

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

Carina Marchezan

**NITROGÊNIO NA SOLUÇÃO DO SOLO E ASPECTOS
NUTRICIONAIS E FISIOLÓGICOS DO MILHO CULTIVADO APÓS 12
ANOS SOB FONTES ORGÂNICAS E MINERAL**

Santa Maria, RS

2018

Carina Marchezan

**NITROGÊNIO NA SOLUÇÃO DO SOLO E ASPECTOS NUTRICIONAIS E FISIOLÓGICOS DO
MILHO CULTIVADO APÓS 12 ANOS SOB FONTES ORGÂNICAS E MINERAL**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS) como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciência do Solo**.

Orientador: Prof. Carlos Alberto Ceretta

Coorientador: Paulo Ademar Avelar Ferreira

Santa Maria, RS

2018

Marchezan, Carina

NITROGÊNIO NA SOLUÇÃO DO SOLO E ASPECTOS NUTRICIONAIS
E FISIOLÓGICOS DO MILHO CULTIVADO APÓS 12 ANOS SOB FONTES
ORGÂNICAS E MINERAL / Carina Marchezan.- 2018.

56 p.; 30 cm

Orientador: Carlos Alberto Ceretta

Coorientador: Paulo Ademar Avelar Ferreira

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Ciência do Solo, RS, 2018

1. Dejetos de animais 2. N orgânico dissolvido 3. N
inorgânico dissolvido 4. Fertilizante mineral 5. Plantio
direto I. Ceretta, Carlos Alberto II. Ferreira, Paulo
Ademar Avelar III. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

© 2018

Todos os direitos autorais reservados a Carina Marchezan. A reprodução de parte ou do todo desse trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

Endereço: Av. Roraima nº 1000, Cidade Universitária, Santa Maria - RS, CEP: 97105-900, Prédio 42, sala 3308. Fone (55) 3220-8157; E-mail: marchezancarina@yahoo.com.br

Carina Marchezan

**NITROGÊNIO NA SOLUÇÃO DO SOLO E ASPECTOS NUTRICIONAIS E
FISIOLÓGICOS DO MILHO CULTIVADO APÓS 12 ANOS SOB FONTES ORGÂNICAS E
MINERAL**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS) como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciência do Solo**.

Aprovado em 19 julho de 2018:



Carlos Alberto Ceretta (UFSM)
(Presidente/Orientador)



Leandro Souza da Silva (UFSM)



Tales Tiecher (UFRGS)

Santa Maria, RS

2018

Aos meus pais Amauri e Aneide Marchezan

Dedico esse trabalho!

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por sempre me ofertar boas oportunidades e colocar boas pessoas em meu caminho.

Aos meus pais, Amauri Marchezan e Aneide Dal'Ongaro Marchezan, os quais sempre se empenharam ao máximo me fornecendo suporte para que eu alcançasse meus objetivos pessoais e profissionais. Também os agradeço aos meus irmãos Fábio, Heleno, Leila, Adriana e Simone, por nunca deixarem faltar amor e carinho.

Ao Professor Carlos Alberto Ceretta, pela orientação, e confiança depositada. Mesmo no final de sua carreira como docente, sempre me incentivou e me acompanhou nos momentos de maior necessidade. O senhor teve grande importância no meu crescimento pessoal e profissional, e com certeza sua postura e conduta serviu como inspiração a todos seus alunos.

Ao Professor Paulo Ademar Avelar Ferreira, pela co-orientação e por me ensinar os primeiros passos dentro da pesquisa científica. A aprendizagem é um processo individual, mas ela se torna mais fácil quando temos alguém que sabe como ensinar. Seu apoio foi fundamental na elaboração, condução e na obtenção dos resultados desse trabalho.

Ao Professor Gustavo Brunetto, muito obrigada, por estar presente, acompanhando e insistindo no meu desenvolvimento pessoal e científico, sempre me motivando na horas mais difíceis.

À banca examinadora, Dr. Tales Tiecher, Dr. Leandro Souza da Silva e Dr. Stefen Pujol por aceitarem o convite para revisão do material, e contribuições realizadas.

Aos colegas de laboratório, alunos de Pós-Graduação, Alessandra Bacca, Betânia De Paula, Lincon Stefanello, Edicarla Trentin, Isley Bicalho, e Matheus Kullmann, pelas trocas de conhecimento e discussão de temas.

Aos colegas de laboratório, alunos de graduação, Adriele Tassinari, Amanda Krug, Beatriz Vitto, Daniela Facco, Gabriel Sans, Jacson Hindersmann, João Pedro Jung, Letícia Morsh, Luana Garlet, Ricardo Vidal, Rodrigo Knevez, Rodrigo Schneider Mico, Rodrigo Krammes, Simoni Belles, Vanessa Marques, Yohanna Porto e Wagner Squizani, pela intensa

colaboração no planejamento e execução das atividades. Graças a vocês as atividades foram executadas com máxima eficiência.

Aos colegas que passaram pelo nosso grupo, mas que tiveram importância fundamental na construção do meu conhecimento, Tadeu Luis Tiecher, Lessandro De Conti, Cledimar Rogério Lourenzi, Marlise Nara Ciotta, Cesar Cella, Nathalia Ciancio, Renan Fagan Vidal, muito obrigada.

Aos meus colegas de graduação e de CEU, Eduardo, Jéssica, Jocélia, Charles, Mateus, Gessica e Silvinha por serem minha família em Santa Maria.

Aos professores do Departamento de Solos, especialmente, Celso Aita, Danilo Rheinheimer dos Santos, Fabrício Pedron, Leandro da Silva, Ricardo Dalmolin, Rodrigo Jacques, Sandro Giacomini e Zaida Antonioli, pelas aulas ministradas e pela oportunidade de aprendizado durante o curso.

À Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo (PPGCS) pela oportunidade de realização do Curso de Mestrado.

Ao CNPq e Fapergs, pela bolsa e auxílio financeiro.

A todos aqueles que não foram citados, mas, que de alguma contribuíram para minha formação pessoal e profissional, e para a realização deste estudo.

“Tudo depende do tipo de lente que você utiliza para ver as coisas.”

Jostein Gaarder - Sophie's World

RESUMO

NITROGÊNIO NA SOLUÇÃO DO SOLO E ASPECTOS NUTRICIONAIS E FISIOLÓGICOS DO MILHO CULTIVADO APÓS 12 ANOS SOB FONTES ORGÂNICAS E MINERAL

AUTOR: Carina Marchezan

ORIENTADOR: Carlos Alberto Ceretta

COORIENTADOR: Paulo Ademar Avelar Ferreira

Dejetos de animais são frequentemente utilizados na agricultura como fonte de nutrientes, especialmente de nitrogênio (N). O objetivo do trabalho foi avaliar como a aplicação de dejetos de diferentes sistemas de criação de animais, durante doze anos e 19 aplicações, interfere na dinâmica e nas formas de N na solução do solo, bem como na produtividade e estado fisiológico das plantas de milho. O estudo foi realizado de 2004 a 2017 em Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. Os tratamentos consistiram na aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS); dejetos líquidos de bovinos (DLB); cama sobreposta de suínos (CSS); fertilizante mineral (NPK) e controle, sem aplicação de nutrientes. A determinação das concentrações de N inorgânico dissolvido (NID) ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) e N orgânico dissolvido (NOD) na solução do solo foram realizadas *in situ* por meio de lisímetros de tensão, antes da semeadura e aplicação dos tratamentos (tempo 0) e aos 5, 20, 35, 55, 80, 120 dias após a emergência da cultura (DAE). Nestas mesmas ocasiões foram coletadas plantas para avaliação da concentração de N no tecido e foram analisadas a atividade fotossintética e taxa de transpiração. Também foram avaliadas a produtividade e os índices de eficiência e recuperação do N pelo milho. O NID na solução do solo foi a forma de N predominante em todos os tratamentos, variando de 53 a 80 % do Nitrogênio Dissolvido Total (NDT). O NPK foi o único tratamento que manteve uma concentração elevada NO_3^- na solução do solo até 35 DAE e isso proporcionou maior produtividade de grãos e favoreceu parâmetros fisiológicos e nutricionais nas plantas de milho. Dentre as fontes orgânicas, o uso do DLB foi a que permitiu maior produtividade de grãos e melhores indicadores de parâmetros fisiológicos e nutricionais, mas não manteve uma disponibilidade de N na solução do solo adequada às plantas.

Palavras-chave: Dejetos de animais, N orgânico dissolvido, N inorgânico dissolvido, fertilizante mineral, plantio direto.

ABSTRACT

NITROGEN IN SOIL SOLUTION AND NUTRITIONAL AND PHYSIOLOGICAL ASPECTS OF CORN CULTIVATED AFTER 12 YEARS UNDER ORGANIC AND MINERAL SOURCES

AUTHOR: Carina Marchezan

ADVISOR: Carlos Alberto Ceretta

COORIENTADOR: Paulo Ademar Avelar Ferreira

Animal manures are frequently utilized in agriculture as a source of nutrients, especially nitrogen (N). The objective of this work was to evaluate how the application of manure from different animal breeding systems during twelve years and 19 applications interferes in the soil solution dynamics and forms, as well as in the physiological and physiological state of maize plants. The study was conducted in an experiment conducted from 2004 to 2017 in Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil. The treatments consisted in the application of swine slurry (DLS), cattle slurry (DLB), swine deep-litter bedding (CSS), mineral fertilization (NPK), Control, without application of nutrients. The determination of the concentrations of inorganic N (NID) ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) and organic N (NOD) dissolved in the soil solution was performed *in situ* by means of voltage lysimeters, prior to sowing and application of treatments (time 0) and at 5, 20, 35, 55, 80, 120 days after emergence of the culture (DAE). At these same times, plants were collected for evaluate the concentration of N in the tissue and the photosynthetic activity and the rate of transpiration were analyzed. N productivity and efficiency indexes for maize were also evaluated. The NID in the soil solution was the predominant N in all treatments, ranging from 53 to 80% of Total Dissolved Nitrogen (NDT). NPK was the only treatment that maintained high concentration of NO_3^- in the soil solution up to 35 DAE and provided higher grain yield and physiological parameters favor and nutritional in maize plants. Among the organic sources, the use of DLB allowed greater grain yield and better indicators of physiological and nutritional parameters, but did not maintain availability of N in the solution of the soil adequate to the plants.

Keywords: Animal manure, dissolved organic N, dissolved inorganic N, mineral fertilizer, no-tillage.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Os principais formas e fluxos (setas) de N na solução do solo, excluindo entradas via resíduos e fixação de biológica de N ₂	22
Figura 2. Concentrações de NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , NDT e COD total na solução do solo extraída na camada de 0-10 cm, durante o cultivo do milho, submetido a aplicação de fontes orgânicas e mineral.....	39
Figura 3. Proporções de N orgânico dissolvido (NOD) e N inorgânico dissolvido (NID) na solução do solo extraída da camada de 0-10 cm, durante o cultivo do milho, submetido a aplicação de fontes orgânicas e mineral de N.....	40
Figura 4. Taxa fotossintética, concentração e CO ₂ intracelular, condutância estomática e taxa de transpiração de plantas de milho em seus diferentes períodos de desenvolvimento, quando submetido a aplicações de fontes orgânicas e mineral de N.....	41
Figura 5. Concentração de N, matéria seca, acúmulo de N na matéria seca e produção de grãos de milho, submetido a aplicação de fontes orgânicas e mineral de N.....	42
Figura 6. Índice de Eficiência Agronômica do Uso do N (ANUE) e Índice de Recuperação Aparente do N (ANRE) por plantas de milho, submetidas a aplicação de fontes orgânicas e mineral de N.	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Propriedades químicas do solo submetido à aplicações de fontes orgânicas e mineral de N, coletado em agosto de 2016, após 19 aplicações, na camada de 0-10 cm.	37
Tabela 2. Adição anual média de matéria seca da parte aérea das plantas e dos dejetos de animais, adição total de C e N pelas plantas e pelas fontes orgânicas, e estoque de C e N em solos com a aplicações de fontes orgânicas e mineral de N (NPK).	38

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice 1. Infográfico	52
Apêndice 2. Temperaturas médias diárias e precipitação pluvial diária ocorrida durante a condução do experimento. Os dados de precipitação foram obtidos na Estação Meteorológica do Departamento de Fitotecnia da UFSM.	53
Apêndice 3. pH e Condutividade Elétrica da solução do solo extraída na camada de 0-10 cm, durante o cultivo do milho, submetido a aplicação de fontes orgânicas e mineral.	54

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	15
1.1 REVISÃO DE LITERATURA	17
1.1.1 Bovinocultura leiteira e suinocultura no Brasil: Produção de resíduos	17
1.1.2 Uso de fontes orgânicas na agricultura.....	18
1.1.3 Efeito das fontes orgânicas em longo prazo na disponibilidade de nitrogênio.....	19
1.1.4 Disponibilidade de N na solução do solo e seu aproveitamento pelas plantas.....	21
1.2 HIPÓTESES	23
1.4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	23
1. INTRODUÇÃO.....	23
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	25
2.2.1 Descrição do experimento.....	25
2.2.2 Caracterização das fontes orgânicas e mineral e do cultivo do milho.....	26
2.2.3 Coleta de solução do solo e análises.....	26
2.2.4 Crescimento, parâmetros fisiológicos, N no tecido e eficiência de uso do N pelas plantas de milho	27
2.2.5 Análise estatística.....	28
2.3 RESULTADOS	28
2.3.1 Entradas de carbono e nitrogênio no solo.....	28
2.3.2 Nitrogênio e carbono na solução do solo	29
2.3.3 Parâmetros fisiológicos e parâmetros de eficiência do uso do N pelo milho.....	30
2.3.4 Crescimento, concentração de nitrogênio nos tecidos e produção de grãos	30
2.5 DISCUSSÃO	31
3. CONCLUSÕES	36
4. REFERÊNCIAS	44
5. APÊNDICES	52

1 INTRODUÇÃO GERAL

A suinocultura e a bovinocultura leiteira são atividades de grande importância econômica e social tanto à agricultura familiar, quanto de grandes empreendimentos. Neste contexto, a região Sul do Brasil se destaca na produção de carne suína e na produção leiteira, onde se concentra 49% da produção nacional de suínos, aproximadamente 15,2 milhões de cabeças, e 34,4% do volume de leite produzidos no país, com um rebanho de 27,52 milhões de cabeças (IBGE, 2015). A maior concentração desses animais se encontra na região sul do Brasil, criados em sistemas de confinamento e semi-confinamento, gerando grandes quantidades de resíduos dentro das unidades de produção. Nessa região, são produzidos diariamente 134 milhões de metros cúbicos de dejetos de suínos e 300 milhões de quilos de esterco bovino (COUTO et al., 2018). Esta produção se concentra nas pequenas propriedades rurais e tem como consequência a geração e concentração de um grande volume de dejetos líquidos de suínos (DLS), a partir da lavagem de baias com água, ou na forma sólida sobre uma camada de material orgânico, normalmente maravalha ou palhada de culturas (cama sobreposta de suínos – CSS); e dejetos líquidos de bovinos (DLB), obtidos a partir da lavagem dos locais onde os animais são ordenhados.

