

MARCO ANDRÉ GROHSKOPF

**FRAÇÕES DE NITROGÊNIO ORGÂNICO E TEORES DE
NUTRIENTES NA SOLUÇÃO DE LATOSSOLO VERMELHO
FERTILIZADO COM DEJETO SUÍNO**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre no Curso de Pós-graduação em Manejo do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC.

Orientador: Dr. Paulo Cezar Cassol

Co-orientadores:

Dr. Juliano Corulli Corrêa

Dr. Paulo Roberto Ernani

Dr. Luciano Colpo Gatiboni

**LAGES, SC
2013**

G874f

Grohskopf, Marco André

Frações de nitrogênio orgânico e teores de nutrientes
na solução de Latossolo Vermelho fertilizado com dejetos
suíno / Marco André Grohskopf. - 2013.
105 p. : il. ; 21 cm

Orientador: Paulo Cezar Cassol

Coorientador: Juliano Corulli Corrêa

Coorientador: Paulo Roberto Ernani

Coorientador: Luciano Colpo Gatiboni

Bibliografia: p. 81-100

Dissertação (mestrado) - Universidade do Estado de
Santa Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em
Manejo do Solo, Lages, 2013.

1. Esterco. 2. Fertilizante. 3. Dinâmica
nitrogênio.
4. Solução do solo. I. Grohskopf, Marco André. II.
Cassol, Paulo Cezar. III. Universidade do Estado de
Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Manejo
do Solo. IV. Título

CDD: 631.81 - 20.ed.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Setorial do
CAV/UDESC

MARCO ANDRÉ GROHSKOPF

**FRAÇÕES DE NITROGÊNIO ORGÂNICO E TEORES DE
NUTRIENTES NA SOLUÇÃO DE LATOSSOLO VERMELHO
FERTILIZADO COM DEJETO SUÍNO**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Curso de Pós-Graduação em Manejo do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC.

Banca Examinadora:

Orientador: _____
Professor Dr. Paulo Cezar Cassol
Universidade do Estado de Santa Catarina

Co- orientador: _____
Pesquisador Dr. Juliano Corulli Corrêa
EMBRAPA Suínos e Aves

Membro: _____
Professor Dr. Mari Lúcia Campos
Universidade do Estado de Santa Catarina

Lages, SC, 16 de agosto de 2013

AGRADECIMENTOS

A Universidade do Estado de Santa Catarina, pela oportunidade e qualidade de ensino no curso.

A Embrapa Suínos e Aves pelo apoio e auxílio no trabalho de pesquisa.

Ao Professor Paulo Cezar Cassol pela orientação e apoio desde a iniciação científica na graduação até o mestrado.

Ao Pesquisador Juliano Corulli Corrêa pela orientação, apoio, amizade e contribuições durante o trabalho de pesquisa.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pelos ensinamentos transmitidos e o aprendizado adquirido durante a realização do mestrado.

Ao produtor Celso Retore, pela cessão da área experimental nestes vários anos e o apoio na condução do experimento.

Aos colegas Maria Sueli Heberle Mafra, Jovani Zalameña, Jonas Panisson, Wagner Sacomori, Agostinho Rebelatto pela amizade e ajuda nos trabalhos de campo e de laboratório.

A todos os colegas do laboratório de Química e Fertilidade do Solo, Física do Solo e Gênese e Morfologia do Solo pela amizade e apoio.

Aos bons e velhos amigos, Mariuccia, Tiago, Evandro, Ezequiel e Cristiano pela parceria, por todo o apoio e por terem me proporcionado muitas alegrias durante esse período.

Aos funcionários e pós-graduandos ligados ao Programa de Pós-graduação em Ciências Agrárias pelo apoio e amizade.

A todos os meus familiares, em especial a minha mãe Ciliane Regina Rückl.

A minha namorada Sandra Camile Almeida Mota pelo apoio e paciência.

Aos contribuintes pelos impostos que em parte são convertidos para a ciência.

A Capes e a FAPESC pelo auxílio financeiro durante a condução de experimento.

"... aquilo que observamos não é a natureza em si, mas sim, a natureza exposta ao nosso método de questionar"

(Werner Heisenberg, 1987)

RESUMO

GROHSKOPF, Marco André. **Frações de nitrogênio orgânico e teores de nutrientes na solução de Latossolo Vermelho fertilizado com dejetos suínos**. 2013. 105f. Dissertação de Mestrado em Manejo do Solo. Área: Fertilidade e Química do solo. Universidade do Estado de Santa Catarina – Centro de Ciências Agroveterinárias, Lages, 2013.

