

decomposição da liteira do capim-marandu. O aumento do teor de N na liteira através da aplicação de fertilizante nitrogenado aumentou a taxa de decomposição da liteira, fazendo com que a quantidade de massa remanescente nos *litter bags* no tratamento de maior aplicação de N fosse menor quando comparada aos outros tratamentos.

A adubação nitrogenada alterou o tempo necessário para estabilização da quantidade de nutrientes presentes na liteira incubada. Porém, há necessidade de experimentos a longo prazo que avaliem a ciclagem de nutrientes em solo de pastagens tropicais fertilizadas com N.

Através dos resultados obtidos nesse trabalho, podemos entender que a adubação nitrogenada em pastagens tropicais é uma alternativa que acelera a decomposição da liteira e, conseqüentemente, a ciclagem de nutrientes e os estoques de C no solo. Além disso, fornecendo mais N à pastagem, há menor chance de degradação.

2.5 Referências

- ALEXANDER, M. Introduction to soil microbiology-2. 1977.
- ALLISON, S. D.; VITOUSEK, P. M. Extracellular enzyme activities and carbon chemistry as drivers of tropical plant litter decomposition. **Biotropica**, v. 36, n. 3, p. 285-296, 2004. ISSN 0006-3606.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. ISSN 0941-2948.
- APOLINÁRIO, V. X. et al. Deposition and decomposition of signal grass pasture litter under varying nitrogen fertilizer and stocking rates. **Agronomy Journal**, v. 105, n. 4, p. 999-1004, 2013. ISSN 0002-1962.
- APOLINÁRIO, V. X. et al. Litter decomposition of signalgrass grazed with different stocking rates and nitrogen fertilizer levels. **Agronomy Journal**, v. 106, n. 2, p. 622-627, 2014. ISSN 0002-1962.
- BARGALI, S.; SINGH, S.; SINGH, R. Patterns of weight loss and nutrient release from decomposing leaf litter in an age series of eucalypt plantations. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, n. 12, p. 1731-1738, 1993. ISSN

0038-0717.

BERG, B. Nutrient release from litter and humus in coniferous forest soils—a mini review. **Scandinavian journal of forest research**, v. 1, n. 1-4, p. 359-369, 1986. ISSN 0282-7581.

BODDEY, R. et al. Nitrogen cycling in *Brachiaria* pastures: the key to understanding the process of pasture decline. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 103, n. 2, p. 389-403, 2004. ISSN 0167-8809.

BOERJAN, W.; RALPH, J.; BAUCHER, M. Lignin biosynthesis. **Annual review of plant biology**, v. 54, n. 1, p. 519-546, 2003. ISSN 1543-5008.

BROUGHAM, R. W. Interception of light by the foliage of pure and mixed stands of pasture plants. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 9, n. 1, p. 39-52, 1958. ISSN 1444-9838.

CASALI, A. O.; DETMANN, E.; VALADARES FILHO, S. C. et al. Influência do tempo de incubação e do tamanho de partículas sobre os teores de compostos indigestíveis em alimentos e fezes bovinas obtidos por procedimento in situ. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, p. 335-342, 2008.

CHRISTIE, E. Ecosystem processes in semiarid grasslands. II.* Litter production decomposition and nutrient dynamics. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 30, n. 1, p. 29-42, 1979. ISSN 1444-9838.

COTRUFO, M. F. et al. Inter-comparison of methods for quantifying above-ground leaf litter decomposition rates. **Plant and soil**, v. 334, n. 1-2, p. 365-376, 2010. ISSN 0032-079X.

COÛTEAUX, M.-M.; BOTTNER, P.; BERG, B. Litter decomposition, climate and litter quality. **Trends in ecology & evolution**, v. 10, n. 2, p. 63-66, 1995. ISSN 0169-5347.

DA SILVA, H. M. S. et al. Litter decomposition of *Brachiaria decumbens* Stapf. and *Calopogonium mucunoides* Desv. in the rumen and in the field: a comparative analysis. **Nutrient cycling in agroecosystems**, v. 87, n. 2, p. 151-158, 2010. ISSN 1385-1314.

DUBEUX JR, J. et al. Nutrient flow in pasture ecosystems: Impacts on the environment and productivity. **As pastagens eo meio ambiente**, v. 1, p. 439-

506, 2006.

DUBEUX, J. et al. Litter decomposition and mineralization in bahiagrass pastures managed at different intensities. **Crop Science**, v. 46, n. 3, p. 1305-1310, 2006. ISSN 1435-0653.

FAVARIN, José Laércio. **Resiliência do resíduo vegetal. Lignina e relação C/N. Balanço de N. Equilíbrio da MOS**. 2018. Aula ministrada na disciplina de Sistema de Produção Plantio Direto, do Curso de Engenharia Agrônômica. Piracicaba. São Paulo, 2018.

HAMMEL, K. Fungal degradation of lignin. **Driven by nature: plant litter quality and decomposition**, v. 33, p. 45, 1997.

HANSON, P. J. et al. Reconciling change in Oi-horizon carbon-14 with mass loss for an oak forest. **Soil Science Society of America Journal**, v. 69, n. 5, p. 1492-1502, 2005. ISSN 1435-0661.

HAYNES, R.; WILLIAMS, P. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. In: (Ed.). **Advances in agronomy**: Elsevier, v.49, 1993. p.119-199. ISBN 0065-2113.

KALBURTJI, K.; MAMOLOS, A.; KOSTOPOULOU, S. Nutrient release from decomposing *Lotus corniculatus* residues in relation to soil pH and nitrogen levels. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 65, n. 2, p. 107-112, 1997. ISSN 0167-8809.

KEYSER, P.; KIRK, T.; ZEIKUS, J. Ligninolytic enzyme system of *Phanaerochaete chrysosporium*: synthesized in the absence of lignin in response to nitrogen starvation. **Journal of bacteriology**, v. 135, n. 3, p. 790-797, 1978. ISSN 0021-9193.

LIRA, M. D. A. et al. Sistemas de produção de forragem: alternativas para a sustentabilidade da produção. **REUNIAO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA**, p. 491-511, 2006.

LITTELL, R. C.; MILLIKEN, G. A.; STROUP, W. W.; WOLFINGER, R. D.; SCHABENBERGER, O. **Sas for Mixed Models**. 2ed. SAS Institute Inc. 813p. 2006.

LIU, K. et al. Grazing intensity and nitrogen fertilization affect litter responses in 'Tifton 85' bermudagrass pastures: I. Mass, deposition rate, and chemical

composition. **Agronomy journal**, v. 103, n. 1, p. 156-162, 2011. ISSN 1435-0645.

LORENZ, K.; LAL, R. The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the potential of carbon sequestration in subsoil horizons. **Advances in agronomy**, v. 88, p. 35-66, 2005. ISSN 0065-2113.

LUPWAYI, N.; HAQUE, I. Leucaena hedgerow intercropping and cattle manure application in the Ethiopian highlands I. Decomposition and nutrient release. **Biology and fertility of soils**, v. 28, n. 2, p. 182-195, 1999. ISSN 0178-2762.

MAFONGOYA, P.; GILLER, K.; PALM, C. Decomposition and nitrogen release patterns of tree prunings and litter. In: (Ed.). **Directions in Tropical Agroforestry Research**: Springer, 1998. p.77-97.

MAGID, J. et al. Modelling the measurable: interpretation of field-scale CO₂ and N-mineralization, soil microbial biomass and light fractions as indicators of oilseed rape, maize and barley straw decomposition. In: (Ed.). **Driven by nature: Plant litter quality and decomposition**: CABI Publishing, 1997. p.349-362. ISBN 0851991459.

MEIRELLES, P. D. L. et al. Quantificação e distribuição de taninos em gramíneas forrageiras tropicais. Embrapa Pecuária Sudeste-Artigo em anais de congresso (ALICE), 2005, In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 42., 2005, Goiânia, Goiás.