Esses resíduos são frequentemente utilizados na agricultura como fonte de nutrientes como fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e, especialmente de nitrogênio (N). Além dos benefícios como fertilizante, a aplicação agrícola de dejetos de animais também melhora as qualidades físicas, químicas e biológicas do solo contribuindo no aumento da produtividades das culturas (MARTÍNEZ et al., 2017a, 2017c). A composição da fonte orgânica utilizada pode influenciar diretamente na disponibilidade de N no solo afetando o desenvolvimento e a produtividade das culturas.

Em dejetos de animais, como os dejetos líquidos de suínos e bovinos, grande parte do N é encontrada na forma amoniacal (NH_4^+ e NH_3) e o restante em forma orgânica (HERNÁNDEZ et al., 2013; MARTÍNEZ et al., 2017). Em relação aos dejetos sólidos como a cama de suínos a maior parte do N é encontrada na forma orgânica (SOMMER, 2001). O N orgânico presente nesses dejetos poderá ser mineralizado incrementando as formas de N mineral, como nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) no solo e na solução. O N mineral que não for absorvido pelas plantas, adsorvido pelos grupos funcionais de carcas negativas (NH_4^+ por exemplo) ou imobilizado pela biomassa microbiana pode ser perdido por meio de processos

como desnitrificação, volatilização e lixiviação (ADEWUNMI et al., 2017). Assim, a adoção de melhores práticas de manejo de fontes orgânicas na produção de milho, como a aplicação parcelada ou a adição de fontes minerais de N em cobertura, pode aumentar tanto o rendimento de grãos quanto a eficiência do uso de N (ANUE), bem como minimizar os danos do N no ambiente (BISWAS; MA, 2016).

O efeito dos dejetos de animais manejados na forma líquida e sólida sobre a dinâmica do N no solo, a produtividade e o acúmulo de nutrientes das culturas comerciais está relativamente bem documentado no Brasil

No entanto, pouco se sabe sobre eficiência do N de fontes orgânicas em sistemas de produção de milho, uma vez que o valor fertilizante dessas fontes depende da sincronia entre a liberação de N para a solução do solo e sua demanda pela planta. Enquanto na adubação mineral as plantas absorvem a maior parte do N durante o período cultivo, uma grande parte do N mineral aplicado através de fontes orgânicas é imobilizado pelos microrganismos logo após a sua aplicação (MALLORY and GRIFFIN, 2007; WANG et al., 2015). A adição de compostos orgânicos de fácil decomposição estimula o consumo de N mineral pela atividade microbiana e a adsorção de NH_4^+ nos grupos funcionais de superfície da argila, resultam em menores perdas de N por volatilização e também por lixiviação (WANG et al., 2015; LATIFAH et al., 2017). Como resultado, a utilização de N pelas culturas durante o cultivo que foi feita aplicação das fontes orgânicas pode ser relativamente pequena. No entanto, parte do N imobilizado pode ser mineralizado nos cultivos seguintes, conferindo efeitos residuais geralmente não observados em experimentos de curto prazo (YAGÜE; QUÍLEZ, 2009).

A AUNE da planta é uma característica fisiológica que depende da disponibilidade de N na solução do solo e da fixação de C para fornecer energia para a absorção de N e precursores necessários para a biossíntese de aminoácidos (BISWAS; MA, 2016; BUSCH; SAGE; FARQUHAR, 2018). A capacidade de produção de grãos de uma cultura de milho depende da atividade fotossintética que é frequentemente associada com a N na folha (XU; FAN; MILLER, 2012). Por isso, o sucesso do manejo de N de precisão no milho depende do diagnóstico preciso do status nutricional de N da planta em à campo em tempo real. Já é bem documentado na literatura como o suprimento de N melhora a taxa fotossintética. No entanto, o conhecimento sobre os mecanismos fisiológicos e nutricionais das plantas, juntamente com sua disponibilidade e as formas de N na solução do solo durante o cultivo do milho são limitados.

O entendimento das formas e da quantidade de N da solução do solo poderá fornecer subsídios importantes no manejo da adubação orgânica, uma vez que as plantas absorvem N

especialmente na forma de íons (NH_4^+ e NO_3^-) e em alguns casos aminoácidos de baixo peso molecular a solução do solo (HOOD-NOWOTNY, 2018). Para esse monitoramento é muito utilizado o método de avaliação da solução do solo *in situ* por meio de lisímetros de tensão (WEIHERMÜLLER et al., 2007). Por ser um método de baixo custo, permite a amostragem periódica da solução do solo com o mínimo de perturbação do solo, conferindo em uma análise real da quantidade e das formas de nutrientes que estão sendo disponibilizadas às plantas (FAN et al., 2017).

O objetivo do trabalho foi avaliar como a aplicação de dejetos de diferentes sistemas de criação de animais, durante doze anos e 19 aplicações, interfere na dinâmica de formas de N na solução do solo e como isso pode afetar a produtividade e parâmetros nutricionais e fisiológicos do milho.

1.1 REVISÃO DE LITERATURA

1.1.1 Bovinocultura leiteira e suinocultura no Brasil: Produção de resíduos

O crescimento acelerado da população mundial nos últimos anos, vem impondo sobre os setores pecuários e agrícolas a responsabilidade em aumentar a produção de alimentos de forma sustentável. Os sistemas de criação de suínos e leite, vem se destacando dentro desse contexto, constituindo setores expressivos dentro do complexo agropecuário do Brasil. Os altos contingentes de bovinos e especialmente suínos colocam o Brasil na quarta posição no ranking mundial de exportação e produção (FAO, 2014). Em 2013, o Brasil apresentou uma produção total aproximada de 31,1 milhões de suínos e 211,8 milhões de animais em lactação (IBGE, 2015). Do total produzido, a região Sul do Brasil possui grande representatividade, estando cerca de 49% dos suínos (15,2 milhões de suínos) e 13 % (27,4 milhões vacas em lactação) da produção de leite nessa região (IBGE, 2015). Estes contingentes mostram a grande importância econômica destas atividades para a região Sul, onde predominam basicamente pequenas propriedades rurais, o que faz destas atividades a principal fonte de renda de várias propriedades (PANDOLFO et al., 2008).

Nesse contexto, mudanças tecnológicas como a intensificação das atividades foi um marco importante para os sistemas pecuários a partir segunda metade do século XX pelo confinamento intenso de bovinos, suínos e aves, visando o aumento da produtividade em espaços reduzidos (MOLENTO, 2005). Nesse sistema, os animais permanecem em altas densidades de lotação em regime de total confinamento até o seu abate (MOLENTO, 2005). Como consequência desse sistema, tem-se a elevada produção de dejetos na forma líquida

(BERTORA et al., 2008). Os dejetos são constituídos por fezes, urina, restos de alimentos, poeira e a água utilizada para a limpeza das instalações, sendo posteriormente estocados em esterqueiras anaeróbicas para estabilização da matéria orgânica (KUNZ et al., 2006). Dentre as práticas de manejo destinadas a esses dejetos na forma líquida, a mais aceita e viável, tanto tecnicamente e economicamente, é a distribuição em solos agrícolas. No entanto, o seu uso na forma líquida, especialmente em altas doses tem se caracterizado como um grande passivo ambiental.

Considerando apenas a região sul são produzidos diariamente 134 milhões de m³ de dejetos de suínos e 300 milhões de quilos de esterco bovino (COUTO et al., 2018). Uma estratégia encontrada para diminuir o impacto do dejetos líquido de suíno no ambiente, foi a criação dos animais em sistemas de cama sobreposta. Este sistema foi desenvolvido no Brasil pela Embrapa Suínos e Aves com o intuito de ser um sistema alternativo aos demais sistemas de criação. Neste sistema, os animais são criados sobre maravalha ou palha de culturas e casca de arroz (AITA, 2008) e durante o período em que permanecem sobre a cama, as fezes e urina vão sendo absorvidas pelos resíduos, originando um resíduo sólido. Conseqüentemente, no final do processo é originado uma volume de resíduo orgânico menor em comparação aos dejetos líquidos, além de que a maior parte do N estará na forma orgânica e não mais amoniacal, o que pode reduzir os impactos negativos após a sua aplicação em áreas agrícolas (OLIVEIRA; SOARES, 2001).

1.1.2 Uso de fontes orgânicas na agricultura

Diante do custo elevado dos fertilizantes minerais, o uso de dejetos de animais tem se tornado uma das principais fontes de nutrientes para as culturas. Dentre os inúmeros benefícios do uso de dejetos podemos citar o aumento da produtividade das culturas (BERENGUER et al., 2008; CASSOL et al., 2012; GIACOMINI et al., 2009), aumento no teor de carbono no solo (THANGARAJAN et al., 2013), bem como a influência sobre o crescimento das populações microbianas, aumentando a diversidade e atividade (CAYUELA; SINICCO; MONDINI, 2009). Nutrientes como N, P e K, normalmente estão presentes em grandes quantidades nos dejetos líquidos de suínos e bovinos, o que faz desses resíduos importantes fontes de nutrientes às plantas, além de permitir sua ciclagem dentro da propriedade. A presença de concentrações consideráveis de N, P e K nos dejetos de animais se deve ao fato de que a proporção de nutrientes ingeridos e utilizados pelos animais é relativamente pequena. Em média 80% do N, 78% do P e 95% do K fornecido nas dietas são excretados no dejetos fresco dos animais,

dependendo da espécie animal e do tipo de dieta (KIRCHMANN, 1994). Isso reforça a importância do uso de fontes orgânicas como fonte de nutrientes para que a maior parte destes elementos não aproveitados pelos animais retorne e permaneça no sistema solo, aumentando a ciclagem de nutrientes dentro da unidade de produção agrícola.

Os dejetos são usados na agricultura principalmente como fonte de N para as plantas (AZEEZ; VAN AVERBEKE, 2010), pois além de ser o elemento em maior concentração nos dejetos líquidos, ele se encontra especialmente na forma amoniacal devido as condições anaeróbicas de armazenamento nas esterqueiras (MONACO et al., 2012; YAGÜE; QUÍLEZ, 2009). Estima-se que geralmente nos dejetos líquidos até 70% do N está na forma amoniacal (NH_3 e NH_4^+) (MARTÍNEZ et al., 2017b), prontamente disponível para as plantas. No entanto, esse N amoniacal, após adicionado ao solo pode sofrer diversas transformações, podendo resultar em perdas de nutriente, por volatilização desnitrificação e lixiviação de nitrato, afetando diretamente a produtividade das culturas.

Já no caso dos dejetos sólidos, como a cama sobreposta de suínos, a maior parte do N está na forma orgânica, que pode representar até 90% do N total do resíduo (OLIVEIRA; SOARES, 2001). Após ser adicionado ao solo, é necessário que ocorra o processo de mineralização para que o N seja disponibilizado para as culturas. Sendo assim, a dinâmica de disponibilidade do N durante o cultivo irá depender muito das formas como o N é encontrado nos dejetos aplicados ao solo.

1.1.3 Efeito das fontes orgânicas em longo prazo na disponibilidade de nitrogênio

Em função de suas características, a aplicação de dejetos de animais em longo prazo adicionam quantidades significativas de C e N ao solo, incrementando a fração mais lábil da matéria orgânica (KIRCHMANN et al., 2004; MALLORY; GRIFFIN, 2007; SLEUTEL et al., 2006). No entanto, o N presente nos dejetos se encontra em diferentes formas: N inorgânico prontamente disponível, N orgânico de fácil mineralização e N orgânico residual com mineralização lenta (SOMMER, 2001). As proporções dessas formas variam de acordo com o tipo de dejetos. Nos dejetos, especialmente aqueles na forma líquida, como os de suínos e bovinos, a maior parte do N encontra-se na forma inorgânica, principalmente como íon amônio (N-NH_4^+) (MARTÍNEZ et al., 2017b, 2017a). Já as formas orgânicas de N adicionadas com esses dejetos somente será disponibilizada para as plantas após o processo de mineralização (HERNÁNDEZ; POLO; PLAZA, 2013).

Em solos que recebem sucessivas aplicações fontes orgânicas ocorre incremento da matéria orgânica lábil e de nutrientes como P e N, ocasionando não só um efeito residual, mas também a multiplicação das comunidades microbianas contribuindo para maior mineralização de N nesses solos (DELL; MEISINGER; BEEGLE, 2011). Por outro lado, os microrganismos presentes no solo também podem imobilizar o N adicionado via fontes orgânicas, resultando em menores perdas de N por volatilização e também por lixiviação, aumentando o aproveitamento pelas plantas (MALLORY; GRIFFIN, 2007; ZHANG et al., 2012)

Nesses solos, a mineralização e a imobilização são dois processos importantes do ciclo do N e ambas ocorrem por meio da atividade microbiana do solo. A atividade desses microrganismos, são dependentes de diversas características como aeração e umidade do solo, temperatura e composição dos dejetos (MALLORY; GRIFFIN, 2007; REIJS et al., 2007; YANG et al., 2016). No entanto, a relação C: N das fontes orgânicas adicionadas ao solo vai definir qual fenômeno irá ocorrer em maior intensidade no solo: mineralização ou imobilização (MASUNGA et al., 2016; PRATIWI et al., 2016). Quando são adicionados por exemplo, dejetos que apresentam baixa relação C:N, o processo de mineralização é favorecido. Por outro lado, quando a relação C:N é alta (>25), tem-se a tendência em ocorrer maior imobilização do N no solo (BRADY & WEIL, 1999).

Dessa forma, dejetos na forma líquida como os de suínos, por exemplo, apresentam grande parte do seu N total na forma inorgânica, baixo teor de matéria seca e uma quantidade de matéria orgânica de fácil decomposição. Já os dejetos de bovinos, apresentam menor quantidade de N inorgânico e maior conteúdo de matéria seca (SOMMER, 2001). Os dejetos sólidos como a cama sobreposta de suínos por exemplo, apresentam alto conteúdo de matéria seca e uma pequena fração do N na forma inorgânica. A alta relação C:N desse resíduo associado ao alto teor de lignina levam a imobilização do N presente na palha de arroz e também de parte do N presente no solo pelos microrganismos (AITA, 2008; SOMMER, 2001).

Nesse contexto, quando áreas recebem aplicações por vários anos, tanto a fração inorgânica imobilizada pelos microrganismos bem como a fração orgânica que passarão a fazer parte da matéria orgânica do solo, irão favorecer um efeito cumulativo do “pool” de N orgânico desses solos. Consequentemente, a disponibilidade de N nessas áreas pode ser maior (MÜLLER et al., 2011; WARREN, 2014) e as produtividades podem ser parcialmente mantidas devido ao maior acúmulo de N orgânico residual, (GUO et al., 2016).

1.1.4 Disponibilidade de N na solução do solo e seu aproveitamento pelas plantas

O N é considerado elemento essencial para as plantas, pois está presente na composição de biomoléculas fundamentais para o desempenho das principais funções metabólicas da planta, tais como ATP, NADH, NADPH, clorofila, proteínas e enzimas (BISWAS; MA, 2016; FAGERIA; BALIGAR; JONES, 2011). Normalmente a quantidade de N presente nos solos é insuficiente para atender a demanda pelas plantas, especialmente gramíneas de alta produtividade como milho e cereais de inverno (FRANÇA et al., 2011). Dessa forma, é necessário que sejam feitas adições de N ao solo para suprir as necessidades das culturas.