A demanda para o aproveitamento dos resíduos gerados pela criação de suínos será cada vez maior, sendo necessárias novas pesquisas que possam gerar tecnologias para compatibilizar a produção com a qualidade ambiental, com base no princípio da sustentabilidade. O objetivo desse trabalho foi avaliar as diferentes formas de acúmulo de N orgânico e a concentração de nutrientes na solução em Latossolo Vermelho Distroférrico cultivado com sucessão milho-aveia sob sistema plantio direto e submetido por até doze anos à aplicação anual em superfície de doses crescentes de dejetos suínos (DS). Os tratamentos foram distribuídos em blocos casualizados e constituídos pelas doses 0, 25, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹ de DS, adubação com fertilizante mineral solúvel (AM) e com 25 m³ ha⁻¹ de DS complementado com AM (DS+AM). Após dez anos de aplicações anuais desses tratamentos foram determinados os teores de N total (NT) e das frações hidrolizáveis em meio ácido: N-NH₄⁺, N-hexosamina, N- α -amino, N-amido e N-não identificado no solo. Determinou-se a concentração de N, P e K na solução do solo nas profundidades de 40 e 80 cm, em amostras extraídas por sucção com cápsula porosa durante o período de dez meses após a décima segunda aplicação anual dos tratamentos 50 e 100 m³ ha⁻¹ de DS, AM e DS+AM. Após dez anos de aplicação de DS, observou-se aumento do teor de NT em função das doses crescentes, até 100 m³ ha⁻¹, de fertilizantes orgânicos a base de DS nas camadas superficiais de 0-2,5, 2,5-5,0 e 5,0-10 cm. O uso de DS promove incremento do N orgânico nas formas hidrolisadas de N-NH₄⁺, N-hexosamina, N- α -amino e N-amido no solo em comparação ao AM que apresenta sua maior contribuição na forma de N-não identificado. A maior parte do N orgânico recuperado em todos os tratamentos ocorreu nas formas mais recalcitrantes, como N- α -amino e N-não identificado. O aumento na dose de DS proporcionou maior absorção de N nas culturas de aveia e milho a partir de 50 e 100 m³ ha⁻¹ quando comparado ao AM. O teor de N-NH₄⁺ foi extremamente baixo nas profundidades avaliadas,

demonstrando a pouca mobilidade desta forma de N em profundidade no solo e, ou a sua rápida transformação a N-NO_3^- . Em geral, a dose de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DS resulta nos maiores teores médio de N, P e K na solução do solo nas duas profundidades avaliadas. Os menores teores de N-NO_3^- e P foram observados aos 90 dias após a aplicação dos fertilizantes (DAAF). O teor de P na solução do solo durante o período avaliado foi considerado alto, devido às sucessivas aplicações anuais de DS e AM por dez anos. O teor de K na solução do solo foi em geral maior na maior dose de DS e semelhante nas duas profundidades avaliadas.

Palavras-chaves: esterco, fertilizante orgânico, dinâmica nitrogênio, solução do solo.

ABSTRACT

GROHSKOPF, Marco André. **Fraction of organic nitrogen and nutrients content in soil solution of a Red Oxisol fertilized with swine manure.** 2013. 105f. Dissertação de Mestrado em Manejo do Solo. Área: Fertilidade e Nutrição de Plantas. Universidade do Estado de Santa Catarina – Centro de Ciências Agroveterinárias, Lages, 2013.

The demand for the safe disposal of waste generated by the swine production will be increased, requiring new research to generate technological solutions for equalizing the production with the environmental quality, based on the sustainable principles. The aim of this study was to evaluate the different forms of soil organic N accumulation and the N, P and K contents in soil solution of a Red Oxisol fertilized for twelve years with surface application of swine slurry and cultivated with the maize-oats succession under no-till. The treatments were arranged in randomized blocks. The organic N forms in soil were characterized at tenth years under annual applications of the next treatments: doses of 0, 25, 50, 100 and 200 m³ ha⁻¹ of swine slurry (DS), and the fertilization with mineral fertilizer (AS). The soil contents of Total N (NT) and the acid-hydrolyzed organic N fractions, as N-NH₄⁺, N-hexosamine, N- α -amine, N-amide and N-unidentified were determined. The nutrients concentration in soil solution were characterized at the twelfth year of the experiment, but only in the treatments 50 and 100 m³ ha⁻¹ of DS, fertilization with AS and, DS plus mineral fertilizer (SM + SM). The nutrient content in the soil solution was captured at depths of 40 and 80 cm through suction lysimeters with porous capsule. The soil solution was evaluated during ten months after the twelfth fertilizer application in soil. The increasing doses of swine slurry up to 100 m³ ha⁻¹ raised the levels of NT in the surface soil layers up to 10 cm of soil deep. The DS use promotes increase in the organic N forms of N-NH₄⁺, N-hexosamine, N- α -amine and N-amide in the soil in comparison with the SM that has a major contribution in the form of N-unidentified, and most of the N in organic recalcitrant forms, as the N- α -amine. Doses of DS from the 50 to 100 m³ ha⁻¹ provide greater N uptake in crops of black oat and maize compared to the AS. The content of N-NH₄⁺ was extremely low at the depths evaluated, demonstrating the low mobility of this form of N in soil or its rapid transformation to N-NO₃⁻. In general, the dose of 100 m³ ha⁻¹ shows the highest average levels of N, P