MELILLO, J. M.; ABER, J. D.; MURATORE, J. F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, v. 63, n. 3, p. 621-626, 1982. ISSN 1939-9170.

MOTT, G.; LUCAS, H. The design, conduct and interpretation of grazing trials on cultivated and improved pastures. International grassland congress, 1952, Pennsylvania. p.1380-1395.

PEDREIRA, B. C.; PEDREIRA, C. G. S.; SILVA, S. C. D. Sward structure and herbage accumulation in *Brachiaria brizantha* cultivar Xaraés in response to strategies of grazing. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 2, p. 281-287, 2007. ISSN 0100-204X.

- REZENDE, C. D. P. et al. Litter deposition and disappearance in Brachiaria pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Nutrient cycling in Agroecosystems**, v. 54, n. 2, p. 99-112, 1999. ISSN 1385-1314.
- ROBERTSON, G. P. et al. **Standard soil methods for long-term ecological research**. Oxford University Press on Demand, 1999. ISBN 0195120833.
- ROWELL, D. M.; PRESCOTT, C. E.; PRESTON, C. M. Decomposition and nitrogen mineralization from biosolids and other organic materials. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 4, p. 1401-1410, 2001. ISSN 1537-2537.
- RUGGIERI, A. C. **Análise conjunta de dados de experimentos com intensidades de pastejo em pastos de capim-marandu**. Tese de Livre Docência – Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus de Jaboticabal, São Paulo, p. 13. 2016.
- SANCHES, L. et al. Dinâmica sazonal da produção e decomposição de serrapilheira em floresta tropical de transição. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 2, p. 183-189, 2009.
- SANTA REGINA, I.; TARAZONA, T. Nutrient cycling in a natural beech forest and adjacent planted pine in northern Spain. **Forestry**, v. 74, n. 1, p. 11-28, 2001. ISSN 1464-3626.
- SCHOFIELD, J. A.; HAGERMAN, A. E.; HAROLD, A. Loss of tannins and other phenolics from willow leaf litter. **Journal of Chemical Ecology**, v. 24, n. 8, p. 1409-1421, 1998. ISSN 0098-0331.
- SENEVIRATNE, G. Litter quality and nitrogen release in tropical agriculture: a synthesis. **Biology and Fertility of Soils**, v. 31, n. 1, p. 60-64, 2000. ISSN 0178-2762.
- SHI, J. Decomposition and nutrient release of different cover crops in organic farm systems. 2013.
- SINSABAUGH, R.; CARREIRO, M.; REPERT, D. Allocation of extracellular enzymatic activity in relation to litter composition, N deposition, and mass loss. **Biogeochemistry**, v. 60, n. 1, p. 1-24, 2002. ISSN 0168-2563.
- SINSABAUGH, R.; MOORHEAD, D. Resource allocation to extracellular enzyme production: a model for nitrogen and phosphorus control of litter

decomposition. **Soil biology and biochemistry**, v. 26, n. 10, p. 1305-1311, 1994. ISSN 0038-0717.

SMITH, V.; BRADFORD, M. Litter quality impacts on grassland litter decomposition are differently dependent on soil fauna across time. **Applied Soil Ecology**, v. 24, n. 2, p. 197-203, 2003. ISSN 0929-1393.

SOLLENBERGER, L. et al. Nutrient cycling in tropical pasture ecosystems. **Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, v. 39, p. 151-179, 2002.

STEFFEN, K. T. et al. Differential degradation of oak (*Quercus petraea*) leaf litter by litter-decomposing basidiomycetes. **Research in microbiology**, v. 158, n. 5, p. 447-455, 2007. ISSN 0923-2508.

SWIFT, M. J. et al. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Univ of California Press, 1979. ISBN 0520040015.

TALBOT, J. M. et al. Litter decay rates are determined by lignin chemistry. **Biogeochemistry**, v. 108, n. 1-3, p. 279-295, 2012. ISSN 0168-2563.

TAYLOR, B. R.; PARKINSON, D.; PARSONS, W. F. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. **Ecology**, v. 70, n. 1, p. 97-104, 1989. ISSN 1939-9170.

THOMAS, R. J.; ASAKAWA, N. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, n. 10, p. 1351-1361, 1993. ISSN 0038-0717.

THOMAS, R. The role of the legume in the nitrogen cycle of productive and sustainable pastures. **Grass and forage science**, v. 47, n. 2, p. 133-142, 1992. ISSN 0142-5242.

TRUM, F. et al. Effects of manganese concentration on beech leaf litter decomposition: results from field and laboratory experiments. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 2010. p.40-43.

WALELA, C. et al. The initial lignin: nitrogen ratio of litter from above and below ground sources strongly and negatively influenced decay rates of slowly decomposing litter carbon pools. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 77, p. 268-275, 2014. ISSN 0038-0717.

WANG, W. et al. Decomposition dynamics of plant materials in relation to nitrogen availability and biochemistry determined by NMR and wet-chemical analysis. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, n. 12, p. 2045-2058, 2004. ISSN 0038-0717.

WHITMORE, A. P.; HANDAYANTO, E. Simulating the mineralization of N from crops residues in relation to residue quality. In: CADISCH, G. and GILLER, K. E. (Ed.). **Driven by nature: Plant litter quality and decomposition**: CAB International. 1997. P. 337-348.

WIDER, R. K.; LANG, G. E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. **Ecology**, v. 63, n. 6, p. 1636-1642, 1982. ISSN 1939-9170.

WIEGERT, R. G.; EVANS, F. C. Primary production and the disappearance of dead vegetation on an old field in southeastern Michigan. **Ecology**, v. 45, n. 1, p. 49-63, 1964. ISSN 1939-9170.

CAPÍTULO 3 – Carbono das frações estáveis e instáveis do solo sob pastagem de capim-marandu

3.1 Introdução

Nas condições atuais de produção de forrageiras, sistemas pastoris, que englobam o uso de gramíneas e o não revolvimento do solo, se mostram eficientes quando estão em questão o acúmulo de C no solo, ou aumento dos teores da MOS na camada de 0 – 10 cm da superfície do solo (RANGEL & SILVA, 2007; SALTON et al. 2011; SOUZA et al. 2009). Por possuir a função de fornecer nutrientes para as plantas, qualquer alteração na MOS poderá acarretar mudanças na fertilidade e na estrutura do solo (BAYER & MIELNICZUK, 2008), principalmente em solos intemperizados, característicos de regiões tropicais. Na tentativa da produção de pastos com qualidade e ambientalmente mais conservados, faz-se necessário o avanço nas pesquisas em ciclagem de nutrientes, principalmente carbono (C) e nitrogênio (N), e estratégias de mitigação de gases do efeito estufa no meio ambiente advindos das atividades agrícolas.

A quantidade de C que entra no sistema solo-planta é determinada pela quantidade de CO₂ assimilada através da fotossíntese pela comunidade vegetal. Por outro lado, a saída do C do sistema também ocorre na forma gasosa, representada pela respiração dos micro-organismos e das raízes (BRITO et al., 2015). As atividades agrícolas podem levar o solo a uma instabilidade das entradas e saídas de C, de forma que práticas mais conservacionistas de plantio ou pastagens degradadas, contribuam mais com as saídas, liberando mais CO₂ na atmosfera. Por outro lado, o manejo de pastagens com o intuito de potencializar a produção através de fertilização, consórcio, integração lavoura pecuária, pode diminuir os impactos causados pelo pastoreio (CONANT, 2010). Segundo Conant, Paustian & Elliott (2001) quando há melhorias no manejo visando o aumento de produção das pastagens, pode haver um aumento médio de 0,35 Mg C/ha/ano.