Devido a sua importância e alta mobilidade no solo, tem-se procurado estratégias para diminuir as perdas de N no solo e maximizar a eficiência do seu uso. A eficiência da utilização do N se refere ao grau de recuperação desse elemento pelas plantas. Normalmente menos de 50% do N aplicado sob forma de fertilizante é utilizado pelas culturas (BENDER et al., 2013; MILLER; CRAMER, 2004). Essa baixa eficiência pode estar associada principalmente às perdas de N por lixiviação de nitrato (NO_3^-), volatilização de amônia (NH_3), emissão de N_2 e N_2O ou imobilizado pela biomassa microbiana (ADEWUNMI et al., 2017). Uma vez que as plantas absorvem N especialmente na forma de íons (NH_4^+ e NO_3^-) e em alguns casos aminoácidos de baixo peso molecular (HALVORSON et al., 2016; JÄMTGÅRD; NÄSHOLM; HUSS-DANEL, 2010; OSTERHOLZ et al., 2017), conhecer a dinâmica desse nutriente na solução do solo permite identificar forma e quantidade desse elemento que estão sendo adicionados ao solo e, também, quantidade dele que está sendo transferida do perfil do solo para outros compartimentos do ambiente como o lençol freático por exemplo.

A solução do solo pode ser definida como a fase aquosa associada com a fase sólida do solo que ocupa o seu espaço poroso. A solução do solo é um sistema aberto, dinâmico, que troca matéria e energia com sua vizinhança e sua composição é resultante das inúmeras reações que ocorrem com as outras fases que constituem o solo (MEURER, 2016). É na solução do solo que ocorrem as reações químicas edáficas e de onde as plantas absorvem os nutrientes necessários para o seu desenvolvimento. Portanto, seu conhecimento é importante tanto para aspectos de fertilidade do solo e nutrição das plantas como para áreas de interesse ambiental (CABRERA CORRAL et al., 2016; SOUZA et al., 2013; WEIHERMÜLLER et al., 2007). A disponibilidade dos íons para as raízes das plantas é controlada por várias reações, tais como: equilíbrio entre ácidos e bases, complexação iônica, precipitação e dissolução de sólidos, oxidação, redução e trocas iônicas. A cinética dessas reações e a taxa de absorção biológica controlam a concentração dos íons na solução do solo (CAMPBELL; KINNIBURGH;

BECKETT, 1989; MIRANDA et al., 2006; RAIJ, 1991), além de também serem influenciadas por fatores climáticos como a temperatura e chuvas. Existe uma condição de equilíbrio entre os componentes da solução do solo e os componentes da fase sólida e, nesta interface, fase sólida – fase líquida, ocorrem importantes reações químicas, com transferência de espécies de uma fase para outra (MEURER, 2016).

A aplicação de fontes orgânicas no solo pode estimular a atividade microbiana devido ao aumento de matéria orgânica e nutrientes do solo fazendo com os microrganismos mineralizem a matéria orgânica e disponibilizem nutrientes como N, por exemplo. Assim como explicado anteriormente o comportamento da população microbiana depende da qualidade e da quantidade dos resíduos que estão sendo adicionados ao solo. A atividade e a mobilidade do N na solução do solo e sua absorção pelas plantas depende da forma com que esse elemento se encontra no solo (Figura 1).

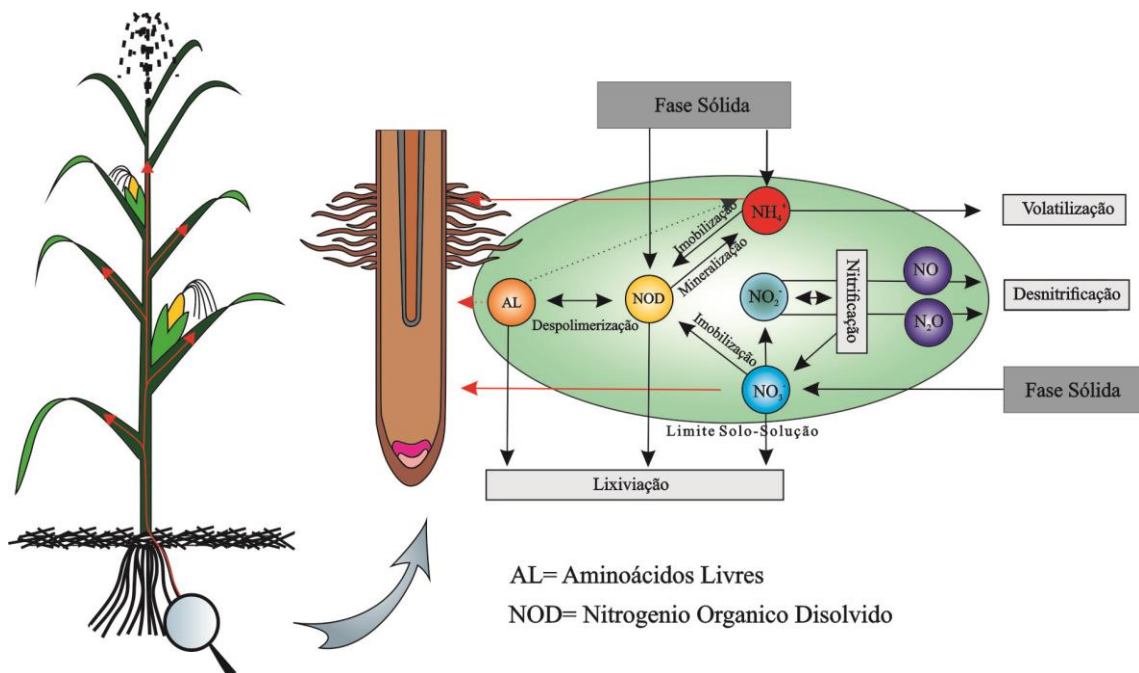


Figura 1: Os principais formas e fluxos (setas) de N na solução do solo, excluindo entradas via resíduos e fixação de biológica de N₂. (Figura adaptada de MILLER; CRAMER, 2004)

O Nitrogênio Orgânico Dissolvido (NOD) na solução do solo convertido em NH₄⁺ por microrganismos do solo (bactérias e fungos) através da mineralização. O NH₄⁺ pode então ser oxidado via NO₂⁻ a NO₃⁻ através de um processo conhecido como nitrificação (*Nitrosomonas spp.*: $\text{NH}_3 + 1 \frac{1}{2} \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} + \text{H}^+$; *Nitrobacter spp.*: $\text{NO}_2^- + 1 / 2 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$). A nitrificação é estimulada pelo alto pH do solo, condições aeróbicas, umidade e temperaturas (MILLER; CRAMER, 2004). O NO₃⁻ pode, por sua vez, ser convertido por desnitrificação a gases (N₂, N₂O, NO e NO₂) através do uso de NO₃⁻ como um acceptor de elétrons no lugar de

O₂. Isso ocorre quando a disponibilidade de O₂ é limitada, a concentração de NO₃⁻ é alta, geralmente em ocasiões de anaerobiose (ZHANG et al., 2015). Os microrganismos também utilizam N inorgânico, imobilizando-o, podendo resultar na diminuição de N disponível para as plantas, se o teor de C do solo estiver elevado. Por isso competição entre plantas e microrganismos pelo N do solo é complexa, devido aos vários caminhos por meio dos quais o N é transformado e da quantidade de variáveis que atuam sobre esses processos (XU; FAN; MILLER, 2012).

1.2 HIPÓTESES

- Dejeito líquido de suínos, cama sobreposta de suíno e dejeito líquido de bovino possuem composição diferenciada e isso pode se refletir na cinética de liberação e nas formas de N na solução do solo com consequências sobre a produtividade de grãos e parâmetros nutricionais e fisiológicos das plantas de milho
- O sincronismo entre a disponibilidade de N na solução do solo e a necessidade das plantas de milho pode ser mais adequado com a adubação mineral, devido ao parcelamento na aplicação, do que com as fontes orgânicas.

1.4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar disponibilidade e as formas de N na solução do solo durante o cultivo do milho em solo submetido à adubação de diferentes fontes orgânicas e mineral.
- Avaliar parâmetros nutricionais, fisiológicos, produção de massa seca e produtividade do milho submetido à adubação de diferentes fontes orgânicas e mineral.

2. ARTIGO – NITROGÊNIO NA SOLUÇÃO DO SOLO E ASPECTOS NUTRICIONAIS E FISIOLÓGICOS DO MILHO CULTIVADO APÓS 12 ANOS SOB FONTES ORGÂNICAS E MINERAL

1. INTRODUÇÃO

A aplicação de dejetos de animais como fonte de nutrientes às plantas, especialmente o nitrogênio (N), é amplamente difundida em sistemas de cultivo como o plantio direto. O N presente nos dejetos líquidos de animais, como os de suínos e bovinos, está na maior parte na forma amoniacal (NH₄⁺ e NH₃) e o restante em formas orgânicas

(HERNÁNDEZ; POLO; PLAZA, 2013; MARTÍNEZ et al., 2017a). Por outro lado, em dejetos de animais na forma sólida, como na cama sobreposta de suínos, a maior parte do N é encontrada na forma orgânica (SOMMER et al., 2013) o qual, depois de mineralizado pela população microbiana, incrementa as formas de N mineral na solução do solo, como o nitrato (NO_3^-) e NH_4^+ .

Os dejetos de animais, líquidos ou sólidos, possuem diferente composição química e bioquímica. Os dejetos líquidos de suínos (DLS) e de bovinos (DLB), normalmente possuem baixos valores de relação carbono/nitrogênio (C:N), baixos teores de lignina e altos teores de celulose, o que contribui para a sua rápida mineralização (MARTÍNEZ et al., 2017b; VANLAUWE et al., 2011). Por outro lado, dejetos sólidos, como a cama sobreposta de suínos, possuem alta relação C:N, altos teores de lignina e altos teores de celulose, constituindo-se, portanto, em compostos orgânicos mais recalcitrantes (SOMMER et al., 2013), o que resulta numa mineralização mais lenta destes materiais orgânicos. Em longo prazo, sucessivas aplicações de dejetos de animais podem ocasionar modificações nas propriedades do solo, influenciando diretamente na disponibilidade de N às culturas (WANG et al., 2015). O incremento da matéria orgânica lábil em conjunto com a adição de nutrientes como P e N não só ocasionam efeito residual, mas também estimulam a multiplicação das comunidades microbianas contribuindo para maior mineralização de N nesses solos (MALLORY; GRIFFIN, 2007; MÜLLER et al., 2011; ZHANG et al., 2012).

Devido às diferenças nas taxas de mineralização associado ao histórico de aplicação de dejetos líquidos e sólidos de animais, espera-se distintas concentrações de formas de N mineral na solução do solo ao longo do ciclo de uma cultura, como o milho (MALLORY; GRIFFIN, 2007; MASUNGA et al., 2016). Neste sentido, espera-se que ocorra incremento das formas de N mineral na solução em estádios fenológicos de maior emissão de raízes pelas plantas, o que contribui para o aumento da absorção de N e sua concentração nos tecidos da planta. Isso proporciona aumento da taxa fotossintética, pois esse nutriente é componente essencial da enzima ribulose 1,5 bifosfato carboxilase/oxigenase (Rubisco), enzima-chave na fixação de carbono (FYLLAS et al., 2009; KITAJIMA; MULKEY; WRIGHT, 1997), resultando em maior eficiência do uso do N (KURAI et al., 2015). A deficiência de N devido a baixa disponibilidade no solo, reduz o teor de clorofila, o que se manifesta na planta por uma clorose foliar, comprometendo o processo fotossintético e reduzindo a produção de matéria seca e grãos (KIRKBY, 2012).

Com a maior absorção de N pelas plantas, espera-se que ocorra a diminuição da concentração de formas de N na solução do solo, o que é desejado, porque diminui a probabilidade de perdas por lixiviação, especialmente de NO_3^- , uma vez que esse íon forma complexos de esfera externa com grupos funcionais de partículas reativas do solo (ADEWUNMI et al., 2017; CHOPPIN, 1997). Além disso, pode reduzir as perdas por volatilização, especialmente se o pH da solução do solo for elevado (MONACO et al., 2012) e, até mesmo, por desnitrificação em sítios anaeróbicos do solo (ZHANG et al., 2015).

Diante disso, o entendimento da dinâmica ou fluxo de formas de N mineral na solução fornece subsídios importantes para ajustar as práticas de manejo da adubação do solo a partir de fontes orgânicas de nutrientes. Esta dinâmica pode ser avaliada *in situ*, usando lisímetro com cápsula porosa de tensão (WEIHERMÜLLER et al., 2007). Apesar de apresentar limitações quanto a profundidade de instalação e coleta da solução, esse é um método de baixo custo, que não perturba o solo e permite a amostragem periódica da solução do solo, que é posteriormente preparada e submetida às análises de formas de N mineral na solução do solo (FAN et al., 2017). Neste sentido, o estudo objetivou avaliar como a aplicação de dejetos de diferentes sistemas de criação de animais, durante 12 anos e 19 aplicações, interfere na dinâmica e nas formas de N na solução do solo, bem como na produtividade e estado fisiológico das plantas de milho.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Descrição do experimento

O estudo foi realizado em um experimento de longa duração localizado na área experimental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), em Santa Maria, Rio Grande do Sul (RS), região Sul do Brasil ($29^{\circ}43'12''\text{S}$ e $53^{\circ}43'4''\text{W}$). O clima da região é subtropical úmido (Cfa 2), conforme a classificação de Köppen, com médias anuais de temperatura, precipitação e umidade relativa de $19,3^{\circ}\text{C}$, 1561 mm e 82%, respectivamente. O solo é classificado como Typic Hapludalf (Soil Survey Staff, 2014), com 108 g kg^{-1} de argila; 183 g kg^{-1} de silte e 709 g kg^{-1} de areia. As características químicas do solo, bem como os teores de C e N, são apresentados na Tabela 1.

O experimento foi iniciado em 2004, sob sistema de plantio direto, com delineamento experimental de blocos ao acaso, com quatro repetições em parcelas de 25 m^2 ($5 \times 5 \text{ m}$), cujos tratamentos consistiram na aplicação das seguintes fontes orgânicas e mineral de nutrientes: controle, sem a aplicação de nutrientes; dejetos líquidos de suínos (DLS); dejetos líquidos de

bovinos (DLB), cama sobreposta de suínos (CSS) e fertilizante mineral (NPK). A quantidade aplicada de cada fonte foi determinada com base na exigência de N de cada cultura implantada no sistema de rotação cultural e nos índices de eficiência de N das fontes utilizadas (CQFS RS/SC, 2016).

O presente estudo foi realizado durante o cultivo do milho no ano agrícola 2016/2017, após 19 aplicações das fontes de nutrientes. Durante a condução do estudo foram avaliadas a produção de matéria seca (MS) e a concentração de C e N das plantas e das fontes orgânicas, o que permitiu estimar a contribuição média anual de MS, C e N adicionados ao solo pelas fontes e pela parte aérea das plantas (Tabela 2).