and K in the soil solution at depths of 40 and 80 cm. The lowest N-NO₃⁻ and P contents in the soil solution were observed at 90 days after fertilizer application (DAAF). The P concentration in the soil solution in the evaluated time was considered high due to successive annual application of mineral and organic fertilizers during twelve years. The K content in the soil solution was in general greater at higher DS dose and similar in the two studied depths.

Keywords: pig slurry, organic fertilizer, groundwater.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Atributos da camada de 0 a 20 cm de um Latossolo Vermelho Distroférrico utilizado para implantação do experimento a campo. Médias de quatro amostras compostas de 10 sub-amostras. Campos Novos/SC, 2001	33
Tabela 2. Composição granulométrica nas camadas de 0-5, 0-10 e 10-20 cm de um Latossolo Vermelho Distroférrico utilizado para implantação do experimento a campo. Campos Novos/SC, 2001	33
Tabela 3. Características da mineralogia do solo da região de Campos Novos onde se situa a área experimental.....	34
Tabela 4. Características químicas do dejetos suíno aplicado anualmente em experimento a campo no período de 2001 a 2011 em um Latossolo Vermelho Distroférrico	35
Tabela 5. Teor de nitrogênio total (NT) no solo camadas de 0-2,5; 2,5-5; 5-10; 10-20; 20-30 e 30-40 cm, no ano de 2010 de um Latossolo Vermelho Distroférrico, submetido a dez anos com adubação anual de adubo mineral solúvel (AM) e dejetos suíno nas doses de 0, 25, 50, 100 e 200 m ³ ha ⁻¹ , em sistema de plantio direto. Médias de quatro repetições	41
Tabela 6. Frações de nitrogênio orgânico em camadas até 10 cm de profundidade em Latossolo vermelho Distroférrico submetido a dez anos com adubação anual de adubo mineral solúvel (AM) e dejetos suíno nas doses de 0, 25, 50, 100, 200 m ³ ha ⁻¹ , em sistema de plantio direto. Médias de quatro repetições	46
Tabela 7. Características químicas do dejetos suíno aplicado anualmente em experimento a campo no período de 2001 a 2012 em um Latossolo Vermelho Distroférrico	65
Tabela 8. Época de avaliação da solução do solo representado pelos dias após a aplicação dos fertilizantes (DAAF), cultivo presente em cada época, e condições ou estágio de desenvolvimento do cultivo em superfície	66

Tabela 9. Teor de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ na solução do solo em Latossolo Vermelho Distroférrico submetido doze anos com adubação anual de adubo mineral solúvel (AM), adubo mineral solúvel combinado ao dejetos suíno na dose de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (AM+DS) e dejetos suíno nas doses de 50 (DS 50) e 100 (DS 100) $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$, em duas profundidades e diferentes dias após a aplicação dos fertilizantes (DAAF). Média de quatro repetições..... 69

Tabela 10. Teor de P na solução do solo em Latossolo Vermelho Distroférrico submetido a doze anos com adubação anual de adubo mineral solúvel (AM), adubo mineral solúvel combinado ao dejetos suíno na dose de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (AM+DS) e dejetos suíno nas doses de 50 (DS 50) e 100 (DS 100) $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$, em duas profundidades e diferentes dias após a aplicação dos fertilizantes (DAAF). Média de quatro repetições..... 73

Tabela 11. Teor de K na solução do solo em Latossolo Vermelho Distroférrico submetido doze anos com adubação anual de adubo mineral solúvel (AM), adubo mineral solúvel combinado ao dejetos suíno na dose de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (AM+DS) e dejetos suíno nas doses de 50 (DS 50) e 100 (DS 100) $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$, em duas profundidades e diferentes dias após a aplicação dos fertilizantes (DAAF). Média de quatro repetições..... 76