Nas regiões centrais do país, as condições de temperatura e pluviosidade beneficiam as atividades oxidativas dos micro-organismos do solo, fazendo com que a decomposição dos resíduos orgânicos seja mais vigorosa. Solos sob pastos de *Brachiaria* spp. tem se mostrado eficazes em acumular C, uma vez que o sistema radicular da espécie é de regeneração sucessiva, volumoso e denso (REID & GOSS, 1980), o que agrega na MOS, através da produção de exsudatos radiculares, levando ao acúmulo de C no perfil do solo. Em trabalho realizado por Fisher et al. (1994) na América do Sul em pastos de gramíneas tropicais e em pastos consorciadas com leguminosas, sugeriram que maiores teores de C podem ser armazenados no perfil do solo quando comparadas às quantidades de C acumuladas em solos de savana nativa, nas mesmas condições.

A habilidade do solo em reciclar nutrientes nos pastos através da liteira e dos excretas dos animais pode não ser suficiente em sistemas de pastejo extensivo, o que torna relevante o uso de fertilizantes no manejo da pastagem (FISHER et al., 1997; DUBEUX et al., 2007). A prática da fertilização nitrogenada aliada a uma oferta de forragem e taxa de lotação adequadas em pastagens tropicais, capacitam o aumento da taxa de mineralização da MOS, deixando mais nutrientes disponíveis às plantas (DUBEUX et al., 2006). Perante ao possível efeito da adubação nitrogenada sobre a quantidade de C das frações estáveis e instáveis do solo, foram avaliadas as hipóteses de que o aumento da dose de nitrogênio aumente as concentrações de C em ambas frações do solo em pastos de capim-marandu.

Portanto, é relevante a compreensão da ciclagem do C, através da deposição e decomposição dos resíduos orgânicos em solos de pastagens tropicais adubadas com fertilizante nitrogenado, e como esses fatores irão afetar nos teores de C das frações da MOS nas camadas superficiais do solo. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito causado na quantidade de C nas frações estáveis e instáveis do solo (camada de 0-20 cm) em pastos de capim-marandu pela fertilização com ureia.

3.2 Materiais e Métodos

3.2.1 Área e experimental

O estudo foi realizado no setor de Forragicultura da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP – Campus de Jaboticabal (Figura 3.1), São Paulo, localizado a 21° 13” de latitude sul e 48° 17’ de longitude oeste, a 628 m de altitude, com precipitação anual média de 1424 mm, temperatura anual mínima de 16.9 ° C, máxima de 26.3 ° C e média de 22.3 ° C. O clima da região é caracterizado por estação chuvosa de setembro a abril e seca de maio a agosto e foi classificado como Aw no sistema Köppen (ALVARES et al., 2013). Os dados meteorológicos do experimento, de janeiro de 2018 a dezembro de 2018, foram obtidos no banco de dados da Estação Agrometeorológica do Departamento de Ciências Exatas da UNESP – Campus de Jaboticabal, segundo descrito na Figura 3.1.

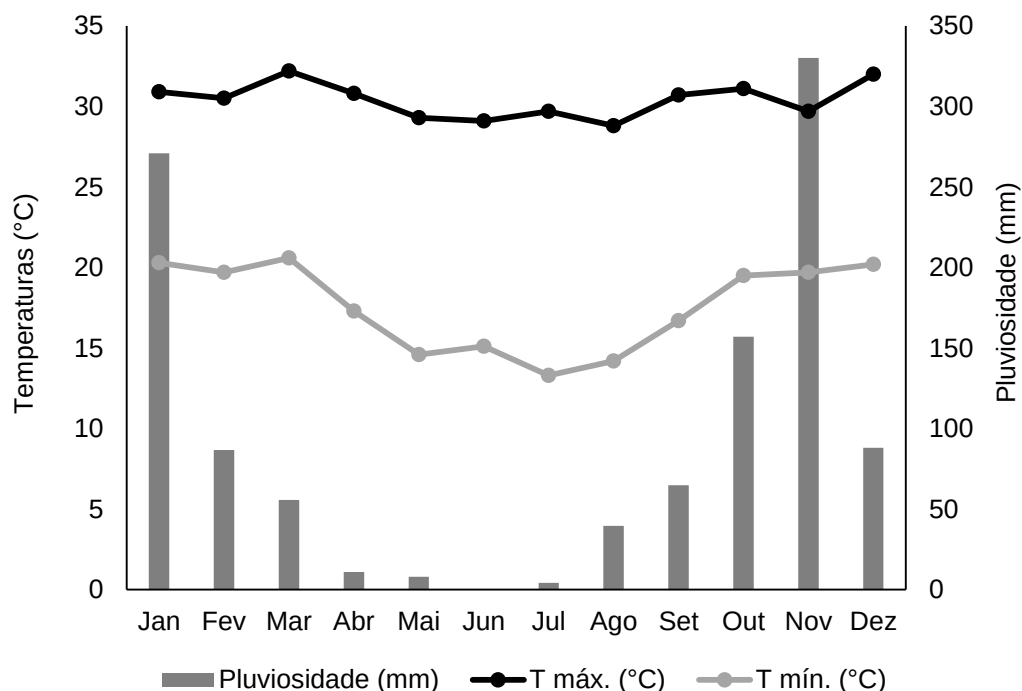


Figura 3.1. Médias mensais de precipitação e temperaturas na UNESP – Campus de Jaboticabal para o período de janeiro 2018 a dezembro de 2018.

Segundo classificação da EMBRAPA (2013), o solo da área é

Latossolo Vermelho distrófico típico de textura argilosa, A moderado, caulínítico hipoférrico e relevo suave ondulado. A área experimental é composta por pastos de *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex. A. Rich Stapf cv. Marandu sin. *Urochloa brizantha*) e foi estabelecida em 2001. Foram utilizados quatro piquetes do setor de Forragicultura, com áreas de, aproximadamente, 1 ha. Em cada um dos piquetes, foram distribuídas diferentes doses (0, 90, 180 e 270 kg N/ha) de adubo nitrogenado (ureia) nos anos de 2014, 2015, 2016, 2017 e 2018. As doses de fertilizante foram divididas em três aplicações a lanço durante o período chuvoso de cada um desses anos. As correções necessárias com fósforo e potássio, foram realizadas de acordo com as análises de solo coletadas no dia cinco de abril de 2017, antes da primeira adubação (Tabela 3.1) anterior ao início do experimento, para realizar as análises químicas de solo de cada tratamento foram feitas cinco repetições.

Tabela 3.1. Análise química do solo da área estudada por tratamento

Tratamento	P										
(kg N/ha)	resina	MO	pH	CaCl ₂	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	SB	CTC	V
	mg/d										
	m ³	g/dm ³					mmol/dm ³				%
0	15	31	5,1	1,3	21	11	25	33	58	57	
90	8	28	4,8	1	13	6	28	20	48	42	
180	12	32	4,7	0,7	20	7	34	28	62	45	
270	15	31	5,2	0,8	18	10	22	29	51	57	

Data: 05/04/2017. P resina = fósforo extraído do solo por resina trocadora de íons (mg/dm³ = µg/cm³), MO = matéria orgânica (g/dm³ = %, com base em volume de solo x10), pH em CaCl₂ = pH determinado em solução centimolar de cloreto de cálcio, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ = respectivamente potássio, cálcio e magnésio trocáveis, (mmolc/dm³ = cmolc/dm³ x 10), H+Al = acidez potencial ou total (mmolc/dm³ = cmolc/dm³ x 10), SB = soma de bases (Ca²⁺ + Mg²⁺ + K⁺), CTC = capacidade de troca de cátions, ou SB + (H+Al), V = índice de saturação por bases ou V = 100SB/CTC

Os animais recriados e terminados na área eram machos mestiços, não castrados, com peso inicial médio de 220 kg, sendo que em cada piquete

a quantidade de UA/ ha era variável, a média de UA para cada tratamento foi de 3; 4,5; 5,6 e 6,3 UA/ ha para os tratamentos de 0, 90, 180 e 270 kg N/ ha, respectivamente. Os animais foram alocados nos piquetes no mês de novembro de 2017 e retirados da área em outubro de 2018.