2.2.2 Caracterização das fontes orgânicas e mineral e do cultivo do milho

As fontes orgânicas de nutrientes DLB, DLS e CSS, no momento da aplicação dos tratamentos, apresentavam, respectivamente, as seguintes características: 1,81, 2,36 e 6,97 g kg⁻¹ de N; 14,5, 5,8 e 130 g kg⁻¹ de C; e 1,62, 0,55 e 62,18% de MS. Os teores totais de N e C foram determinados 2 dias antes da aplicação das fontes de nutrientes para o cultivo do milho e sem nenhum procedimento prévio (TEDESCO; GIANELLO; BISSANI, 1995). Neste estudo, a dose recomendada de N para o milho foi de 100 kg N ha⁻¹, sendo que para atender a esta demanda foram aplicados 83,6 e 92,4 kg N ha⁻¹ das fontes de nutriente CSS e DLB, respectivamente, considerando-se o efeito residual dessas fontes na cultura anterior. Como o DLS e o NPK não possuem efeito residual para N, foi aplicada a dose integral deste nutriente. As fontes orgânicas e mineral foram aplicadas sobre a superfície do solo e sem incorporação. No tratamento NPK foram utilizados ureia, superfosfato triplo e cloreto de potássio como fontes de N, P e K, respectivamente. Neste tratamento, a adubação de N foi parcelada em 30 kg N ha⁻¹ na semeadura e o restante dividido igualmente em duas aplicações em cobertura, quando as plantas estavam com 4 e 8 folhas completamente expandidas, respectivamente.

A semeadura do milho foi realizada no dia 28 de outubro de 2016, com semeadora manual e espaçamento entre-linhas de 0,6 m, totalizando uma população final de 80.000 plantas ha⁻¹. Durante o ciclo da cultura foram realizadas irrigações suplementares por aspersão, com o intuito de manter a disponibilidade adequada de água às plantas.

2.2.3 Coleta de solução do solo e análises

A solução do solo foi coletada durante o ciclo do milho em sete ocasiões: antes da semeadura e aplicação dos tratamentos (tempo 0) e aos 5, 20, 35, 55, 80, 120 dias após a

emergência das plantas (DAE). Para a extração da solução do solo, 60 dias antes aplicação dos tratamentos foram instalados 2 lisímetros de tensão no centro de cada parcela (Soil solution extractor SONDATERRA®) na profundidade de 10 cm e afastado horizontalmente 30 cm da linha de semeadura do milho (Apêndice 1.). Cada lisímetro de tensão foi composto de um tubo de PVC (12,7 mm de diâmetro e 20 cm de comprimento), conectado na extremidade inferior a uma cápsula porosa de cerâmica (60 mm x 19 mm), com diâmetro de poro de 1 mm. Na extremidade superior, o tubo foi vedado com borrachas em silicone, onde era aplicada uma pressão de -80 kPa com o auxílio de uma bomba de vácuo manual. As aplicações da tensão de sucção eram realizadas 14 horas após os eventos de chuva e/ou irrigação superiores a 15 mm e após um período de 12 a 16 horas eram feitas as coletas de solução.

Na solução do solo extraída foi determinado diretamente o pH, condutividade elétrica (CE), NH_4^+ e NO_3^- , utilizando o autoanalisador de fluxo contínuo San++ (Automated Wet Chemistry Analyzer, SKALAR, Breda – Netherland) e C e N total através do Shimadzu TOCV-TNM1 analyzer (Shimadzu Corp., Kyoto, Japan). A concentração de nitrogênio orgânico dissolvido (DON) foi calculada com base no teor de nitrogênio dissolvido total (NDT) menos o teor de nitrogênio dissolvido inorgânico (NH_4^+ e NO_3^-).

2.2.4 Crescimento, parâmetros fisiológicos, N no tecido e eficiência de uso do N pelas plantas de milho

Aos 20, 35, 55 e 80 DAE do milho, três plantas no centro de cada parcela foram cortadas rente à superfície. As plantas foram secas em estufa com ar forçado a $\pm 65^\circ\text{C}$, até massa constante, para determinação da matéria seca. Posteriormente, as amostras foram submetidas à digestão sulfúrica e no extrato foi analisado N-total, pelo método de Kjeldahl (TEDESCO; GIANELLO; BISSANI, 1995).

Nas mesmas datas das coletas, foram realizadas leituras de trocas gasosas na região mediana da última folha completamente expandida e totalmente exposta à radiação solar. As leituras foram realizadas em uma folha por planta, escolhida aleatoriamente, em doze plantas por tratamento. As determinações foram feitas a partir das 09:00 horas, utilizando um analisador de gás infravermelho em sistema aberto (LI-6400XT LI-COR, Inc., Lincoln, NE, EUA). A taxa fotossintética (A), concentração intercelular de CO_2 (C_i), taxa de transpiração (E) e condutância estomática de CO_2 (Gs) foram determinadas a uma concentração de CO_2 ambiente de $400 \mu\text{ol mol}^{-1}$, temperatura de 20/25°C, umidade relativa de $50 \pm 5\%$, e uma densidade de fluxo de fótons de $1500 \mu\text{ol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

Os cálculos de eficiência agronômica do uso do N (ANUE) (Equação 1) e eficiência de recuperação aparente do N (ANRE) (Equação 2) foram calculados segundo Kurai et al. (2015).

$$ANUE (kg\ kg\ N^{-1}) = \frac{(Y - Y_0)}{F} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde: Y é a produção de grãos com a fertilização, Y₀ é a produção do Controle e F é a quantidade de N aplicada;

$$ANRE (\%) = \frac{(U - U_0)}{F} \times 100 \quad (\text{Equação 2})$$

Onde: U é o acúmulo de N na parte aérea das plantas no florescimento com fertilização; U₀ é o acúmulo N na parte aérea das plantas no florescimento do Controle e F é a quantidade de N aplicado.

Após a colheita do milho a umidade da massa de grãos foi ajustada para 13%.

2.2.5 Análise estatística

Os resultados foram analisados pela ANOVA e, quando significativos, as médias foram comparadas pelo teste de Scott-Knott. Além disso, correlações lineares (coeficientes de correlação de Pearson) entre os dados foram determinadas usando o R software (R Development Core Team, 2015).

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Entradas de carbono e nitrogênio no solo

Do total do C adicionado no solo com aplicação de CSS, 42% é proveniente da adição do dejetos e 58% é derivado da adição dos resíduos culturais (Tabela 2), enquanto nos tratamentos com aplicação de DLB e DLS apenas 23% do C adicionado foi derivado dos dejetos de animais. Por outro lado, no tratamento que recebeu a aplicação de NPK e no controle, toda a entrada de C foi proveniente dos resíduos culturais.

O maior estoque de C no solo foi verificado no tratamento com aplicação de CSS, com uma massa de C 41% maior que o observado no solo controle. O estoque de C no solo com aplicação de DLB, DLS e NPK também foi maior que o verificado no solo controle, sendo os incrementos de 23,9, 13,6 e 6,7%, respectivamente (Tabela 2). As aplicações de NPK, DLB e CSS promoveram incrementos de 39, 32 e 19% no estoque de N no solo, em relação ao solo

controle, respectivamente. O solo com aplicação de CSS apresentou a maior relação C/N dentre os tratamentos avaliados.

2.3.2 Nitrogênio e carbono na solução do solo

As maiores concentrações de NO_3^- na solução do solo foram observadas no solo submetido às aplicações de DLS, DLB e NPK, enquanto as menores concentrações foram verificadas na solução coletada no solo com adições de CSS (Figura 2a). As maiores concentrações de NO_3^- foram observadas na solução coletada aos 20 DAE, as quais foram de 41, 55 e 57 mg L^{-1} nos tratamentos DLB, DLS e NPK, respectivamente, enquanto nos solos controle e CSS as concentrações foram de 21 e 9 mg L^{-1} de NO_3^- , respectivamente. Conforme o avanço do desenvolvimento da cultura, observou-se redução nas concentrações de NO_3^- na solução do solo, atingindo valores próximos a zero aos 80 DAE. O tratamento NPK foi o único que manteve uma concentração elevada NO_3^- na solução do solo até o final do período avaliado, sendo aproximadamente 8 vezes maior que os outros tratamentos, até aos 35 DAE.

Ao longo de todo o ciclo da cultura as concentrações de NO_3^- foram maiores que as de NH_4^+ na solução do solo em todos os tratamentos. Desta forma, as concentrações de NH_4^+ na solução do solo foram baixas ao longo de todo o estudo, atingindo valores médios de 0,24 mg L^{-1} em todos os tratamentos (Figura 2b). No solo com aplicação de NPK, a concentração de NH_4^+ na solução do solo aos 35 DAE foi de 4 mg L^{-1} . As concentrações de NDT na solução apresentaram o mesmo padrão das concentrações de NO_3^- na solução do solo em todas as datas avaliadas. Foram observadas as maiores concentrações de NDT aos 20 DAE em todos os tratamentos, as quais diminuíram conforme o crescimento da cultura, à exceção do tratamento NPK, que manteve a concentração de 47 mg L^{-1} até aos 35 DAE (Figura 2c).

As maiores concentrações de COD foram observadas na solução do solo submetido às aplicações de DLB, DLS e CSS, com valores médios de 32, 25 e 44 mg L^{-1} respectivamente, durante todo o ciclo do milho (Figura 2d). Mas, a concentração média de COD na solução do solo controle e com NPK foi de aproximadamente 16 mg L^{-1} . Aos 80 DAE as concentrações de COD na solução do solo com aplicação de CSS foi de 56 mg L^{-1} , seguido pelo tratamento com adição de DLB e DLS, que apresentaram concentrações próximas de 40 mg L^{-1} . Na solução do solo controle e com aplicação de NPK, as concentrações foram de 6 mg L^{-1} .

O NID na solução do solo foi a forma de N predominante em todos os tratamentos na maioria das datas amostradas, variando de 53 a 80 % de todo o NDT (Figura 3). Contudo, após 80 DAE de cultivo, o NOD predominou na solução do solo, independente do tratamento.

Durante todo o ciclo do milho, observou-se diferença significativa na concentração de NOD na solução do solo com aplicação de CSS em relação aos demais tratamentos, sendo as maiores concentrações verificadas na solução aos 55 (97%), 80 (85%) e 120 (51%) DAE.

2.3.3 Parâmetros fisiológicos e parâmetros de eficiência do uso do N pelo milho

A taxa fotossintética das plantas cultivadas no tratamento controle foi menor que a observada nos demais tratamentos em todo o período de cultivo das plantas de milho (Figura 4a). Já as plantas cultivadas no solo com aplicações de CSS apresentaram menor taxa fotossintética, especialmente aos 35 e 55 DAE, enquanto as plantas cultivadas no solo com aplicações de NPK apresentaram, aos 55 DAE, a maior concentração intercelular de CO₂ (Figura 4b). Os menores valores de condutância estomática (E) foram verificados nas plantas cultivadas no solo controle, enquanto as plantas crescidas no solo com aplicações de NPK apresentaram os maiores valores aos 55 e 80 DAE (Figura 4c). Os maiores valores de taxa transpiratória foram observados nas plantas cultivadas no solo com aplicação de NPK, sendo que os menores valores foram verificados nas plantas cultivadas no solo controle na maioria das datas avaliadas (Figura 4d).

O maior valor de ANUE foi observado no tratamento NPK com uma eficiência de 53,3 kg kg⁻¹ N, seguida pelo tratamento DLB, com eficiência de 44,4 kg kg⁻¹ N (Figura 6a). Por outro lado, os valores de ANUE não diferiram estatisticamente entre os tratamentos CSS e DLS. Já os valores de ANRE aumentaram de acordo com o aumento dos valores de ANUE, com destaque para a recuperação aparente do N no tratamento NPK, que foi de 100%, em média, enquanto nos tratamentos DLB, DLS e CSS os valores foram de aproximadamente 83, 41 e 29%, respectivamente (Figura 6b).

2.3.4 Crescimento, concentração de nitrogênio nos tecidos e produção de grãos

Não foram observadas diferenças entre os tratamentos na produção de matéria seca da parte aérea (MSPA) aos 20 e 35 DAE (Figura 5a). Aos 80 DAE as maiores produções de MSPA foram observadas nas plantas cultivadas nos solos com aplicações de DLS, DLB e NPK. Aos 80 DAE a produção de MSPA variou de 3,1 a 10,4 Mg ha⁻¹, no tratamento controle e NPK, respectivamente. As concentrações de N nos tecidos da parte aérea das plantas variaram de 54,1 a 6,61 g kg⁻¹, decrescendo durante o ciclo da cultura. As plantas cultivadas no solo com a aplicação de NPK apresentaram as maiores concentrações de N aos 35 e 55 DAE.

Embora nas avaliações aos 20 e 35 DAE, a produção de MSPA tenha sido semelhante entre os tratamentos, as concentrações de N no tecido diferiram estatisticamente, sendo que aos 35 DAE os maiores valores observados nas plantas cultivadas no solo com aplicações de NPK (Figura 5a e 5b). A partir dos 45 DAE as diferenças entre as concentrações de N e produção de MSPA foram maiores entre os tratamentos, o que pode ser observado através da diferença nas quantidades de N acumulado em todos os tratamentos (5c). Aos 80 DAE o incremento na MSPA e no N acumulado entre os tratamentos se tornaram mais evidentes, mas as concentrações de N não diferiram estatisticamente entre os tratamentos, variando entre 9,69 a 13,44 g kg⁻¹ nos tratamentos CSS e NPK respectivamente .

Dentre os tratamentos adubados, as plantas cultivadas no solo com adições de NPK apresentaram as maiores concentrações de N ao longo do ciclo do milho, sendo o maior acúmulo de N observado no florescimento (80 DAE). As menores concentrações de N no tecido foram observadas nas plantas cultivadas no solo com aplicações de CSS, onde foram observados os menores valores de MSPA, o que se refletiu em menor acúmulo de N. Por outro lado, o maior acúmulo de N foi observado nas plantas cultivadas no solo com aplicação de fertilizante mineral (NPK), seguida pelas plantas cultivadas no solo com aplicações de DLB e DLS, respectivamente (Figura 5d).

A maior produção de grãos foi verificada nas plantas cultivadas no solo com aplicações de NPK, sendo 1,97 vezes superior à produção observada nas plantas cultivadas no solo controle. Dentre as fontes orgânicas, as plantas de milho cultivadas no solo com adição de DLB obtiveram as maiores produtividades, com 5,6 Mg ha⁻¹, enquanto os tratamentos DLS e CSS produziram 4,5 e 3,8 Mg ha⁻¹.

2.5 DISCUSSÃO

As concentrações de NH₄⁺ na solução do solo foram baixas durante todo o período de cultivo, comparativamente às concentrações de NO₃⁻, mas se observou um pico da concentração de NH₄⁺ na solução aos 35 DAE, por causa da adubação de cobertura com uréia, realizada no milho aos 27 DAE. Este aumento é devido às reações químicas, catalisadas pela ação de enzimas, as quais ocorrem após o contato destes fertilizantes com o solo, onde o N contido no mesmo é convertido à NH₃ e, logo após, à NH₄⁺. Por outro lado, nos tratamentos DLB e DLS não foram observadas concentrações consideráveis de NH₄⁺ na solução do solo (Figura 2b), sendo que, aproximadamente 70% do N presente nos dejetos líquidos se encontra na forma amoniacal (MARTÍNEZ et al., 2017a).