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama do método de hidrólises contínuas proposto por Yonebayashi & Hattori (1980) e modificado por Camargo et al. (2008)	38
Figura 2. Teor Nitrogênio Total (NT), em camadas até 10 cm de profundidade em Latossolo Vermelho Distroférico submetido a dez anos com adubação anual de dejetos suíno nas doses de 0 25, 50, 100 e 200 m ⁻³ ha ⁻¹ , em sistema de plantio direto	42
Figura 3. Teores de nitrogênio total (NT) e de N-hidrolisado total em HCl 6 mol L ⁻¹ e respectiva percentagem desse em relação ao primeiro nas camadas 0 a 2,5, 2,5 a 5 e 5 a 10 cm de profundidade em Latossolo Vermelho Distroférico submetido a dez anos com adubação anual com adubo mineral solúvel (AM) e dejetos suíno nas doses de 0 (Controle), 25 (DS 25), 50 (DS 50), 100 (DS 100) e 200 (DS 200) m ⁻³ ha ⁻¹ , em sistema de plantio direto. Médias de quatro repetições	44
Figura 4. Teor N-NH ₄ ⁺ , N-hexosamina, N-amida, N-α-amino e N-não identificado em camadas até 10 cm de profundidade em Latossolo Vermelho Distroférico submetido a dez anos com adubação anual de dejetos suíno nas doses de 0 (Controle), 25, 50, 100 e 200 m ⁻³ ha ⁻¹	50
Figura 5. Proporção das formas de N orgânico no solo em relação ao N-hidrolisado total no solo em camadas até 10 cm de profundidade em Latossolo Vermelho Distroférico submetido a dez anos com adubação anual de adubo mineral solúvel (AM) e dejetos suíno nas doses de 0 (Controle), 25 (DS 25), 50 (DS 50), 100 (DS 100) e 200 (DS 200) m ⁻³ ha ⁻¹ , em sistema de plantio direto. Médias de quatro repetições	52
Figura 6. Teor de nitrogênio no tecido de folha de milho e aveia submetido a dez anos com adubação anual de adubo mineral solúvel (AM) e dejetos suíno nas doses de 0, 25, 50, 100 e 200 m ³ ha ⁻¹ , em sistema de plantio direto. Médias de quatro repetições. Letras maiúsculas representam a diferença entre plantas no mesmo tratamento e letras minúsculas a diferença entre tratamentos na mesma planta pelo teste de Duncan (p≤0,05).....	55

Figura 7. Relação entre o teor de N orgânico na forma de N-NH_4^+ , N-hexosamina, N-amida, N- α -amino e N-não identificado no solo na camada de 0 a 10 cm e teor de N na folha de milho e aveia submetido a dez anos com adubação anual de dejetos suíno nas doses de 0, 25, 50, 100 e 200 $\text{m}^{-3} \text{ha}^{-1}$, em sistema de plantio direto 57

Figura 8. Precipitação acumulada mensal (mm) registrada durante a condução do experimento (INMET-MAPA)..... 67

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	15
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1	DEJETO SUÍNO NA AGRICULTURA	17
2.2	DINÂMICA DO NITROGÊNIO SOLO	19
2.3	SOLUÇÃO DO SOLO	25
3	HIPÓTESES	29
4	OBJETIVO	29
4.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	29
5	CAPÍTULO I. FRAÇÕES DE NITROGÊNIO ORGÂNICO EM LATOSSOLO VERMELHO ADUBADO COM DEJETO SUÍNO	30
	RESUMO	30
5.1	INTRODUÇÃO	31
5.2	MATERIAIS E MÉTODOS	32
5.2.1	Descrição do experimento	32
5.2.2	Tratamentos aplicados e delineamento experimental	34
5.2.3	Caracterização do dejetos suíno	35
5.2.4	Cultivo	36
5.2.5	Amostragem do solo	36
5.2.6	Análises químicas no solo e na planta	37
5.2.7	Análise estatística	40
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
5.3.1	Frações de nitrogênio orgânico no solo	40
5.3.2	Associação entre o teor de nitrogênio na planta e frações de nitrogênio orgânico no solo	54
5.4	CONCLUSÕES	60
6	CAPÍTULO II. CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES NA SOLUÇÃO DE LATOSSOLO VERMELHO ADUBADO COM DEJETO SUÍNO	61
	RESUMO	61
6.1	INTRODUÇÃO	62
6.2	MATERIAIS E MÉTODOS	63
6.2.1	Tratamentos aplicados e delineamento experimental	63
6.2.2	Caracterização do dejetos suíno	64
6.2.3	Amostragem da solução do solo	65
6.2.4	Análise estatística	68
6.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
6.3.1	Nitrogênio na Solução	68

6.3.2	Fósforo na Solução	71
6.3.2	Potássio na Solução	75
6.4	CONCLUSÕES	78
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	79
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	81
	APÊNDICE A	101
	APÊNDICE B	102
	APÊNDICE C	103
	APÊNDICE D	104
	APÊNDICE E.....	105

1. INTRODUÇÃO GERAL

A suinocultura é uma das principais atividades pecuárias desenvolvidas no Brasil, onde possui grande importância social e econômica, especialmente em Santa Catarina. Devido a crescente demanda da criação intensiva de suínos há a necessidade de se conduzir novos processos, práticas e tecnologias relacionadas aos estercos líquidos de suínos, possibilitando seu uso como fertilizante orgânico eficiente e não como contaminante ambiental. Em geral existe pouca preocupação como destino final dos resíduos gerados por este sistema pecuário, principalmente no desenvolvimento de fertilizantes orgânicos seguros para uso na agricultura e de sua aplicação no ambiente com base no princípio da sustentabilidade.