3.2.2 Manejo da pastagem

Desde 2014, a área de pasto é manejada à 25 cm, que coincide com a interceptação luminosa de 95% (PEDREIRA et al., 2007), o que proporciona à planta máxima taxa de crescimento (BROUGHAM, 1958). Para a manutenção da referida altura do dossel, foi adotado o método de pastejo de lotação contínua e carga variável, “*put and take*”, segundo metodologia de Mott e Lucas (1952). Para tanto, 14 animais *Bos indicus* mestiços, não castrados, foram utilizados como reguladores de altura. A altura média do dossel de cada piquete, foi obtida com uma régua de manejo. Durante o período chuvoso, a altura era controlada através da medida de 80 pontos aleatórios por ha. A estimativa da massa de forragem foi realizada através do corte da forragem de três pontos representativos da altura média do piquete. Para o corte rente ao solo da forragem, foi utilizado um aro de 0,25 m² para delimitar a área de corte. As amostras coletadas foram pesadas, e separadas em duas sub amostras, uma delas foi utilizada para a estimativa da massa seca total de forragem disponível em cada piquete (kg MS/ ha), a outra, foi separada manualmente em lâminas foliares verdes, hastes verdes e material senescente para determinação da composição morfológica do pasto.

3.2.3 Histórico da área

As adubações realizadas na área, desde 2006, estão expostas na Tabela 3.2 e foram feitas de acordo com recomendações do Boletim 100 segundo as análises de solo e a produção de massa de forragem pretendida.

Tabela 3.2. Resumo das adubações realizadas na área desde 2006

Ano	Adubação corretiva e inicial	Adubação de manutenção	Parcelame nto da adubação
2006		200 kg/ha de N (ureia) e 160 kg/ha de K ₂ O	2 doses
2007	250 kg/ha da fórmula 20:05:20 (NP ₂ O ₅ K ₂ O)	50 kg/ha de N (ureia)	1 dose
2008	250 kg/ha da fórmula 20:05:20 (NP ₂ O ₅ K ₂ O)	350 kg/ha de ureia	3 doses
2009	150 kg/ha da fórmula 08:28:16 (NP ₂ O ₅ K ₂ O)	250 kg/ha de N (ureia)	2 doses
2011	200 kg/ha da fórmula 04:14:08 (NP ₂ O ₅ K ₂ O)	180 kg/ha de N (ureia)	4 doses
2012	250 kg/ha da fórmula 10:10:10 (NP ₂ O ₅ K ₂ O)	90 kg/ha de N (ureia)	2 doses
2013	180 kg/ha da fórmula 04:14:08 (NP ₂ O ₅ K ₂ O)	160 kg/ha de N (ureia)	3 doses
2014	1000 kg/ha de calcário dolomítico em superfície e 200 kg/ha da fórmula 02:31:00	485 kg/ha da fórmula 37:00:08 (NP ₂ O ₅ K ₂ O)	4 doses

(NP₂O₅K₂O)

Fonte: Ruggieri, A. C. (2016)

No ano de 2015, iniciou-se o projeto temático (FAPESP 2015/16631-5) com previsão de término em 2021. A partir de 2015 as adubações de manutenção foram padronizadas em diferentes doses N para diferentes piquetes. As doses utilizadas foram de 0, 90, 180 e 270 kg N/ha, variando de acordo com o piquete. Todas as adubações foram feitas a lanço sem revolvimento para incorporação. Para acesso aos experimentos realizados de 2006 a 2014 na área: <https://1drv.ms/f/s!AtOKKZF9Oou0j0WAcwZKoiRfK2xj>

3.2.4 Delineamento experimental

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado (DIC), sendo os tratamentos as doses de N aplicadas em cada piquete, portanto: Tratamento 1 – 0 kg N/ ha (tratamento controle), tratamento 2 – 90 kg N/ ha, tratamento 3 – 180 kg N/ ha e tratamento 4 – 270 kg N/ ha (Figura 3.2). Na variável frações de C, o número de repetições foi igual a cinco. A análise de dados foi realizada no programa estatístico R (R Core Team 2017), os dados foram analisados como fator único. Quando a ANOVA foi significativa procedeu-se a análise de contrastes ortogonais para verificar o efeito das doses sobre a variável.

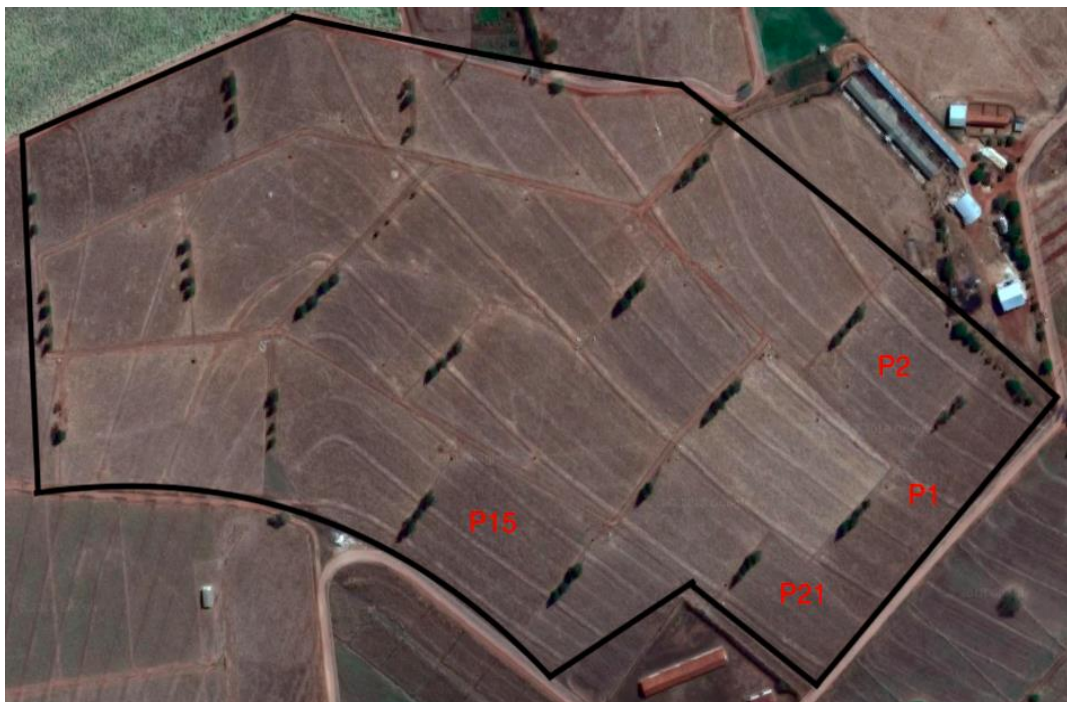


Figura 3.2. Vista aérea da área experimental. Piquete 1 = Tratamento 1 (0 kg N/ ha), Piquete 15 = Tratamento 2 (90 kg N/ha), Piquete 2 = Tratamento 3 (180 kg N/ha) e Piquete 21 = Tratamento 4 (270 kg N/ha).

3.2.5 Coletas de solo

As amostras de solo foram coletadas em março de 2018, respeitando o período para efetiva utilização da adubação nitrogenada aplicada na pastagem. Foram retiradas em cada piquete, aleatoriamente, amostras deformadas de solo, nas profundidades de 0–10 e 10–20 cm. Um trado foi utilizado para a retirada das amostras de solo. Antes da inserção do trado no solo, a camada de liteira superficial foi removida para não superestimar os teores de C. Quinze amostras simples foram obtidas em duas diagonais dentro de cada piquete utilizando o método da coleta híbrido tipo-S. Logo após a retirada do trado do solo, as amostras simples foram colocadas em sacos plásticos para formação da amostra composta. Posteriormente, as amostras foram armazenadas em freezer a -4°C até o momento das análises de C das frações estáveis e instáveis da MOS segundo metodologias propostas.