A baixa concentração de NH_4^+ na solução do solo, em todos os tratamentos, se deve a rápida nitrificação do NH_4^+ , devido às condições adequadas de umidade do solo, pH da solução do solo $>5,5$ (dados não demonstrados), além das perdas causadas pela volatilização de NH_3 (LOURENZI et al., 2011; WANG et al., 2017). É provável que as condições iniciais, predominantemente aeróbicas no solo, não tenham proporcionado perdas significativas de NO_3^- por desnitrificação e nem a transformação do NO_3^- em NH_4^+ por redução dissimilatória, já que este processo somente ocorre em ambientes altamente reduzidos (ZHANG et al., 2015). Outros fatores que podem ter contribuído com isso são a sucessão de cultivos de plantas na área do estudo, a adição das fontes orgânicas e a manutenção da umidade no solo devido à adição de palha dos resíduos culturais, também podem ter estimulado o crescimento de populações microbianas, causando assim a rápida nitrificação das formas amoniacais (MBUTHIA et al., 2015). Além disso, as aplicações de dejetos podem ter colaborado para aumentar os valores de pH da solução do solo, uma vez que esses dejetos possuem quantidades consideráveis de carbonatos, que podem reagir com o H^+ depois de dissolvido no solo, favorecendo a atividade de microrganismos autotróficos e heterotróficos e intensificando a nitrificação nesses solos (BRUNETTO et al., 2012; HERNÁNDEZ; POLO; PLAZA, 2013; LOURENZI et al., 2011).

A rápida nitrificação do N amoniacal dos dejetos (15 a 20 dias), após a sua aplicação no campo, determina a concentração de NO_3^- na solução do solo (Figura 2) (AITA; GIACOMINI; HÜBNER, 2007). Como observado nos resultados aos 5 e 20 DAE, a alta taxa de nitrificação aumentou rapidamente as concentrações de NO_3^- na solução do solo nos estágios fenológicos iniciais, em que a absorção de N pelas culturas é pequena. Desta forma, dependendo da intensidade e da frequência de chuvas nesse período, bem como do fluxo de água no perfil do solo, podem ocorrer perdas significativas de N por lixiviação no solo, especialmente na forma de NO_3^- . Isto porque este ânion tende a permanecer na solução do solo, pois forma complexos de esfera externa com grupos funcionais de partículas reativas do solo (YANG et al., 2015). Por outro lado, no solo com aplicação de CSS, a população microbiana pode ter imobilizado N derivado do dejetos aplicado no solo, por causa da alta relação C:N do material (MASUNGA et al., 2016; PRATIWI et al., 2016), o que ajuda a explicar as menores concentrações de NH_4^+ e NO_3^- na solução do solo neste tratamento em todas as datas avaliadas (Figura 2 a e 2b).

Em virtude da rápida transformação de NH_4^+ à NO_3^- neste solo, esta última forma de N mineral é responsável por grande parte do NID presente na solução do solo (Figura 3). Embora a diminuição do NID na solução do solo possa ser atribuída a lixiviação de parte do NO_3^- , a

diminuição mais intensa ocorreu exatamente nos períodos de maior emissão de raízes jovens e aumento da produção da parte aérea do milho, aos 55 e 80 DAE, indicando que boa parte do NO_3^- foi absorvido pelas plantas em todos os tratamentos (HALVORSON et al., 2016; PREMROV et al., 2014).

A maior disponibilidade de NOD ocorreu com o aumento do COD na solução do solo aos 55 e 80 DAE, e coincidiu com o período em que os níveis de NDT na solução estavam mais baixos, o que pode ter resultado em um aumento da proporção de NOD em relação ao NID na solução do solo (Figura 2c, 2d e 3). Isso pode ter acontecido por causa da mineralização da matéria orgânica do solo pelos microrganismos, em formas menos complexas e mais solúveis de NOD (JACKSON-BLAKE et al., 2012; JÄMTGÅRD; NÄSHOLM; HUSS-DANELL, 2010; WARREN, 2014). Os maiores valores de COD e NOD observados na solução do solo com aplicações de CSS, DLB e DLS (Figura 2d e 3) podem ser explicados pelas maiores entradas de C de fácil decomposição via dejetos e também pela maior adição de C via resíduos das plantas. No solo destes tratamentos foi adicionado aproximadamente 45% de C a mais que no solo com aplicação de NPK. Por outro lado, as menores concentrações de COD e NOD na solução do solo controle podem ser atribuídas à baixa produção de resíduos culturais pelas plantas, uma vez que o solo não recebeu adição de fertilizantes na forma mineral ou orgânica ao longo da condução do estudo.

As maiores concentrações de COD na solução do solo submetido as aplicações de fontes orgânicas não se deve apenas a adição de C via dejetos, uma vez ,que considerando apenas a adição de C via resíduos de plantas (Tabela 2), houve um incremento de 84, 122 e 92% com o uso de DLB, DLS e CSS, respectivamente, em comparação com o NPK. Isso também aconteceu porque, com as aplicações sucessivas de fontes orgânicas durante longos períodos, como neste estudo, provavelmente colaboraram para o aumento da atividade da população microbiana do solo, incrementando a mineralização da matéria orgânica do solo (FILEP; RÉKÁSI, 2011; WANG et al., 2015). Mas, também, as plantas cultivadas ao longo do crescimento podem ter exsudado compostos orgânicos para a solução do solo rizosférico (ZHU; VIVANCO; MANTER, 2016).

As maiores concentrações de N nas plantas cultivadas no solo com aplicações de NPK e DLB resultaram em maior taxa fotossintética, condutância estomática, taxa transpiratória e concentração intercelular de CO_2 (Figura 4, 4b). O fornecimento adequado de N para as plantas destes tratamentos pode ter contribuído para estas respostas, devido à importância do N na síntese de enzimas relacionadas com a fotossíntese, como é o caso da rubisco (BUSCH; SAGE;

FARQUHAR, 2018), sendo que a deficiência deste nutriente resulta em redução da síntese destas enzimas.

Os parâmetros da atividade fotossintética das plantas são respostas altamente sensíveis às condições abióticas, como a disponibilidade de N, as quais podem resultar em diversos tipos de estresses nas plantas. Tal estresse pode ser observado, principalmente, nas plantas cultivadas no tratamento controle, onde houve maior restrição na disponibilidade de N e demais nutrientes, o que resultou em deficiências dos mesmos. Devido a isso, essas plantas apresentaram a menor taxa fotossintética dentre todos os tratamentos e também a menor taxa de transpiração, o que diminui a perda de água para a atmosfera, devido à redução da condutância estomática (PAULA et al., 2015). Desta forma, o transporte de nutrientes que estão dissolvidos na solução até a zona de absorção das raízes é reduzido, diminuindo também a absorção dos nutrientes pelo sistema radicular (MOTT; FRANKS, 2001) e aumentando a deficiência de nutrientes. Isto porque a transpiração é responsável pela dinâmica de transporte de nutrientes da solução do solo absorvida pela raiz, interferindo diretamente no seu deslocamento até as folhas (RONDA; DE BRUIN; HOLTSLAG, 2001).

Os maiores valores de ANUE e ANRE foram observados nas plantas com aplicação de NPK (Figura 6a e 6b). Isso aconteceu por causa da prolongada disponibilidade de N na solução do solo, devido ao parcelamento de N durante três épocas ao longo do cultivo, 0, 12 e 27 DAE. O parcelamento da dose no tratamento NPK em relação aos demais, não apenas possibilitou o maior aproveitamento de formas de N mineral pelas plantas, mas também pode ter diminuído as possíveis perdas de N (OMONODE et al., 2017; VENTEREA; COULTER, 2015).

As plantas cultivadas no solo dos tratamentos controle e no CSS apresentaram os menores valores de ANUE e ANRE, o que pode ter ocorrido devido ao menor acúmulo de N na parte aeras das plantas. A menor disponibilidade de NID no CSS e no Controle nos estádios críticos à produção de grãos (V12 e R2), onde a planta de milho apresenta a máxima área foliar (BENDER et al., 2013), também pode ter contribuído para provocar a diminuição da taxa fotossintética nesses estádios, ocasionando diminuição da produtividade de grãos (BISWAS; MA, 2016). Desta forma, para que o milho expresse sua máxima taxa fotossintética a partir de V12 é necessário que seja realizada a aplicação de adubação nitrogenada nos períodos iniciais, para permitir um adequado estado nutricional às plantas devido à disponibilidade de N na solução do solo no momento em que a planta define seu potencial produtivo (V3 e V8) (César, 2006).

A maior produção de grãos de milho nas plantas cultivadas no solo com aplicações de NPK pode ser atribuída a prolongada disponibilidade de formas de N mineral na solução do solo ao longo do ciclo da cultura (Figuras 2a, 2c), em função das duas adubações nitrogenadas realizadas em cobertura, quando as plantas estavam com 4 e 8 folhas completamente expandidas. Isto se deve também à correlação positiva da produção de grãos no tratamento NPK com os teores de NO_3^- ($r = 0,94$, $p < 0,01$) e NH_4^+ ($r = 0,78$, $p < 0,01$) na solução do solo. Esses resultados sugerem que a liberação de N pelas fontes orgânicas no solo ocorreram, em sua maior parte, antes dos momentos de maior demanda de N pelas plantas de milho. Por este motivo, torna-se interessante associar o uso de fontes orgânicas, como os dejetos de origem animal que são aplicados antes da semeadura das culturas, com o uso de fontes minerais de N aplicadas em cobertura, especialmente em gramíneas como o milho, nas quais é recomendada a aplicação parcelada de N ao longo do ciclo (CIANCIO et al., 2014; MARTÍNEZ et al., 2017b, 2017a; ZHANG et al., 2016). Esta alternativa do uso associado de fontes orgânicas e minerais é corroborada pelo estudo de Guo et al. (2016), que observaram que a aplicação de apenas 25% da recomendação total de N na forma mineral e o restante na forma de dejetos foi o suficiente para alcançar produtividades semelhantes aos tratamentos com 100% de fertilizante mineral.

A menor produção de grãos das plantas cultivadas no solo com aplicações de CSS pode ser atribuída à menor disponibilidade de N na solução do solo, uma vez que o solo deste tratamento apresenta os maiores teores de disponibilidade de nutrientes (Tabela 1). As baixas concentrações de N na solução do solo podem ter ocorrido devido à imobilização de parte das formas de N da solução do solo pela população microbiana do solo, pois nos períodos de maior demanda de N pelas plantas de milho (aos 55 e 80 DAE), predominou a forma de N orgânico dissolvido (NOD) na solução do solo (Figura 2). Com isso as concentrações de NOD com a aplicação de CSS apresentaram uma correlação negativa com a produção de grãos de milho ($r = -0,90$, $p < 0,01$), enquanto as concentrações de NID na solução do solo dos tratamentos com aplicações de NPK e DLB apresentaram correlação positiva com a produção ($r = 0,95$, $p < 0,01$; $r = 0,86$, $p < 0,01$), respectivamente. A alta relação C:N da CSS, associada ao alto teor de lignina e compostos recalcitrantes de difícil decomposição, pode ter dificultado a mineralização destes compostos orgânicos, o que explica a baixa disponibilidade de NID na solução do solo deste tratamento. A consequência disso é a falta de sincronismo entre a liberação e disponibilização de N às plantas pelas fontes orgânicas nos momentos em que ocorre a maior demanda deste nutriente pelas mesmas.

3. CONCLUSÕES

As fontes orgânicas proporcionaram maiores concentrações de N orgânico na solução do solo, com destaque para o uso de cama sobreposta de suínos (CSS), que mostrou as maiores concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD). Entretanto, entre as fontes orgânicas, a utilização de dejetos líquidos de bovinos (DLB) obteve maior produtividade de grãos e os melhores indicadores de parâmetros fisiológicos e nutricionais.

A utilização da adubação mineral (NPK) aplicada conforme recomendação, ou seja, parte na semeadura e restante em cobertura em dois momentos fisiológicos do milho, conseguiu manter por mais tempo teores mais adequados de N mineral na solução do solo e isso permitiu maior atividade fotossintética das plantas e produção de grãos, quando comparado com as fontes orgânicas.

Desta forma, nossos resultados demonstram a importância da combinação de adubações a partir de fontes orgânicas em pré-semeadura, com fontes minerais nitrogenadas em cobertura. Isto permite a manutenção da disponibilidade de N na solução do solo nos estádios fenológicos de maior demanda das plantas, melhorando significativamente a produtividade das culturas adubadas com fontes orgânicas de nutrientes.

Tabela 1. Propriedades químicas do solo submetido à aplicações de fontes orgânicas e mineral de N, coletado em agosto de 2016, após 19 aplicações, na camada de 0-10 cm.

<i>Propriedades químicas</i>	Controle	DLB	DLS	CSS	NPK
C (g kg ⁻¹) ⁽¹⁾	0,81	1,27	0,98	1,21	0,92
N (g kg ⁻¹) ⁽¹⁾	0,90	1,19	1,01	1,34	0,97
pH _{H2O} (1:1)	5,2	5,3	4,9	5,7	4,5
K trocável (mg kg ⁻¹) ⁽²⁾	28	113,5	71,5	119	76
P disponível (mg kg ⁻¹) ⁽²⁾	8,2	73,6	71,5	95,6	58,1
Ca trocável (cmol _c kg ⁻¹) ⁽³⁾	2,3	3,3	2,1	4,4	1,3
Mg trocável (cmol _c kg ⁻¹) ⁽³⁾	1,9	2,6	1,7	2,8	0,9
Al trocável (cmol _c kg ⁻¹) ⁽³⁾	0,4	0,2	0,6	0,1	1,3

⁽¹⁾ Determinado pelo TOC; ⁽²⁾ Extraído por Mehlich 1; ⁽³⁾ Extraído por KCl 1 mol·L⁻¹; Controle = sem adição de fertilizante; DLB= dejetos líquidos de bovino; DLS = dejetos líquidos de suíno; CSS = Cama sobreposta de suínos e NPK = fonte mineral.

Tabela 2. Adição anual média de matéria seca da parte aérea das plantas e dos dejetos de animais, adição total de C e N pelas plantas e pelas fontes orgânicas, e estoque de C e N em solos com a aplicações de fontes orgânicas e mineral de N (NPK).

<i>Entradas</i>		Controle	DLB	DLS	CSS	NPK
		----- Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----				
Matéria Seca	Plantas	6,86	12,85	14,65	13,50	11,15
	Dejetos	-	1,86	6,14	13,63	-
	Total	6,86	14,7	20,79	27,13	11,5
C	Plantas	3,1	5,71	6,87	5,94	4,90
	Dejeto	-	0,58	1,79	4,23	-
	Total	3,1	6,28	8,66	10,17	4,90
		----- Kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----				
N	Plantas	49,83	100,93	116,08	108,07	78,14
	Dejetos	-	228,21	174,59	222,09	142,17
	Total	49,83	329,14	290,67	330,16	220,31
<i>Estoques</i>		----- Mg ha ⁻¹ -----				
	C	12,47	16,38	14,44	21,43	13,31
	N	2,84	3,61	2,96	3,83	2,99
	C:N	4,41	4,53	4,86	5,58	4,44

Controle = sem adição de fertilizante; DLB = dejetos líquidos de bovino; DLS = dejetos líquidos de suíno; CSS = Cama sobreposta de suínos e NPK = fertilizante mineral.