A adição de nutrientes no solo, especialmente de nitrogênio, através da aplicação de fertilizantes é uma prática rotineira na agricultura atual. O nitrogênio é um dos principais fatores limitantes a produção agrícola e seu fornecimento pode representar a maior parte dos custos com adubação. A compreensão da dinâmica do nitrogênio no solo é de fundamental importância para uma melhor eficiência da adubação, buscando maximizar a resposta às plantas, diminuir as perdas e aumentar a sustentabilidade ambiental desta prática agrícola.

O nitrogênio no solo passa por diversas transformações que afetam a sua disponibilidade às plantas. No solo é proveniente quase que exclusivamente da matéria orgânica, pois a maior parte se encontra em formas orgânicas de baixa disponibilidade as plantas. As características das formas orgânicas que compõe o nitrogênio são muito importantes, pois influencia na velocidade de mineralização, principal processo que contribui na disponibilização desse nutriente as plantas. Entretanto, existem dificuldades de avaliar a necessidade de adubação nitrogenada, devido à complexa dinâmica deste nutriente no solo e ainda não se conhece completamente suas formas orgânicas no solo, especialmente quanto ao seu caráter de labilidade.

O conhecimento da disponibilidade e a dinâmica dos nutrientes no solo e na solução do solo em razão da aplicação de dejetos suínos no solo como fertilizantes, principalmente, sobre seus efeitos ao longo do tempo com sucessivas aplicações são importantes para estabelecer critérios técnicos que torne esta prática agrícola eficiente e segura na adubação das culturas. Porém em regiões de alta concentração da criação intensiva de suínos tem-se a geração de grandes quantidades deste resíduo e pouca área disponível para receber a carga diariamente

gerada, o que limita a expansão da atividade. Esta situação faz com que os dejetos geralmente sejam aplicados no solo sem os devidos critérios técnicos agrônômicos e legais. Elevando assim, o seu potencial poluidor no solo, ar e água.

Com base nestas considerações, desenvolveu-se o trabalho de pesquisa com o objetivo de avaliar o efeito de vários anos de aplicação anual de dejetos suíno (DS) em doses crescente, comparativamente à adubação com fertilizante mineral solúvel (AM) e da combinação (DS+AM), nas formas de nitrogênio orgânico no solo e a concentração de nutrientes na solução do solo em Latossolo Vermelho Distroférico (LVD) cultivado com sucessão milho-aveia sob plantio direto.

Para tanto, foram realizados dois estudos, um para avaliar a distribuição das formas de acúmulo de N orgânico submetido a dez anos com aplicações anuais de doses crescentes de dejetos suíno e única dose de fertilizante mineral solúvel. O outro estudo avaliou a concentração de nutrientes na solução do solo na forma mineral em duas profundidades submetido a doze anos com aplicações anuais de doses crescentes de dejetos suíno, fertilizante mineral solúvel e dejetos suíno combinado ao fertilizante mineral solúvel.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Dejeto suíno na agricultura

A suinocultura é uma das principais atividades pecuárias desenvolvidas no Brasil, onde possui grande importância socioeconômica, notadamente em Santa Catarina, como fonte de renda e trabalho para comunidades rurais e urbanas. A atividade está em expansão, prevendo-se crescimento de 24% na produção de carne suína até o ano de 2020 (AGE/MAPA, 2010). Entretanto, a produção de suínos gera expressivo volume de dejetos líquidos de alto potencial poluente, concentrando-se em regiões, como o Oeste de Santa Catarina, onde são gerados excedentes do resíduo em relação às necessidades nutricionais das plantas e à capacidade de suporte dos solos (Oliveira, 2001, Berto, 2004). Nesse contexto, a mitigação dos impactos negativos do descarte final do dejetos líquidos de suíno (DLS) ao ambiente, demanda novos processos, práticas e tecnologias que tornem o dejetos suíno um fertilizante orgânico seguro para o uso na agricultura, com base no princípio da sustentabilidade e não um problema ambiental.