3.2.6 Quantificação do C das frações estáveis e instáveis da MOS

Anterior às análises, as amostras foram descongeladas e peneiradas em peneira com malha de dois milímetros.

3.2.6.1 Carbono orgânico total (COT)

O COT do solo foi determinado segundo metodologia proposta por Yeomans & Bremner (1988), após a digestão de 0,5 g de TFSA (passada em peneira de 0,2 mm) em 5 ml de $K_2Cr_2O_7$ 0,167 mol L⁻¹ e 7,5 ml de H_2SO_4 p. a., por 30 minutos a 170°C, em bloco digestor. Após esfriarem em temperatura ambiente, as amostras foram filtradas em papel filtro quantitativo e transferidas para erlenmeyers de 250 ml, utilizando-se água destilada para completar um volume final de 80 ml. Em seguida, foram adicionadas 0,3 ml da solução indicadora de ferroin em cada amostra e, procedeu-se a titulação com a solução de $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ 0,2 mol L⁻¹ (Sal de Mohr). Foram realizados quatro brancos controles, sendo dois submetidos a digestão e dois sem digestão.

A quantidade de COT é expressa em porcentagem através do volume da solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra (V_{am}), do branco aquecido (V_{ba}) e do branco não aquecido (V_{bn}), conforme equações: $V = [(V_{ba} - V_{am}) (V_{bn} - V_{ba}) / V_{bn}] + (V_{ba} - V_{am})$. $CO \text{ (g kg}^{-1}\text{)} = [(V)(\text{molaridade } Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O)(3)] / \text{peso da amostra (g)}$. Em que, 3 refere-se ao resultado da relação entre o número de mols de $Cr_2O_7^-$ que reagem com Fe^{2+} (1/6), multiplicado pelo número de mols de $Cr_2O_7^-$ que reagem com o C^0 (3/2), multiplicado pela massa atômica do C (12).

3.2.6.2 Carbono das substâncias húmicas (C-SH)

O fracionamento químico das substâncias húmicas em ácidos húmicos (FAH), ácidos fúlvicos (FAF) e humina (HUM) foi realizado segundo metodologia proposta por Swift (1996). Em tubos de centrífuga de 50 ml

foram colocados 1 g de TSFA e adicionados 10 ml de NaOH 0,1 mol L⁻¹ por amostra. As amostras foram agitadas em agitador vertical por 1 hora a 12 rpm e, em seguida, colocadas em repouso por 24 horas. No dia seguinte, os tubos contendo as amostras foram centrifugados a 3000 g (FCRmédia) por 20 minutos, após serem centrifugados o sobrenadante foi transferido para Bekers de 100 ml. Novamente 10 ml de NaOH foram adicionados no precipitado resultante da primeira rodada e o procedimento foi repetido por mais duas vezes.

O precipitado remanescente no tubo, a fração HUM, foi transferida para tubos de digestão e secos em estufa a 45°C. Os sobrenadantes contidos em cada Becker, continham as frações de FAH e FAF. Esses extratos tiveram seu pH aferido para 2±0,1 com solução de H₂SO₄ (20%) e, posteriormente transferidos para tubos de centrífuga permanecendo em repouso por 18 horas para total precipitação da FAH. Decorrido o tempo, o líquido foi centrifugado por 5 minutos a 3000 g (FCRmédia). O sobrenadante continha a FAF, solúvel em álcali e em ácido, a qual foi transferida para balões de 50 ml e o volume final aferido com água destilada. O precipitado do tubo, continha a FAH, solúvel em álcali e insolúvel em ácido, nele foram adicionados mais 30 ml de NaOH 0,1 mol L⁻¹ para rediluir, homogeneizar e transferir para balões volumétricos de 50 ml completando o volume com NaOH 0,1 mol L⁻¹.

A determinação do C da FAF e da FAH foi realizada segundo método de Yeomans & Bremmer (1988). Foram pipetados 5 ml do extrato de cada amostra para tubos de digestão e adicionados 10 ml da solução de K₂Cr₂O₇ 0,167 mol L⁻¹ e 10 ml de H₂SO₄ concentrado. Após 30 minutos de digestão a 170°C, os tubos foram deixados em temperatura ambiente para esfriar e o conteúdo de cada tubo foi filtrado em papel filtro quantitativo e transferidos para Erlenmeyers de 250 ml, utilizando-se água destilada para completar um volume final de 80 ml. Em seguida, foram adicionadas 0,3 ml da solução indicadora de ferroin em cada amostra e, procedeu-se a titulação com a solução de sulfato ferroso amoniacal 0,2 mol L⁻¹ (Sal de Mohr). Nas mesmas condições foram realizados quatro brancos controles, sendo que dois deles

foram submetidos a digestão e os outros dois permaneceram em temperatura ambiente. O cálculo do carbono das FAF e FAH foram realizados igualmente para o COT.

Para determinação do C da HUM o precipitado dos tubos de centrifuga foram retirados por lavagem com água destilada e transferidos para tubos de digestão. A partir daí o procedimento foi realizado igualmente para análise de COT, bem como, os cálculos.

3.2.6.3 Carbono Solúvel (CS)

O carbono solúvel em água foi quantificado através do método de Bartlett & Ross (1988), estimando-se a quantidade de C presente na amostra pela perda de cor, resultante da redução do Mn(III)-pirofosfato pelo C orgânico em meio ácido (H_2SO_4). A reação que ocorre é a seguinte: $15\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 + 4\text{Mn}^{2+} + \text{MnO}_4^- + 23\text{H}^+ \rightarrow 5\text{Mn}(\text{Na}_2\text{HP}_2\text{O}_7)_3 + 4\text{H}_2\text{O} + 30\text{Na}^+$.

Dez gramas de solo foram pesados em tubos de centrífuga e adicionados 40 ml de água deionizada. Em seguida, agitados em agitador horizontal por 15 minutos e, posteriormente, centrifugados a 1.500g (FCR_{média}) por 10 minutos e filtrados em papel filtro quantitativo. Após a filtragem, 2,5 ml do extrato filtrado foram colocados em tubos de ensaio e adicionaram-se 2,5 ml de água destilada, 2,5 ml de reagente de trabalho (RT) e 2,5 ml de H_2SO_4 concentrado, a solução foi deixada em repouso por 18 horas. O reagente de trabalho é uma solução composta por $\text{H}_2\text{O} + \text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ 0,1 mol $\text{L}^{-1} + \text{H}_2\text{SO}_4$ 0,5 mol $\text{L}^{-1} + \text{KMnO}_4$ 0,1 mol L^{-1} . Decorrido o tempo, procedeu-se leitura em espectrofotômetro com comprimento de onda de 495 nm. Foi feita uma curva padrão para determinação do CS, da mesma forma que as amostras, após a adição do reagente de trabalho, aguardou-se 18 horas para proceder a leitura da curva em espectrofotômetro com comprimento de onda de 495 nm.

Os cálculos de CS foram realizados através das equações: $A \text{ (mmol } \text{L}^{-1}) = (\text{LA} - \text{Lmáx}) / (\text{Lmín})$, na qual, LA = leitura da amostra no espectrofotômetro, Lmáx = valor máximo obtido na leitura da curva e Lmín =

valor mínimo obtido na leitura da curva. $CS (g\ kg^{-1}) = [(A)(40)(12)]/(\text{peso da amostra}(g))$, na qual, 40 refere-se a quantidade de água utilizada para solubilizar a amostra e 12, a massa molar do carbono.

3.2.6.4 Carbono lábil (C-lábil)

A quantificação do C-lábil foi procedida segundo metodologia de Blair (1995), a qual foi adaptada para solos tropicais por Shang & Tiessen (1997). O procedimento tem como objetivo a oxidação do carbono lábil a partir da utilização do permanganato de potássio ($KMnO_4$). A reação que ocorre é representada por: $2\ MnO_2 + C^0 + 8H^+ \rightarrow CO_2 + Mn^{2+} + 4H_2O$.