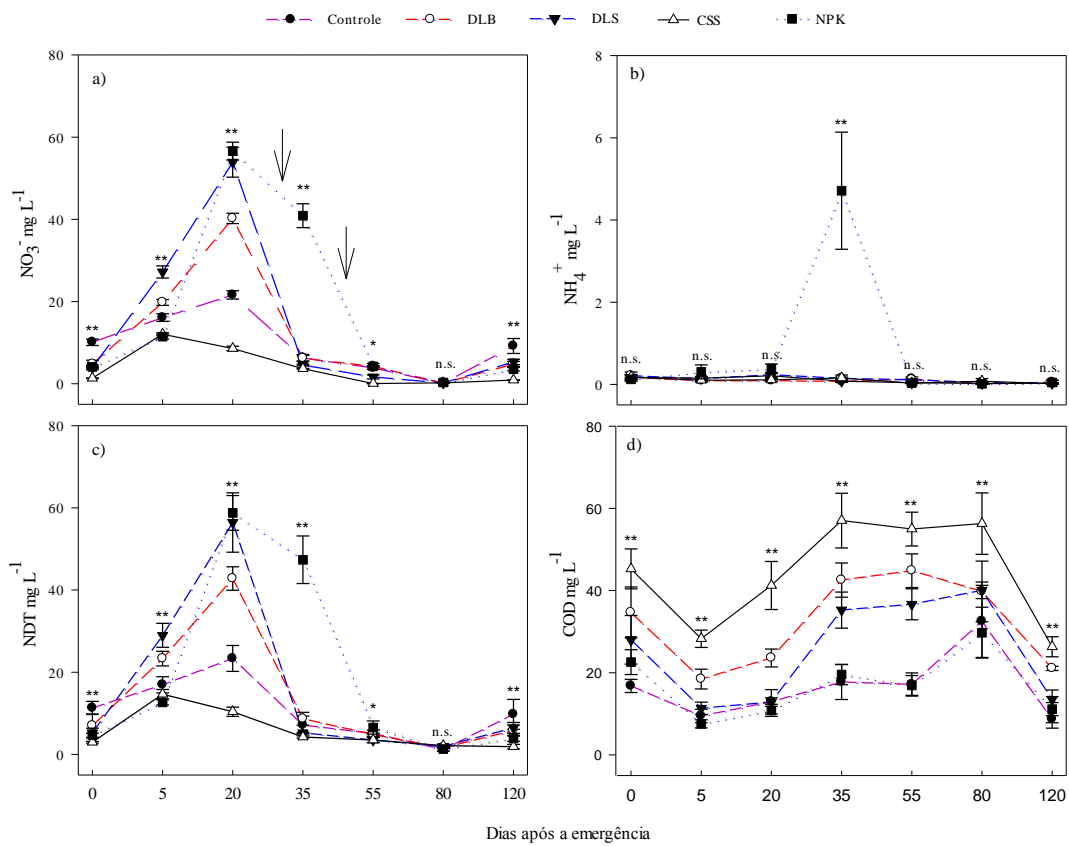


Figura 2. Concentrações de NO_3^- , NH_4^+ , NDT e COD total na solução do solo extraída na camada de 0-10 cm, durante o cultivo do milho, submetido a aplicação de fontes orgânicas e mineral. Controle = sem adição de fertilizante; DLB = dejetos líquidos de bovino; DLS = dejetos líquidos de suíno; CSS = Cama sobreposta de suínos e NPK = fertilizante mineral. NDT= Nitrogênio Dissolvido Total e COD Total= Carbono Dissolvido Total ns: Não significativo; *P<0,05; **P<0,01 (teste Scott Knott 5 %). O desvio padrão está apresentado na superfície dos pontos. As setas indicam o momento da adubação de N em cobertura aos 12 e 27 DAE no tratamento NPK.

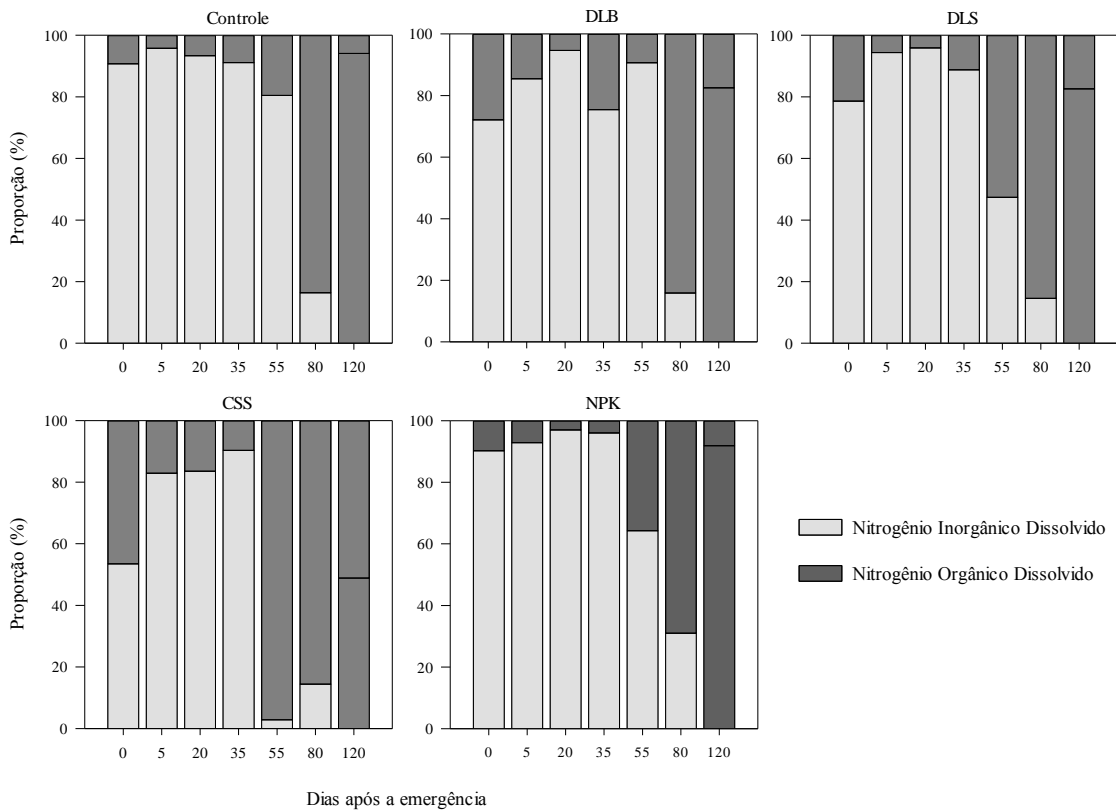


Figura 3. Proporções de N orgânico dissolvido (NOD) e N inorgânico dissolvido (NID) na solução do solo extraída da camada de 0-10 cm, durante o cultivo do milho, submetido a aplicação de fontes orgânicas e mineral de N. Controle = sem adição de fertilizante; DLB = dejetos líquidos de bovino; DLS = dejetos líquidos de suíno; CSS = Cama sobreposta de suínos e NPK = fertilizante mineral.

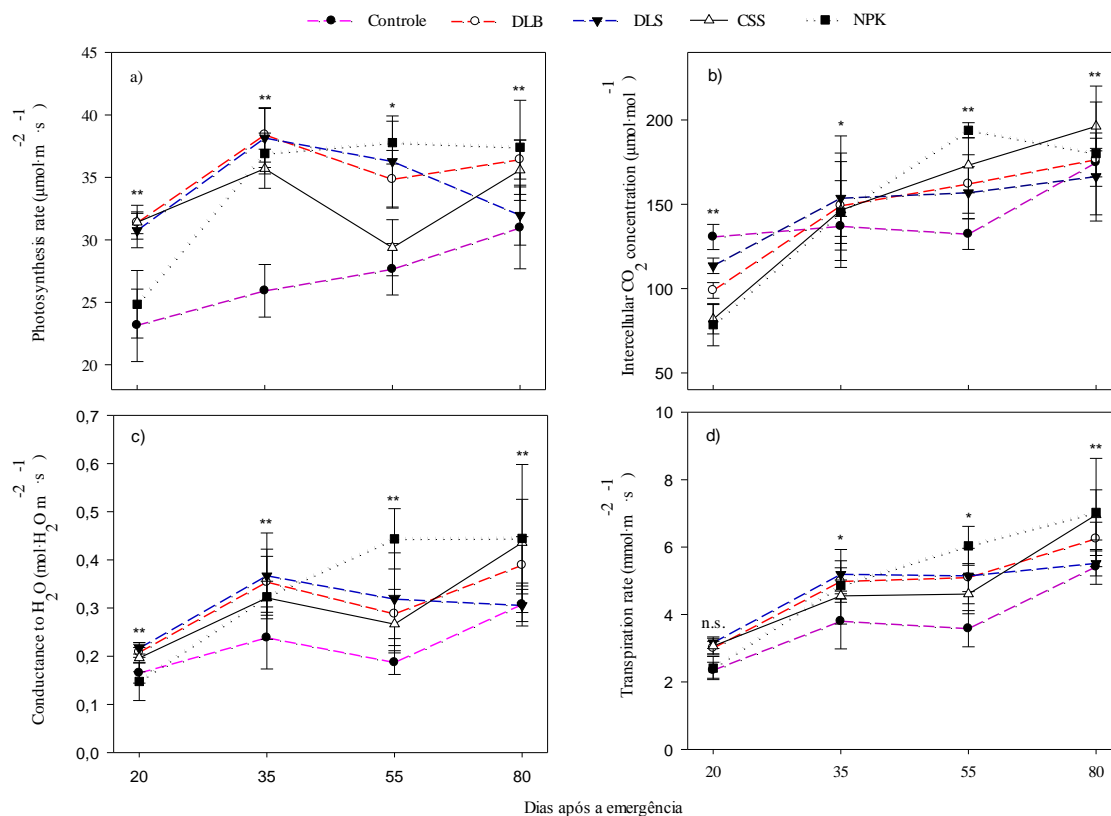


Figura 4. Taxa fotossintética, concentração e CO_2 intracelular, condutância estômática e taxa de transpiração de plantas de milho em seus diferentes períodos de desenvolvimento, quando submetido a aplicações de fontes orgânicas e mineral de N. Controle = sem adição de fertilizante; DLB = dejetos líquidos de bovinos; DLS = dejetos líquidos de suínos; CSS = Cama sobreposta de suínos e NPK = fertilizante mineral. ns = Não significativo; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$ (teste Scott Knott 5 %). O desvio padrão está apresentado na superfície dos pontos.

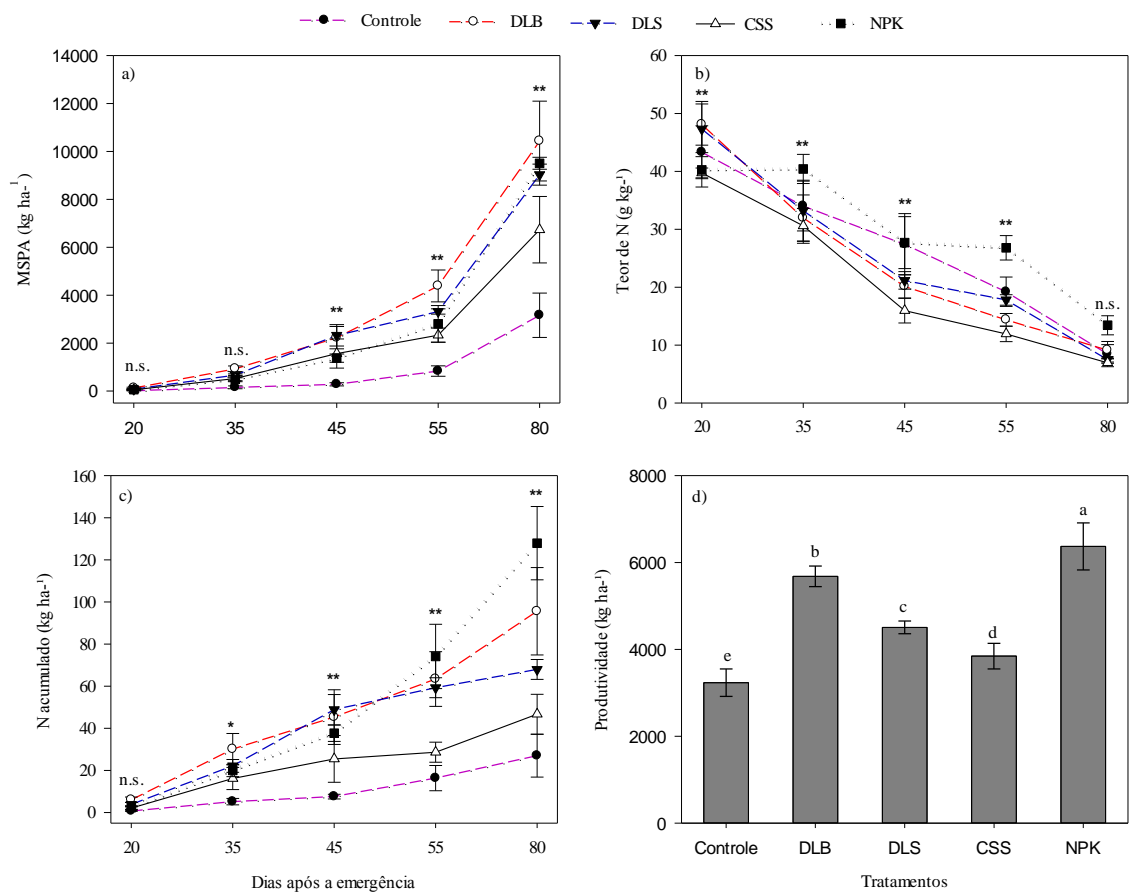


Figura 5. Concentração de N, matéria seca, acúmulo de N na matéria seca e produção de grãos de milho, submetido a aplicação de fontes orgânicas e mineral de N. Controle = sem adição de fertilizante; DLB = dejetos líquidos de bovinos; DLS = dejetos líquidos de suínos; CSS = Cama sobreposta de suínos e NPK = fertilizante mineral. ns = Não significativo; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$ (teste Scott Knott 5 %). Letras diferentes entre os tratamentos na mesma profundidade indicam diferença significativa (teste Scott Knott 5 %) O desvio padrão está apresentado na superfície dos pontos e das barras.