A maior parte dos dejetos suínos é aplicada sobre o solo, sendo a prática de uso mais comum pelas suas facilidades, menor custo ao produtor e, principalmente, devido ao sistema de plantio direto, em mais de 80% das terras cultiváveis do Sul do Brasil (Amado et al., 2006; Ceretta et al., 2010). Entretanto, em geral os dejetos são aplicados no solo sem passar previamente por tratamento ou estabilização, e sem levar em consideração critérios agronômicos e legais (KUNZ et al., 2005). Nestas condições o potencial de contaminação ambiental em função da aplicação de dejetos suínos é inevitável, principalmente, com o uso contínuo e prolongado. Porém, o licenciamento ambiental em Santa Catarina estabelece que para implantação ou expansão da suinocultura em uma propriedade, o produtor deve comprovar que possui área de terra suficiente para o descarte dos dejetos produzidos, sendo a dose máxima permitida de aplicação de dejetos suíno de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (FATMA, 2004). Em outros estados, como o Rio Grande do Sul, os órgãos de licenciamento ambiental não estabelecem dose máxima de dejetos a ser aplicada ao solo, recomendando que seu uso como fertilizante tenha como referencial a quantidade de nutrientes requeridos pelas culturas, baseado em análise de solo (FEPAM, 2004).

Antes de ser aplicados no solo os dejetos são armazenados em esterqueiras ou em lagoas (Kunz et al., 2004), sendo o tempo de

armazenamento recomendado nas esterqueiras para estabilização da matéria orgânica e inativação de patógenos de 120 dias. Durante o armazenamento, o dejetos sofre degradação anaeróbia, já que as esterqueiras geralmente têm profundidade mínima de 2,5 m, podendo ocorrer liberação de gases responsáveis pelo mau odor (Oliveira et al 2003), principalmente nos meses de verão, quando o aumento da temperatura ambiente favorece a atividade biológica e a volatilização de gases (Kunz et al., 2005). Apesar disso, as esterqueiras e lagoas, desde que corretamente dimensionadas e operadas, são uma opção de baixo custo para produtores que possuem áreas de cultivo suficientes, onde esse resíduo possa ser utilizado como fertilizante orgânico.

Em virtude da grande quantidade de dejetos suínos gerados em regiões de alta concentração da criação intensiva de suínos, atual sistema de produção, como na região Oeste de Santa Catarina, há falta área agrícola disponível para atender a demanda de resíduo gerado limitando a expansão da atividade (Sardá et al., 2010). Esta situação faz com que os dejetos suínos sejam aplicados no solo sem os devidos critérios técnicos agrônômicos e legais, onde a quantidade aplicada acaba excedendo a capacidade de suporte do solo, podendo resultar ao longo do tempo numa série de inconvenientes de expressão econômica. O uso de quantidades elevadas, frequentes e durante vários anos pode promover acúmulo de determinados nutrientes ao longo dos anos, superando a capacidade de adsorção e necessidade das culturas (McDowell et al., 2001; Basso et al., 2005; Berwanger et al., 2008; Scherer et al., 2010; Lourenzi et al., 2013). Por isso, é imprescindível à adoção de boas práticas voltadas ao aproveitamento do potencial reciclador de resíduos, revertendo parte do que seria problema em solução e diminuindo custos.

Ao contrário dos fertilizantes químicos, o dejetos suíno apresenta composição química variável, sendo considerado um fertilizante não balanceado. Quando lançados ao solo em grandes quantidades, sem o manejo correto causam desequilíbrio quantitativo na oferta de nutrientes às plantas (Kirchmann, 1994; Hountin et al., 2000; Lourenzi et al., 2013). Uma das consequências da adição de doses elevadas de dejetos suíno no solo acima da sua capacidade de processamento é o aumento da transferência de nutrientes para ambientes aquáticos, causando a eutrofização das águas (Correll, 1998; Sharpley & Menzel, 1987; Gatiboni et al., 2008). Além da perda de nutrientes pela emissão de óxido nitroso, entre outros gases de efeito estufa (Benites et al., 2010; Oliveira et al., 2003; Park et al., 2011). As características físico-

químicas dos dejetos estão associadas ao sistema de manejo dos animais adotado e aos aspectos quantitativos e qualitativos das rações usadas, apresentando grandes variações na concentração dos seus elementos entre produtores e dentro da própria granja, especialmente com relação ao manejo da água (Scherer, 2002).

O uso de dejetos suínos como fertilizante orgânico, além de fornecer nutrientes as plantas pode melhorar os atributos químicos, físicos e biológicos relacionados à qualidade do solo (Kiehl, 1985; Cassol, 1999; Bayer et al., 2004; Wolf & Wagner, 2005; Cassol et al., 2011; Cassol et al., 2012; Plaza et al., 2013). O fertilizante orgânico a base de dejetos suínos pode ser um fertilizante tão eficiente quanto aos minerais solúveis para a adubação das mais diversas culturas. Porém, para obtenção de bons resultados agronômicos e ambientais é necessário respeitar o conjunto de critérios técnicos, destacando-se a composição do dejetos, bem como as características, manejo e conservação do solo, a necessidade nutricional e a produtividade esperada para cada espécie cultural (Mafra, 2013).