Pesou-se 1 g de TFSA, peneirada em peneira de 0,2 mm em tubos de centrífuga de 50 ml, em seguida foram adicionados 25 ml da solução de $KMnO_4$ 0,033 mol L^{-1} e agitou-se por uma hora a 60 rpm em agitador vertical. Após esse procedimento, as amostras foram centrifugadas por 5 minutos a 500 g (RCF média), 1 ml do sobrenadante foi pipetado e transferido para balões de 250 ml, sendo o volume final completado com água deionizada. A posterior quantificação do carbono da amostra é feita por leitura em espectrofotômetro com comprimento de onda de 565 nm. Foi feita uma curva padrão para determinação do C-lábil a partir de diferentes concentrações de $KMnO_4$ 0,033 mol L^{-1} , sendo: 0,030; 0,0280; 0,0250 e 0,020 mol L^{-1} .

A molaridade (mmol) de cada amostra foi quantificada através da equação de regressão obtida pela curva padrão: $Y = 198,37x - 1,6304$. A quantificação do C-lábil foi obtida por: $C\text{-lábil} (mg\ kg^{-1}) = [(Y)(9)*(50)/(\text{peso da amostra})]/1000$, na qual, Y = molaridade da amostra, 9 = equivalência de 1 mmol $KMnO_4$ oxidado em mg C, 50 = quantidade de extrator utilizado e 1000 = fator de conversão de g para mg.

A facilidade com que o permanganato de potássio se fotoxida é considerada a principal limitação do método.

3.2.6.5 Carbono da biomassa microbiana (C-BMS)

Para determinação do C-BMS foi utilizado o método da fumigação-extração proposto por Vance et al. (1987), realizando a fumigação com acréscimo de clorofórmio (sem álcool) na amostra, como sugerido por Brookes et al. (1982) e Witt et al. (2000), armazenando-as em local isento de iluminação por 24 horas. Finalmente, a extração e quantificação do C-BMS é feita pelo método de Walkley & Black (1934) modificado por Tedesco et al. (1995), sem aquecimento externo.

As amostras de TFSA, peneiradas em peneira com malha de 2 mm, foram pesadas (10 g) e feitas em duplicatas, sendo duas fumigadas e duas não fumigadas. Após a pesagem, as amostras foram colocadas em frascos de vidro de 100 ml. A umidade das amostras de solo foi ajustada a capacidade de campo adicionando 3 ml de água deionizada.

A fumigação foi realizada 24 horas após a adição de água na amostra. Foi adicionado 1 ml de clorofórmio em cada frasco, os mesmos, em seguida, foram fechados e armazenados em local escuro por 24 horas, com temperatura média de 26°C. No dia seguinte, os frascos foram deixados abertos em capela de exaustão, até que todo o clorofórmio fosse evaporado para posterior extração.

A extração, tanto nas amostras fumigadas quanto nas não fumigadas, foram feitas com adição de 50 ml de solução de K_2SO_4 0,5 mol L⁻¹ e agitação por 30 minutos em agitador orbital a 220 RPM, esperou-se decantar por 30 minutos e o sobrenadante foi filtrado em papel de filtro quantitativo e transferido para Beckers de 80 ml. Após a filtragem, utilizou-se 8 ml do extrato filtrado, foram colocados em Erlenmeyers de 250 ml, adicionou-se 2 ml da solução de $K_2Cr_2O_7$ 0,066 mol L⁻¹, 10 ml de H_2SO_4 p.a. e 5 ml de H_3PO_4 p.a., nessa ordem. Ao esfriar a solução, foram adicionados 70 ml de água deionizada e, em seguida, 4 gotas de difenilamina. A titulação, foi realizada sob agitação magnética com uma solução de sulfato ferroso amoniacal 0,033 mol L⁻¹.

Para a quantificação do C-BMS, primeiramente, foi verificado o

volume oxidado em cada amostra: $V_{oxi} = (V_b - V_t)$, onde, V_{oxi} = volume oxidado, V_b = Volume de Sal de Mohr utilizado para titulação do branco e V_t = Volume de Sal de Mohr utilizado para titulação das amostras. Em seguida, foi calculada a quantidade de C-BMS das amostras através da equação: $C-BMS (g\ kg^{-1}) = [(V_{oxif} - V_{oxinf})(2)(3)]/(\text{peso da amostra})$, na qual, V_{oxif} = Volume oxidado na amostra fumigada, V_{oxinf} = Volume oxidado na amostra não fumigada, 2 e 3 = fatores de conversão.

3.2.7 Análise estatística

Os dados foram analisados quanto a normalidade utilizando o teste de Shapiro-Wilk e homogeneidade das variâncias utilizando o teste de Bartlett. Se necessário, os dados foram transformados utilizando logaritmo. Quando a análise de variância foi significativa, contrastes polinomiais ortogonais foram utilizados para identificar o efeito das doses de nitrogênio sobre as frações de C. A significância estatística foi declarada quando $P < 0,05$. Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R core team (versão 3.2).

3.3 Resultados e Discussão

As doses de N proporcionaram efeito quadrático na quantidade de COT na camada de 0-10 cm, no entanto, não houve interação significativa ($P > 0,05$) entre as doses de N e o COT na camada de 10-20 cm do solo (Tabela 3.3). O efeito quadrático dos tratamentos pode ser explicado por Six et al. (2002) ao afirmarem que a mineralogia do solo, principalmente as frações argila e silte, fazem com que as alterações de C em solos não revolvidos, mesmo com alta deposição de resíduos, não seja estável.

Comparando-se a quantidade de COT da camada superior do solo com a camada de 0-20 cm, a concentração foi maior na camada de 0-10 cm do solo, 5,65; 5,43; 8,37 e 5,93 g C/kg solo seco a mais, respectivamente para os tratamentos 0, 90, 180 e 270 kg N/ha. Esse fato relaciona-se com a

maior quantidade de resíduos vegetais encontrados na superfície do solo, o que disponibiliza mais C para o sistema. Em trabalho desenvolvido por Gonçalves & Ceretta (1999) com diferentes espécies de plantas forrageiras de cobertura consorciadas com plantio do milho e duas doses de adubação nitrogenada (0 e 80 kg N/ha) relatou semelhante diferença no COT do solo na avaliação da camada de 0 – 17,5 cm. Bem como, o trabalho de Faccin et al. (2017), testando sulfato de amônio e ureia em plantio consorciado de milho e *B. brizantha*, Latossolo Vermelho distroférrico, obtiveram resultados de concentrações mais altas de COT nas camadas de 0-5 cm mais altas quando comparadas aos resultados das demais camadas.

Tabela 3.3. Carbono orgânico total (COT) em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de nitrogênio

Tratamento (kg N ha ⁻¹)	Profundidade (g C/ kg solo seco)		Média
	0-10 cm	10-20 cm	
0	17,95	12,30	15,13
90	13,79	8,36	11,07
180	17,85	9,48	13,66
270	16,83	10,90	13,86
EPM	3,46	3,83	
Valor-p	0,05	0,24	
Efeito	Quadrático	NS	

EPM= erro padrão médio, NS= não significativo.

Nas frações instáveis da MOS, observou-se no C-lábil não houve efeito significativo ($P>0.05$) dos tratamentos na camada de 0-10 cm e efeito linear decrescente com o incremento de N na área na camada de 0-20 cm (Tabela 3.4). Segundo Silva e Mendonça (2007), a taxa de decomposição da fração lábil da MOS é superior quando comparada à fração estável, fazendo com que a fração lábil permaneça por pouco tempo no solo servindo de nutrientes às plantas e energia aos micro-organismos, portanto, pode-se inferir uma correlação entre o aumento das doses de N e a diminuição da quantidade de C-lábil, uma vez que o maior aporte de N favorece o desenvolvimento da planta (DA SILVA et al., 2012; WHITEHEAD, 1995).