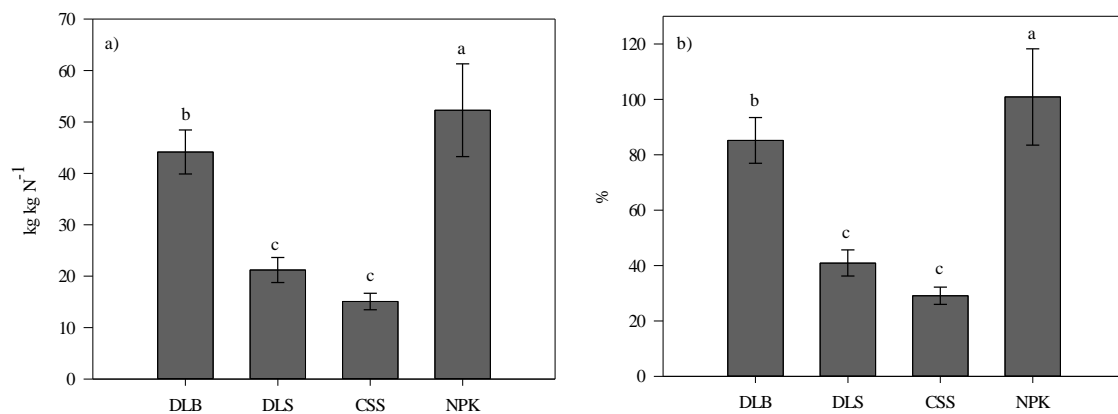


Figura 6. Índice de Eficiência Agrônômica do Uso do N (ANUE) e Índice de Recuperação Aparente do N (ANRE) por plantas de milho, submetidas a aplicação de fontes orgânicas e mineral de N. Controle = sem adição de fertilizante; DLB = dejetos líquidos de bovinos; DLS = dejetos líquidos de suínos; CSS: = Cama sobreposta de suínos e NPK = fertilizante mineral. Letras diferentes entre os tratamentos na mesma profundidade indicam diferença significativa (teste Scott Knott 5 %). O desvio padrão está apresentado na superfície das barras.

REFERÊNCIAS

- ADEWUNMI, H. et al. Dynamics of soil nitrogen availability indices in a sandy clay loam soil amended with animal manures. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 167–178, 2017.
- AITA, C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [s. l.], n. 1, p. 195–205, 2008.
- AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, [s. l.], v. 42, n. 1, p. 95–102, 2007.
- AZEEZ, J. O.; VAN AVERBEKE, W. Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a sandy clay loam soil. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 101, n. 14, p. 5645–5651, 2010.
- BENDER, R. R. et al. Nutrient uptake, partitioning, and remobilization in modern, transgenic insect-protected maize hybrids. **Agronomy Journal**, [s. l.], v. 105, n. 1, p. 161–170, 2013.
- BERENGUER, P. et al. Fertilisation of irrigated maize with pig slurry combined with mineral nitrogen. **European Journal of Agronomy**, [s. l.], v. 28, n. 4, p. 635–645, 2008.
- BERTORA, C. et al. Pig slurry treatment modifies slurry composition, N₂O, and CO₂ emissions after soil incorporation. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 40, n. 8, p. 1999–2006, 2008.
- BISWAS, D. K.; MA, B. Effect of nitrogen rate and fertilizer nitrogen source on physiology , yield , grain quality , and nitrogen use efficiency in corn. [s. l.], v. 403, n. October 2015, p. 392–403, 2016.
- BRUNETTO, G. et al. Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy typic hapludalf after medium-term pig-slurry and deep-litter application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 36, n. 5, p. 1620–1628, 2012.
- BUSCH, F. A.; SAGE, R. F.; FARQUHAR, G. D. Plants increase CO₂ uptake by assimilating nitrogen via the photorespiratory pathway. **Nature Plants**, [s. l.], v. 4, n. 1, p. 46–54, 2018.
- CABRERA CORRAL, F. J. et al. Lysimetry methods for monitoring soil solution electrical conductivity and nutrient concentration in greenhouse tomato crops. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 178, p. 171–179, 2016.

CAMPBELL, D. J.; KINNIBURGH, D. G.; BECKETT, P. H. T. The soil solution chemistry of some Oxfordshire soils: temporal and spatial variability. **Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 40, n. 2, p. 321–339, 1989.

CASSOL, P. C. et al. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejetos suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 36, n. 6, p. 1911–1923, 2012.

CAYUELA, M. L.; SINICCO, T.; MONDINI, C. Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. **Applied Soil Ecology**, [s. l.], v. 41, n. 1, p. 118–127, 2009.

CÉSAR, P.; ENG O AGR, M.; DURÃES ENG O AGR, F. O. M. Fisiologia da Produção de Milho. [s. l.], 2006. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/490408/1/Circ76.pdf>>. Acesso em: 28 maio. 2018.

CHOPPIN, G. R. Inner versus outer sphere complexation of f-elements. **Journal of Alloys and Compounds**, [s. l.], v. 249, n. 1–2, p. 9–13, 1997.

CIANCIO, N. R. et al. Crop response to organic fertilization with supplementary mineral nitrogen. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 38, n. 3, p. 912–922, 2014.

DELL, C. J.; MEISINGER, J. J.; BEEGLE, D. B. Subsurface Application of Manures Slurries for Conservation Tillage and Pasture Soils and Their Impact on the Nitrogen Balance. **Journal of Environment Quality**, [s. l.], v. 40, n. 2, p. 352, 2011.

FAGERIA, N. K.; BALIGAR, V. C.; JONES, C. A. **Growth and mineral nutrition of field crops**. [s.l.] : CRC Press, 2011.

FAN, J. et al. Effect of application of dairy manure, effluent and inorganic fertilizer on nitrogen leaching in clayey fluvo-aquic soil: A lysimeter study. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 592, p. 206–214, 2017.

FAO. FAO Country Profiles. **Country Profiles - Top Imports United Kingdom**, [s. l.], 2014.

FILEP, T.; RÉKÁSI, M. Geoderma Factors controlling dissolved organic carbon (DOC), dissolved organic nitrogen (DON) and DOC / DON ratio in arable soils based on a dataset from Hungary. **Geoderma**, [s. l.], v. 162, n. 3–4, p. 312–318, 2011.

FRANÇA, S. et al. Nitrogênio disponível ao milho : Crescimento , absorção e rendimento de grãos 1 Nitrogen available to maize : Absorption , growth and yield. [s. l.], n. 51, p. 1143–1151, 2011.

FYLLAS, N. M. et al. Basin-wide variations in foliar properties of Amazonian forest: phylogeny, soils and climate. **Biogeosciences**, [s. l.], v. 6, n. 11, p. 2677–2708, 2009.

GIACOMINI, S. J. et al. Aproveitamento pelo milho do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em plantio direto e preparo reduzido do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [s. l.], v. 44, n. 7, p. 761–768, 2009.

GUO, L. et al. Effects of cattle manure compost combined with chemical fertilizer on topsoil organic matter, bulk density and earthworm activity in a wheat-maize rotation system in Eastern China. **Soil and Tillage Research**, [s. l.], v. 156, p. 140–147, 2016.

HABTESELASSIE, M. Y. et al. Gross Nitrogen Transformations in an Agricultural Soil after Repeated Dairy-Waste Application. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 70, n. 4, p. 1338, 2006.

HALVORSON, J. J. et al. Reduction of soluble nitrogen and mobilization of plant nutrients in soils from U.S northern Great Plains agroecosystems by phenolic compounds. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 94, n. December, p. 211–221, 2016.

HERNÁNDEZ, D.; POLO, A.; PLAZA, C. Long-term effects of pig slurry on barley yield and N use efficiency under semiarid Mediterranean conditions. **European Journal of Agronomy**, [s. l.], v. 44, p. 78–86, 2013.

IBGE. Produção pecuária 2015. **Produção Pecuária Municipal**, [s. l.], v. 43, p. 1–49, 2015. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/84/ppm_2015_v43_br.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2018.

JACKSON-BLAKE, L. et al. Controls on soil solution nitrogen along an altitudinal gradient in the Scottish uplands. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 431, p. 100–108, 2012.

JÄMTGÅRD, S.; NÄSHOLM, T.; HUSS-DANELL, K. Nitrogen compounds in soil solutions of agricultural land. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 42, n. 12, p. 2325–2330, 2010.

KIRCHMANN, H. Animal and municipal organic wastes and water quality. In: **Soil processes**

and water quality. [s.l: s.n.]. p. 163–232.

KIRCHMANN, H. et al. Effects of level and quality of organic matter input on carbon storage and biological activity in soil: Synthesis of a long-term experiment. **Global Biogeochemical Cycles**, [s. l.], v. 18, n. 4, p. 1–9, 2004.

KIRKBY, E. Introduction, Definition and Classification of Nutrients. **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants**, [s. l.], p. 3–5, 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780123849052000017>>. Acesso em: 6 set. 2018.

KITAJIMA, K.; MULKEY, S.; WRIGHT, S. Decline of photosynthetic capacity with leaf age in relation to leaf longevities for five tropical canopy tree species. **American Journal of Botany**, [s. l.], v. 84, n. 5, p. 702–708, 1997.

KUNZ, A. et al. Estação de Tratamento de Dejetos de Suínos (ETDS) como Alternativa na Redução do Impacto Ambiental da Suinocultura. **Concórdia: Embrapa Suínos e Aves**, [s. l.], n. Documento 452, p. 1–6, 2006.

KURAI, T. et al. Efficient rates of nitrogenous fertiliser for irrigated sweet sorghum cultivation during the post-rainy season in the semi-arid tropics. **European Journal of Agronomy**, [s. l.], v. 71, p. 63–72, 2015.

LATIFAH, O.; AHMED, O. H.; MAJID, N. M. A. Enhancing Nitrogen Availability , Ammonium Adsorption-Desorption , and Soil pH Buffering Capacity using Composted Paddy Husk 1. [s. l.], v. 50, n. 12, p. 1483–1493, 2017.

LOURENZI, C. R. et al. SOIL CHEMICAL PROPERTIES RELATED TO ACIDITY UNDER SUCCESSIVE PIG SLURRY APPLICATIONS (1) Long-term applications induced an increase in organic matter in the deeper layers. **Cledimar Rogério Lourenzi et al. R. Bras. Ci. Solo**, [s. l.], v. 35, n. 2, p. 1827–1836, 2011.

MALLORY, E. B.; GRIFFIN, T. S. Impacts of Soil Amendment History on Nitrogen Availability from Manure and Fertilizer. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 71, n. 3, p. 964, 2007.

MARTÍNEZ, E. et al. Long-term effects of pig slurry combined with mineral nitrogen on maize in a Mediterranean irrigated environment. **Field Crops Research**, [s. l.], v. 214, n. September, p. 341–349, 2017. a.

MARTÍNEZ, E. et al. The effects of dairy cattle manure and mineral N fertilizer on irrigated maize and soil N and organic C. **European Journal of Agronomy**, [s. l.], v. 83, p. 78–85, 2017.
b.

MARTÍNEZ, E. et al. The effects of dairy cattle manure and mineral N fertilizer on irrigated maize and soil N and organic C. **European Journal of Agronomy**, [s. l.], v. 83, p. 78–85, 2017.
c.

MASUNGA, R. H. et al. Nitrogen mineralization dynamics of different valuable organic amendments commonly used in agriculture. **Applied Soil Ecology**, [s. l.], v. 101, p. 185–193, 2016.

MBUTHIA, L. W. et al. Long term tillage, cover crop, and fertilization effects on microbial community structure, activity: Implications for soil quality. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 89, p. 24–34, 2015.

MEURER, J. E. **Fundamentos de Química do Solo**. 6^a ed. Porto Alegre, RS-Brasil.

MILLER, A. J.; CRAMER, M. D. **Root nitrogen acquisition and assimilation**. [s.l: s.n.].

MIRANDA, J. et al. COMPOSIÇÃO QUÍMICA DA SOLUÇÃO DE SOLO SOB DIFERENTES COBERTURAS VEGETAIS E ANÁLISE DE CARBONO ORGÂNICO SOLÚVEL NO DEFLÚVIO DE PEQUENOS CURSOS DE ÁGUA. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [s. l.], v. 30, n. 4, p. 633–647, 2006.

MOLENTO, C. F. M. Bem-estar e produção animal: aspectos econômicos - revisão. **Archives of Veterinary Science**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 1–11, 2005.

MONACO, S. et al. Laboratory assessment of ammonia emission after soil application of treated and untreated manures. **Journal of Agricultural Science**, [s. l.], v. 150, n. 1, p. 65–73, 2012.

MOTT, K. A.; FRANKS, P. J. The role of epidermal turgor in stomatal interactions following a local perturbation in humidity. **Plant, Cell and Environment**, [s. l.], v. 24, n. 6, p. 657–662, 2001.

MÜLLER, C. et al. Effects of repeated fertilizer and cattle slurry applications over 38 years on N dynamics in a temperate grassland soil. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 43, n. 6, p. 1362–1371, 2011.

OLIVEIRA, P.; SOARES, W. Produção e manejo de dejetos de suínos. **A Produção Animal na Visão dos Brasileiros**, [s. l.], v. d, p. 72–90, 2001.

OMONODE, R. A. et al. Achieving Lower Nitrogen Balance and Higher Nitrogen Recovery Efficiency Reduces Nitrous Oxide Emissions in North America's Maize Cropping Systems. **Frontiers in Plant Science**, [s. l.], v. 8, p. 1080, 2017.

OSTERHOLZ, W. R. et al. Can mineralization of soil organic nitrogen meet maize nitrogen demand? [s. l.], v. 1, p. 73–84, 2017.

PANDOLFO, C. M. et al. Análise técnica de fontes de nutrientes associadas a sistemas de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 32, n. 2, p. 759–768, 2008.

PAULA, L. de S. et al. Silicon (Si) ameliorates the gas exchange and reduces negative impacts on photosynthetic pigments in maize plants under Zinc (Zn) toxicity. **Australian Journal of Crop Science**, [s. l.], v. 9, n. 10, p. 901–908, 2015.

PRATIWI, E. P. A. et al. The effects of rice husk char on ammonium, nitrate and phosphate retention and leaching in loamy soil. **Geoderma**, [s. l.], v. 277, p. 61–68, 2016.

PREMROV, A. et al. Effects of over-winter green cover on soil solution nitrate concentrations beneath tillage land. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 470–471, p. 967–974, 2014.

RAFAEL DA ROSA COUTO et al. Health risk assessment and soil and plant heavy metal and bromine contents in field plots after ten years of organic and mineral fertilization. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 153, n. January, p. 142–150, 2018. a.

RAFAEL DA ROSA COUTO et al. Health risk assessment and soil and plant heavy metal and bromine contents in field plots after ten years of organic and mineral fertilization. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 153, n. January, p. 142–150, 2018. b.

RAIJ, B. Fertilidade do solo e adubação. **CERES, Potafos**, [s. l.], p. 434p., 1991.

REBECCA HOOD-NOWOTNY. Using light stable isotopes to understand nutrient cycling in soils and how these isotopic techniques can be leveraged to investigate the ecology and biology of insects – A review. In: [s.l: s.n.]. v. 68p. 237–248.

REIJS, J. W. et al. Effects of different diets on utilization of nitrogen from cattle slurry applied to grassland on a sandy soil in The Netherlands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 118, n. 1–4, p. 65–79, 2007.

RONDA, R. J.; DE BRUIN, H. A. R.; HOLTSLAG, A. A. M. Representation of the Canopy Conductance in Modeling the Surface Energy Budget for Low Vegetation. **Journal of Applied Meteorology**, [s. l.], v. 40, n. 8, p. 1431–1444, 2001. Disponível em: <<http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/1520-0450%282001%29040%3C1431%3AROTCCI%3E2.0.CO%3B2>>

SLEUTEL, S. et al. Effect of manure and fertilizer application on the distribution of organic carbon in different soil fractions in long-term field experiments. **European Journal of Agronomy**, [s. l.], v. 25, n. 3, p. 280–288, 2006.

SOMMER, S. G. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. **European Journal of Agronomy**, [s. l.], v. 14, n. 2, p. 123–133, 2001.

SOMMER, S. G. et al. **Animal Manure Recycling: Treatment and Management**. First ed. Chunchester, UK.