Diversos trabalhos relataram a eficiência do dejetos suíno no aumento da produtividade das culturas, na melhoria nos atributos e características do solo, mas também os impactos negativos do uso incorreto deste resíduo no solo. O uso do dejetos baseando-se em recomendações técnicas agronômicas, respeitando os princípios éticos e de sustentabilidade ambiental pode promover a qualidade produtiva do solo e das plantas, e contribuir na solução dos problemas decorrentes da produção de dejetos em regiões de criação intensiva de suínos, auxiliando no desenvolvimento desta cadeia produtiva.

2.2 Dinâmica do nitrogênio no solo

O nitrogênio (N) é constituinte de vários compostos nas plantas, com destaque para os ácidos nucleicos, aminoácidos e clorofila. As principais reações bioquímicas nas plantas e nos microrganismos envolvem a presença de N, tornando-o um elemento absorvido em grandes quantidades pelas plantas cultivadas. O N apresenta grande versatilidade nas reações de oxirredução e está presente em vários estados de oxidação, desde formas bastante reduzidas (-3), como o N-NH_4^+ , até oxidadas (+5), como o N-NO_3^- , o que lhe confere grande importância nos ciclos biogeoquímicos e no metabolismo das plantas (Cantarella, 2007). Cerca de um quarto do gasto energético dos vegetais está relacionado com as várias reações envolvidas na redução de nitrato

a amônio e a subsequente incorporação do N às formas orgânicas nas plantas (Epstein & Bloom, 2005).

O N é o nutriente exigido em maior quantidade para a maioria das culturas, no entanto, existe grande dificuldade em avaliar sua disponibilidade no solo, devido às inúmeras interações e formas que o N apresenta em seu ciclo, o que faz com que ele não esteja presente na análise básica do solo. Além disso, o manejo e a recomendação de adubação de N são complexos, uma vez que sua dinâmica no solo envolve processos como: sorção, adsorção, lixiviação, volatilização, nitrificação, desnitrificação, imobilização e mineralização, sendo essas reações mediadas por microrganismos e afetadas por fatores edafoclimáticos, somado ao fato de que 95% ou mais do N no solo está na forma orgânica (Cantarella & Duarte, 2004).

O ciclo do N no ecossistema é o resultado da ação de organismos autotróficos e heterotróficos. Os vegetais através da fotossíntese transformam a energia solar em biomassa, que quando incorporada no solo serve de fonte de carbono e energia pelos microrganismos heterotróficos, ocorrendo à transformação do N orgânico a formas inorgânicas simples que são absorvidas pelas plantas. Processo semelhante ocorre quando se aplica dejetos suíno no solo, já que parte do N contido encontra-se em compostos orgânicos. A mineralização no solo é um dos processos mais significativo no ciclo do N no solo, sendo responsável pela transformação do N orgânico a formas inorgânicas simples e, nessa atividade existe um componente de imobilização (Müller et al., 2011), responsável pela assimilação de nutrientes minerais que influenciarão na multiplicação, crescimento e manutenção da microbiota (Camargo et al., 2008). Ambos os processos de mineralização e imobilização são de natureza bioquímica e conduzidas pela atividade enzimática da microbiota heterotrófica do solo.

Como resultado das biotransformações que ocorrem no solo o N é acumulado em diversas formas e frações, com diferentes graus de estabilização, acarretando em formas de maior ou menor labilidade e recalcitrância (Müller et al., 2011, Paungfoo-Lonhienne et al., 2012). Dentre os compostos orgânicos nitrogenados, identificados em maior proporção no solo, encontram-se os aminoácidos, como monômeros de proteínas, e os açúcares aminados (Camargo et al., 2008; Paungfoo-Lonhienne et al., 2012). Em menores proporções têm-se ainda pequenas quantidades de ácidos nucleicos e uma grande quantidade de outros

compostos de difícil separação e identificação bioquímica (Camargo, 1996).

A maioria do N presente nas camadas mais superficiais do solo encontra-se combinado em formas orgânicas, sendo apenas uma pequena parte devidamente caracterizada, sendo o restante recuperado como N-não hidrolisado, de composição química desconhecida. É possível que a parte desta fração não hidrolisada ocorra como pontes entre grupos quinonas, ou como ligações de radicais amino a anéis aromáticos, ou ainda como N integrante de estruturas cíclicas de moléculas orgânicas (Bremner, 1965; Camargo, 1996).