Tabela 3.4. Frações de carbono instáveis do solo em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de nitrogênio

Tratamento (kg N ha ⁻¹)	C-Lábil (g C/kg solo seco)		C-solúvel (mg C/kg solo seco)		C-BMS (g C/kg solo seco)	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
0	8,35	12,46	399	491	3,20	3,60
90	14,71	16,49	224	265	3,29	1,75
180	11,53	12,28	408	770	1,44	1,84
270	13,09	10,28	298	334	0,92	1,09
EPM	4,56	2,24	195	247	1,66	0,67
Valor-p	0,06	0,01	0,74	0,02	0,05	0,01
Efeito	NS	Linear	NS	Cúbico	Linear	Linear

EPM= erro padrão médio, NS= não significativo

A variável C-solúvel não apresentou resultado significativo ($P > 0.05$) perante os tratamentos na camada de 0-10 cm do solo, porém, na camada de 10-20 cm, houve efeito cúbico das doses de N na concentração de C-solúvel (Tabela 3.4), sendo o tratamento 180kg N/ha o que apresentou maior valor (770 mg C/kg solo seco). Assim como o C-lábil, o C-solúvel é de fácil degradação no solo e marca o início da decomposição dos substratos orgânicos que adentram o solo, na qual resíduos insolúveis são hidrolisados, originando moléculas solúveis em água, como açúcares, aminoácidos e outros (SOUZA & MELO, 2003). Os resultados de C-solúvel apresentados, são considerados altos quando comparados com outros trabalhos (SOUZA & MELO, 2003), esses autores relacionam valores altos de C-solúvel em solos não revolvidos com as substâncias orgânicas liberadas pelas raízes, o que causa adição nesse efeito.

O C-BMS, em ambas as camadas, mostrou efeito linear decrescente conforme o incremento de N no solo (Tabela 3.4). Segundo Chen e Stark (2000), a decomposição dos resíduos orgânicos estabelece estreita associação com a relação C/N. Assim sendo, os tratamentos que tem recebido maiores doses de N, desde 2014, possivelmente, expressam menor relação C/N quando comparada aos outros tratamentos, o que caracteriza uma decomposição mais rápida pelos micro-organismos, fazendo com que parte dos nutrientes sejam mineralizados e parte

incorporados na massa microbiana (SOUZA et al., 2010). Por outro lado, o tratamento sem adição de ureia, tende a ter alta relação C/N, o que reduz a atividade oxidativa dos micro-organismos, refletindo nos valores mais altos de C-BMS em ambas as profundidades para esse tratamento. Segundo Gama-Rodrigues e Gama-Rodrigues (2008), a quantidade de C-BMS designa o potencial de sequestro de C no solo, aquele que contribui com a humificação da MOS, possibilitando comparar quantidades de entrada e saída de C de acordo com o manejo utilizado, visto isso, pode-se inferir uma relação direta de quantidade de C-BMS com o potencial de reserva de C no solo, e quanto maior a relação, menor é a capacidade de transformação da MOS.

O pastejo, é outro fator que contribui para a ciclagem de nutrientes do sistema. Através das fezes e urina, nutrientes retornam ao solo acelerando a ciclagem. Em trabalho realizado por Delbem et al. (2011), avaliando a aplicação de três fertilizantes nitrogenados em pastagens de *B. brizantha*, encontraram semelhante comportamento de decréscimo na concentração de C-BMS conforme aumento das doses de N. Em pesquisa, desenvolvida por Pivatto et al. [entre 2011 e 2018] em pastos adubados com diferentes doses de ureia em sistema de integração lavoura-pecuária, mostraram que nos pastos em que a intensidade de pastejo era maior, a atividade microbiana no solo era favorecida devido a maior reciclagem de nutrientes através das fezes e urina excretadas pelos animais e, nos sistemas onde não havia pastejo o N era mais aproveitado pela planta e, conseqüentemente, se incorporava menos na biomassa microbiana, limitando, assim, a decomposição.

No fracionamento químico da fração estável da MOS, obteve-se valores não significativos ($P>0.05$) para HUM, tanto na profundidade de 0-10 cm quanto na de 10-20 cm. A fração humina do solo depende diretamente dos teores de lignina dos resíduos vegetais para sua formação, tendo em vista os valores de lignina dos pastos da área, 39,5; 35,6; 38,5 e 37,7 g.kg⁻¹ MS (matéria seca) para os tratamentos de 0, 90, 180, 270 kg N/ha, respectivamente (DELEVATTI et al., 2019), pode-se considerar que essa

concentração de lignina não é suficiente para a formação expressiva de humina, fazendo com que os valores de C-FAF e C-FAH sejam mais relevantes. No C-FAF e C-FAH, nas duas profundidades avaliadas o efeito das doses de N foi cúbico (Tabela 3.5). O incremento de N através da fertilização leva a redução na decomposição das substâncias húmicas no solo (MICHEL & MATZNER, 2002), contribuindo para a formação de MOS recalcitrante (LOVATO et al., 2004). Em pesquisas realizadas por Silva et al. (2011) e Pulrolnik et al. (2009) em Latossolos, mostraram que o C-HUM aparece em maior quantidade, quando comparado com as FAF e FAH. Segundo Grinhut et al. (2007), esta predominância da fração HUM está relacionada à insolubilidade e resistência à biodegradação, favorecida pela formação de complexos argilo-húmicos estáveis. Os resultados obtidos neste trabalho se mostram contrários às afirmações.

Tabela 3.5. Frações de carbono estáveis do solo em pastos de capim-marandu adubados com diferentes doses de nitrogênio

Tratamento (kg N ha ⁻¹)	HUM		FAF (g C/ kg solo seco)		FAH	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
0	4,80	2,86	7,19	7,56	7,49	7,40
90	3,49	2,20	6,03	6,24	6,26	6,15
180	4,11	2,09	7,53	7,57	7,50	7,47
270	4,29	3,29	6,24	6,23	6,20	6,23
EPM	1,06	0,75	0,33	0,20	0,08	0,08
Valor-p	0,11	0,60	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Efeito	NS	NS	Cúbico	Cúbico	Cúbico	Cúbico

EPM= erro padrão médio, NS= não significativo, C-HUM= carbono da fração humina, FAF= carbono da fração ácidos fúlvicos, FAH= carbono da fração ácidos húmicos

Segundo Rheinheimer et al. (1998), em sistemas que não realizam a incorporação da massa orgânica no solo, a atividade dos micro-organismos nas camadas superficiais do solo é mais vigorosa, resultando em maior quantidade de C de mais fácil decomposição. O resultado dessa atividade microbiana constante e equilibrada, favorece a ressíntese de substâncias húmicas, principalmente de C-FAF e C-FAH, os quais são caracterizados por moléculas de menor estabilidade que a HUM.

3.4 Conclusão

O manejo das pastagens de capim-marandu com aplicação de fertilizante nitrogenado resultou em pequenas mudanças nos teores de C das frações estáveis e instáveis da MOS.

As mudanças observadas como resultado da fertilização nitrogenada na ciclagem do C podem ter modificações a longo prazo, devido a alta afinidade do nutriente com a fração mineralógica do solo, portanto, estudos que avaliem por mais tempo esses efeitos devem ser realizados.

3.5 Referências

- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. ISSN 0941-2948.
- BARTLETT, R. J.; ROSS, D. S. Colorimetric determination of oxidizable carbon in acid soil solutions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 52, n. 4, p. 1191-1192, 1988. ISSN 0361-5995.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Metrópole**, p. 7-18, 2008.
- BLAIR, G. J.; LEFROY, R. D.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian journal of agricultural research**, v. 46, n. 7, p. 1459-1466, 1995. ISSN 1444-9838.
- BRITO, L. F. et al. Seasonal fluctuation of soil carbon dioxide emission in differently managed pastures. **Agronomy Journal**, v. 107, n. 3, p. 957-962, 2015. ISSN 0002-1962.
- BROOKES, P.; POWLSON, D.; JENKINSON, D. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. **Soil biology and biochemistry**, v. 14, n. 4, p. 319-329, 1982. ISSN 0038-0717.