SOUZA, E. R. De et al. Comparação de métodos de extração da solução do solo Comparison of methods for extracting soil solution. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 17, n. 5, p. 510–517, 2013.

TEDESCO, M.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. Análises de solo, plantas e outros materiais. **UFRGS**, [s. l.], p. 174, 1995.

THANGARAJAN, R. et al. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 465, p. 72–96, 2013.

VANLAUWE, B. et al. Agronomic use efficiency of N fertilizer in maize-based systems in sub-Saharan Africa within the context of integrated soil fertility management. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 339, n. 1, p. 35–50, 2011.

VENTEREA, R. T.; COULTER, J. A. Split Application of Urea Does Not Decrease and May Increase Nitrous Oxide Emissions in Rainfed Corn. **Agronomy Journal**, [s. l.], v. 107, n. 1, p. 337, 2015.

WANG, J. et al. Mechanisms of soil N dynamics following long-term application of organic fertilizers to subtropical rain-fed purple soil in China. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 91, p. 222–231, 2015.

WANG, J. et al. Effects of 14 years of repeated pig manure application on gross nitrogen

transformation in an upland red soil in China. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 415, n. 1–2, p. 161–173, 2017.

WARREN, C. R. Organic N molecules in the soil solution: What is known, what is unknown and the path forwards. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 375, n. 1–2, p. 1–19, 2014.

WEIHERMÜLLER, L. et al. In Situ Soil Water Extraction: A Review. **Journal of Environment Quality**, [s. l.], v. 36, n. 6, p. 1735, 2007.

XU, G.; FAN, X.; MILLER, A. J. Plant Nitrogen Assimilation and Use Efficiency. **Annual Review of Plant Biology**, [s. l.], v. 63, n. 1, p. 153–182, 2012.

YAGÜE, M. R.; QUÍLEZ, D. Direct and residual response of wheat to swine slurry application method. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [s. l.], v. 86, n. 1, p. 161–174, 2009.

YANG, X. et al. A 5-year lysimeter monitoring of nitrate leaching from wheat–maize rotation system: Comparison between optimum N fertilization and conventional farmer N fertilization. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [s. l.], v. 199, p. 34–42, 2015.

YANG, Z. et al. Effects of freezing intensity on soil solution nitrogen and microbial biomass nitrogen in an alpine grassland ecosystem on the Tibetan Plateau, China. **Journal of Arid Land**, [s. l.], v. 8, n. 5, 2016.

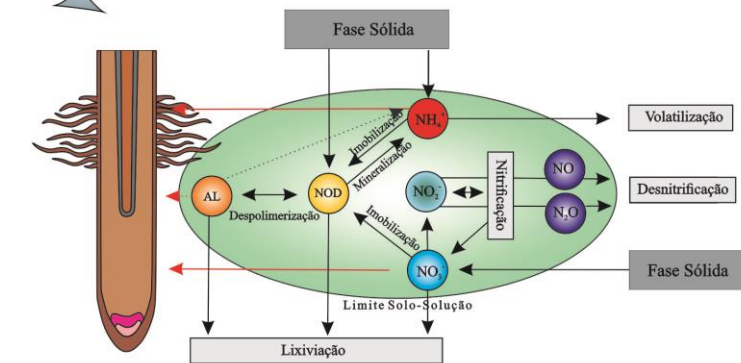
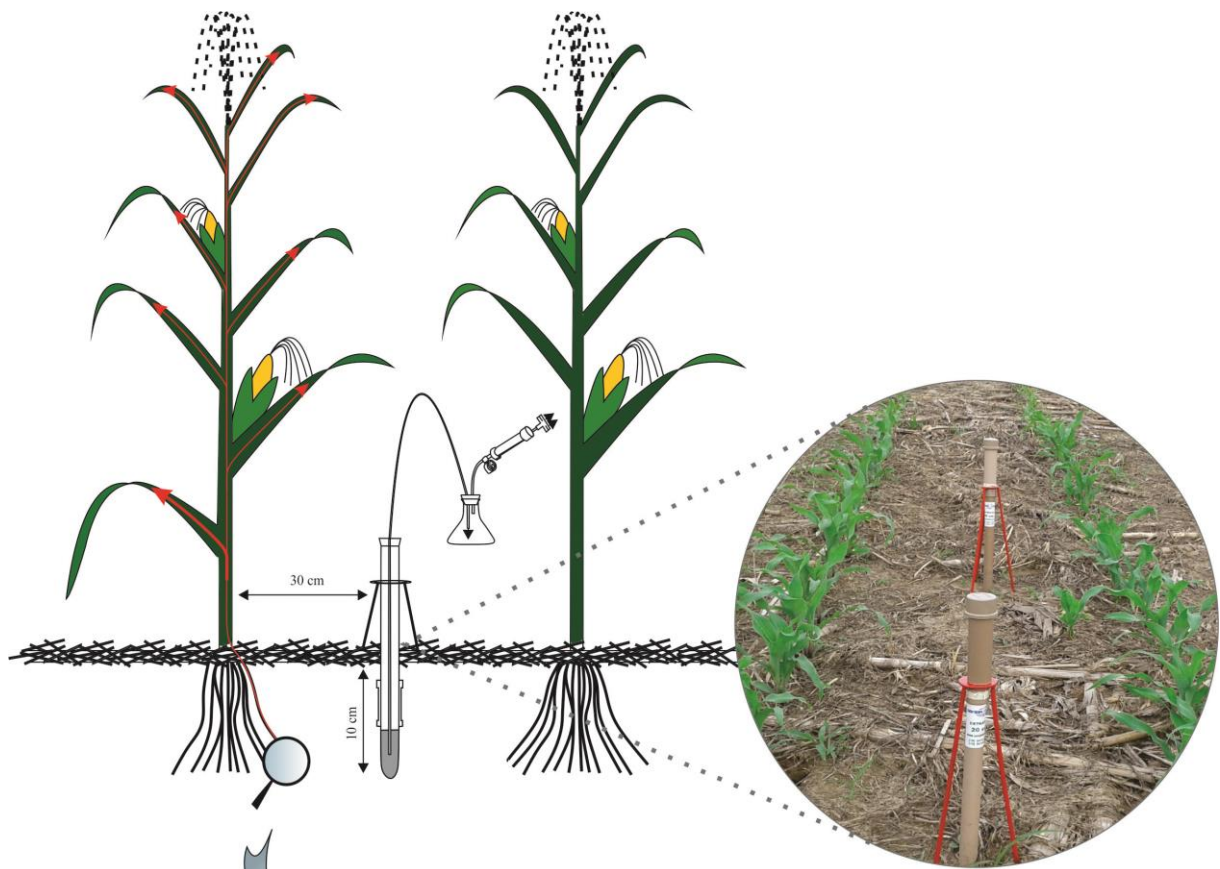
ZHANG, J. et al. Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) plays an important role in soil nitrogen conservation in neutral and alkaline but not acidic rice soil. **Journal of Soils and Sediments**, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 523–531, 2015.

ZHANG, J. B. et al. Effects of long-term repeated mineral and organic fertilizer applications on soil nitrogen transformations. **European Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 63, n. 1, p. 75–85, 2012.

ZHANG, Y. et al. Maize yield and soil fertility with combined use of compost and inorganic fertilizers on a calcareous soil on the North China Plain. **Soil and Tillage Research**, [s. l.], v. 155, p. 85–94, 2016.

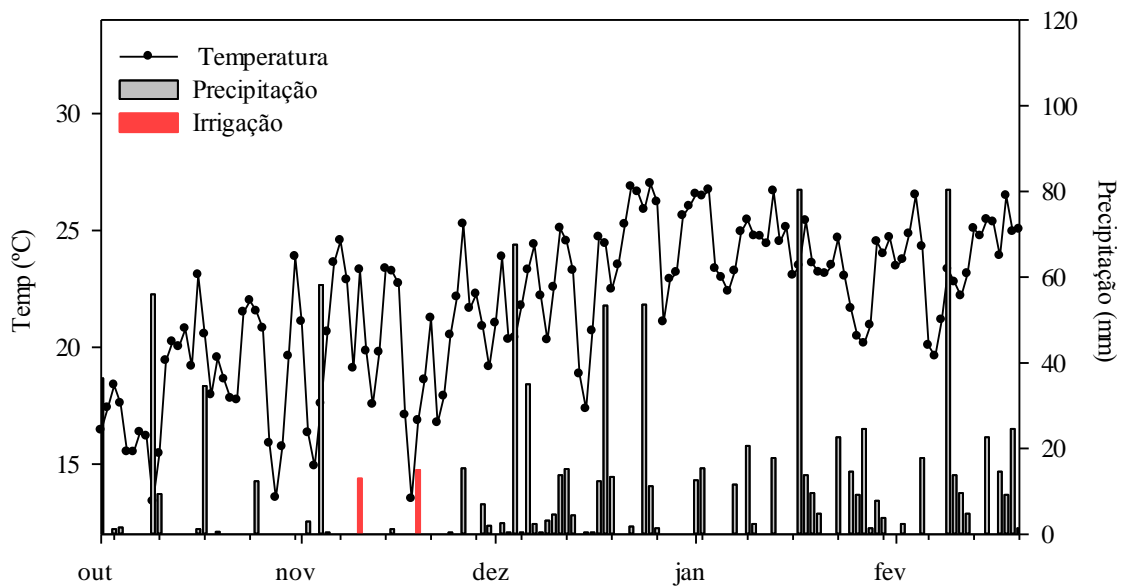
ZHU, S.; VIVANCO, J. M.; MANTER, D. K. Nitrogen fertilizer rate affects root exudation, the rhizosphere microbiome and nitrogen-use-efficiency of maize. **Applied Soil Ecology**, [s. l.], v. 107, p. 324–333, 2016.

APÊNDICES

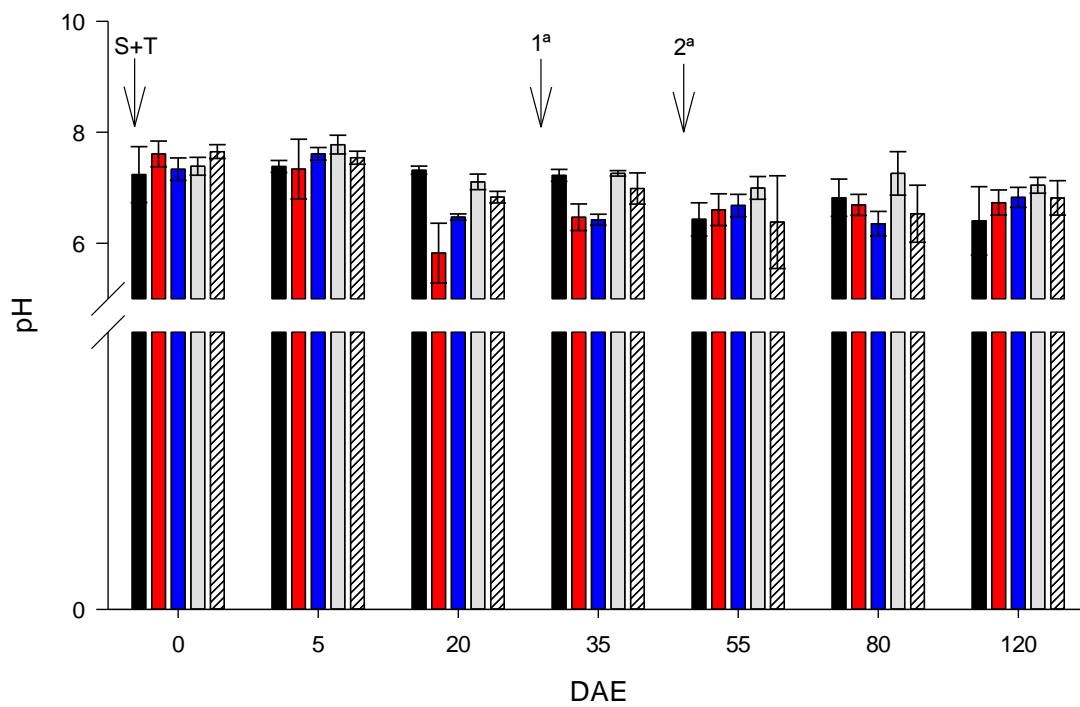
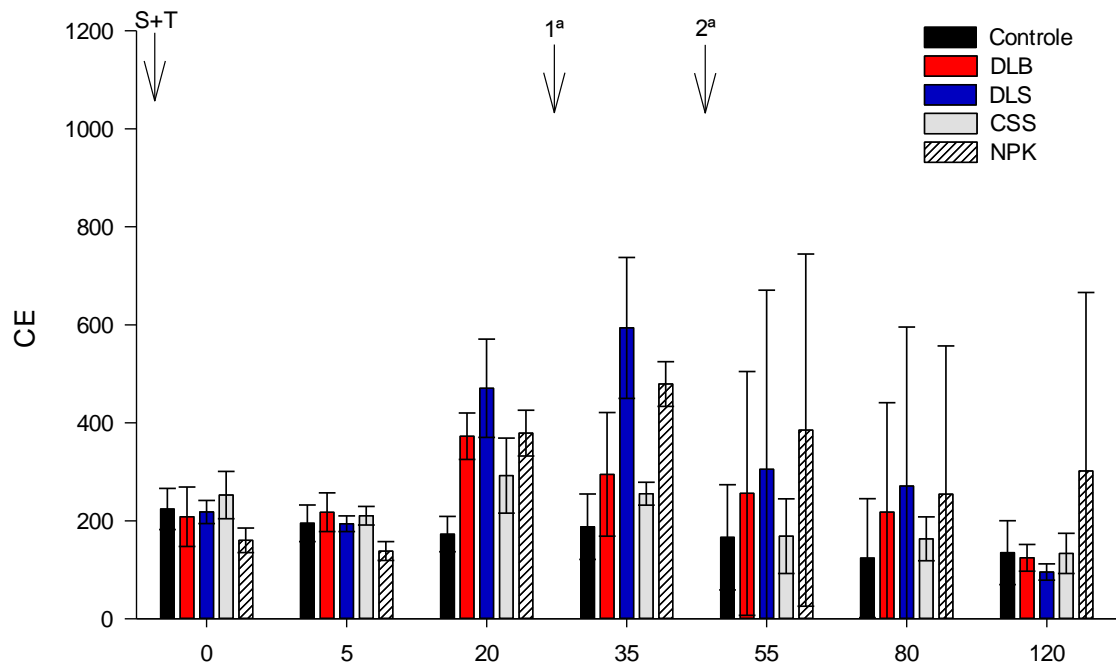


AL= Aminoácidos Livres
 NOD= Nitrogenio Organico Disolvido

Apêndice 1. Infográfico



Apêndice 2. Temperaturas médias diárias e precipitação pluvial diária ocorrida durante a condução do experimento. Os dados de precipitação foram obtidos na Estação Meteorológica do Departamento de Fitotecnia da UFSM.



Apêndice 3. pH e Condutividade Elétrica da solução do solo extraída na camada de 0-10 cm, durante o cultivo do milho, submetido a aplicação de fontes orgânicas e mineral. Controle = sem adição de fertilizante; DLB = dejetos líquidos de bovino; DLS = dejetos líquidos de suíno; CSS = Cama sobreposta de suínos e NPK = fertilizante mineral