- BROUGHAM, R. W. Interception of light by the foliage of pure and mixed stands of pasture plants. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 9, n. 1, p. 39-52, 1958. ISSN 1444-9838.
- CASAGRANDE, D. R. et al. Canopy characteristics and behavior of Nellore heifers in *Brachiaria brizantha* pastures under different grazing heights at a continuous stocking rate. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 40, n. 11, p. 2294-2301, 2011. ISSN 1516-3598.
- CHEN, J.; STARK, J. M. Plant species effects and carbon and nitrogen cycling in a sagebrush-crested wheatgrass soil. **Soil biology and biochemistry**, v. 32, n. 1, p. 47-57, 2000. ISSN 0038-0717.
- CONANT, R. T. **Challenges and opportunities for carbon sequestration in grassland systems**. FAO, 2010.
- DA SILVA, T. et al. Morfogênese e estrutura de *Brachiaria decumbens* em resposta ao corte e adubação nitrogenada. **Archivos de zootecnia**, v. 61, n. 233, p. 91-102, 2012. ISSN 0004-0592.
- DELBEM, F. C. et al. Fontes e doses de adubação nitrogenada na atividade microbiana e fertilidade do solo cultivado com *Brachiaria brizantha*. **Acta Scientiarum: Agronomy**, p. 361-367, 2011. ISSN 1807-8621.
- DELEVATTI, L. M. et al. Effect of nitrogen application rate on yield, forage quality and animal performance in a tropical pasture. 2019. Artigo submetido
- DUBEUX, J. et al. Litter decomposition and mineralization in bahiagrass pastures managed at different intensities. **Crop Science**, v. 46, n. 3, p. 1305-1310, 2006. ISSN 1435-0653.
- DUBEUX, J. et al. Nutrient cycling in warm-climate grasslands. **Crop Science**, v. 47, n. 3, p. 915-928, 2007. ISSN 1435-0653.
- FACCIN, F. C. et al. Frações granulométricas da matéria orgânica do solo em consórcio de milho safrinha com capim-marandu sob fontes de nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 12, p. 2000-2009, 2017. ISSN 1678-3921.
- FISHER, M. J. et al. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. **Nature**, v. 371, n. 6494, p. 236, 1994. ISSN 1476-4687.

FISHER, M. J.; RAO, I. M.; THOMAS, R. J. Nutrient cycling in tropical pastures, with special reference to the neotropical savannas. **Int. Grassl. Cong., 18th, Winnipeg and Saskatoon, Canada**, p. 8-17, 1997.

GAMA-RODRIGUES, E. D.; GAMA-RODRIGUES, A. D. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Metrópole**, p. 159-2170, 2008.

GONÇALVES, C.; CERETTA, C. Plantas de cobertura de solo antecedendo o milho e seu efeito sobre o carbono orgânico do solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 2, 1999. ISSN 0100-0683.

GRINHUT, T.; HADAR, Y.; CHEN, Y. Degradation and transformation of humic substances by saprotrophic fungi: processes and mechanisms. **Fungal biology reviews**, v. 21, n. 4, p. 179-189, 2007. ISSN 1749-4613.

LOVATO, T. et al. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista brasileira de ciencia do solo. Campinas. Vol. 28, n. 1 (2004), p. 175-187**, 2004. ISSN 0100-0683.

MICHEL, K.; MATZNER, E. Nitrogen content of forest floor Oa layers affects carbon pathways and nitrogen mineralization. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 34, n. 11, p. 1807-1813, 2002. ISSN 0038-0717.

MOTT, G.; LUCAS, H. The design, conduct and interpretation of grazing trials on cultivated and improved pastures. International grassland congress, 1952, Pennsylvania. p.1380-1395.

PEDREIRA, B. C.; PEDREIRA, C. G. S.; SILVA, S. C. D. Sward structure and herbage accumulation in *Brachiaria brizantha* cultivar Xaraés in response to strategies of grazing. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 2, p. 281-287, 2007. ISSN 0100-204X.

PIVATTO, D. R. D. et al. Biomassa e atividade microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária submetido a adubação nitrogenada. **Convibra**, Dois Vizinhos, Paraná. Entre 2011 e 2018.

PULROLNIK, K. et al. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado

no Vale do Jequitinhonha-MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 5, 2009. ISSN 0100-0683.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1609-1623, 2007.

REID, J. B.; GOSS, M. J. Changes in the aggregate stability of a sandy loam effected by growing roots of perennial ryegrass (*Lolium perenne*). **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 31, n. 3, p. 325-328, 1980. ISSN 0022-5142.

RHEINHEIMER, D. et al. Modificações em atributos químicos de solo arenoso sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, n. 4, p. 713-721, 1998. ISSN 0100-0683.

RUGGIERI, A. C. **Análise conjunta de dados de experimentos com intensidades de pastejo em pastos de capim-marandu**. Tese de Livre Docência – Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus de Jaboticabal, São Paulo, p. 13. 2016.

SALTON, J. C. et al. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira: 1977. Brasília. Vol. 46, n. 10 (out. 2011), p. 1349-1356**, 2011. ISSN 0100-204X.

SANGHA, K. K.; JALOTA, R. K.; MIDMORE, D. J. Litter production, decomposition and nutrient release in cleared and uncleared pasture systems of central Queensland, Australia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 2, p. 177-189, 2006. ISSN 1469-7831.

SHANG, C.; TIESSEN, H. Organic matter lability in a tropical oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density, and magnetic fractionations. **Soil Science**, v. 162, n. 11, p. 795-807, 1997. ISSN 0038-075X.

SILVA, E. F. D. et al. Labile and recalcitrant fractions of soil organic matter under integrated crop-livestock system. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1321-1331, 2011. ISSN 0100-204X.

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.;

NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, p. 1017, 2007.

SIX, J. et al. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. **Plant and soil**, v. 241, n. 2, p. 155-176, 2002. ISSN 0032-079X.

SOUZA, E. D. D. et al. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista brasileira de ciência do solo. Campinas. Vol. 34, n. 1 (jan./fev. 2010), p. 79-88**, 2010. ISSN 0100-0683.

SOUZA, E. D. D. et al. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista brasileira de ciência do solo. Campinas. Vol. 33, n. 6 (nov./dez. 2009), p. 1829-1836**, 2009. ISSN 0100-0683.

SOUZA, W. J. O. D.; MELO, W. Matéria orgânica em um Latossolo submetido a diferentes sistemas de produção de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, p. 1113-1122, 2003. ISSN 0100-0683.

SWIFT, R. S. Organic matter characterization. **Methods of Soil Analysis Part 3—Chemical Methods**, n. methodsofsoilan3, p. 1011-1069, 1996. ISSN 0891188665.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Ufrgs Porto Alegre, 1995.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil biology and Biochemistry**, v. 19, n. 6, p. 703-707, 1987. ISSN 0038-0717.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil science**, v. 37, n. 1, p. 29-38, 1934. ISSN 0038-075X.

WHITE, R. E. **Princípios e práticas da ciência do solo: o solo como um recurso natural**. Organização Andrei Editora, 2009. ISBN 8574763780.

WITT, C. et al. A rapid chloroform-fumigation extraction method for measuring soil microbial biomass carbon and nitrogen in flooded rice soils.

Biology and Fertility of Soils, v. 30, n. 5-6, p. 510-519, 2000. ISSN 0178-2762.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in soil science and plant analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988. ISSN 0010-3624.

S