Durante o processo de fracionamento químico do N orgânico no solo ocorre a desaminação de açúcares aaminados, aminoácidos e amidas durante a hidrólise, formando o N-NH_4^+ , sendo estas formas fontes potenciais de N-hidrolisável do solo. A fração de N-não identificada também é bastante significativa, estando presente em grandes proporções em relação ao N total presente no solo. Parte desta forma de N pode estar na forma de aminoácidos que não apresentam o grupamento amino ligado ao carbono alfa (arginina, histidina, lisina e prolina) e que não reagem com a ninhidrina, substância altamente específica para reações com aminoácidos que contém o grupamento amino ligado ao carbono alfa (Bremner, 1965).

Diversos aminoácidos têm sido identificados e caracterizados no solo a partir da hidrólise e reação com a ninhidrina, reagente altamente específico e requer um grupamento NH_2 livre, adjacente a uma hidroxila, produzindo uma cor púrpura, quando a reação é conduzida em pH 5,0 (Camargo, 1996). A presença e distribuição de aminoácidos no solo podem ser afetados por fatores complexos, incluindo a síntese e distribuição pela atividade microbiana autóctona, adsorção pelas argilas e por reações com quinonas e açúcares redutores. A maioria dos aminoácidos é derivada de peptídeos, mucopeptídeos e ácido teicóico da célula microbiana, especificamente da parede celular (Paungfoo-Lonhienne et al., 2012). Ainda existe uma quantidade considerável de aminoácidos, peptídios ou proteínas ligados aos colóides húmicos através de pontes de hidrogênio, forças de van der Waals e complexos covalentes quinona-aminoácidos (Stevenson, 1994).

Na mineralização o N de origem orgânica é transformado em formas inorgânicas pelo processo de amonificação, formando N-NH_4^+ e N-NH_3 , realizado por microorganismos que utilizam substâncias orgânicas nitrogenadas como fonte de C, N e energia. Na imobilização ocorre a transformação do N inorgânico, das formas N-NH_4^+ , N-NH_3 ,

N-NO_2^- e N-NO_3^- , para formas orgânicas. A microbiota assimila os compostos inorgânicos nitrogenados, incorporando-os nos aminoácidos que participarão da síntese de proteínas de suas células na formação da biomassa do solo (Camargo et al, 2008). A produção de N-NH_4^+ a partir de proteínas e peptídeos exige uma série de sequências de transformações até a formação de aminoácidos.

Os aminoácidos liberados pelas proteases são utilizados como fonte de C e N por diversos microrganismos heterotróficos (Alexander, 1977). O N dos aminoácidos é removido como N-NH_4^+ , sendo assimilado pelos microrganismos antes da decomposição da parte da molécula contendo carbono, implicando inicialmente numa desaminação destes aminoácidos (Camargo et al., 2008). Esses aminoácidos derivados da degradação das proteínas apresentam diferentes taxas de mineralização, o que confere maior ou menor suscetibilidade à decomposição. Após a desaminação, o resíduo de C é degradado pelo metabolismo aeróbio ou anaeróbio, produzindo CO_2 e diversos produtos orgânicos (Paul & Clark, 1996; Camargo et al., 2008). Indiretamente as plantas conseguem acessar o N dos polímeros orgânicos, através da quebra destes compostos na superfície da raiz via microrganismos simbiotes, principalmente, por fungos micorrízicos arbusculares (Hodge & Fitter, 2010; Kohli et al., 2012).

Os açúcares aminados são provenientes, da atividade da microbiota no solo, constituindo-se de monômeros que contêm o grupamento N-acetil, como: glicosamina, galactosamina e o ácido murâmico (Atlas & Bartha, 1998). As estruturas contendo açúcares aminados são parcialmente protegidos da degradação no solo, pela associação a outros polissacarídeos que limitam a ação de enzimas que iniciam a sequência de hidrólises (Camargo et al., 2008).

Os açúcares aminados ocorrem como componentes estruturais de um extenso grupo de substâncias denominadas mucopolissacarídeos, sempre encontradas em combinação com mucopeptídeos e mucoproteínas. A quitina, outro importante açúcar aminado no solo, encontra-se como forma de polissacarídeo insolúvel em meio alcalino. Essa substância é um polímero de N-acetil glicosamina, que faz parte da parede celular, das membranas estruturais e do micélio dos fungos. Assume-se que os açúcares aminados no solo são de origem microbiana, com pequenas quantidades provenientes de exsúvias de artrópodos que contêm quitina como tecido estrutural. A grande maioria dos açúcares aminados ocorre como D-glicosamina e D-galactosamina (Stevenson & Braids, 1968).

Em menor quantidade no solo ocorrem outros compostos nitrogenados, como ácidos nucleicos cuja conversão a uréia requer um grande número de enzimas. A despolimerização destes compostos formam mononucleotídeos, que são desforilizados pelas nucleoxidasas, produzindo nucleosídeos, principalmente, N-glicosídeos de purinas, pirimidinas e pentoses (Ladd & Jackson, 1982). As purinas e pirimidinas liberam o N na forma de N-NH_4^+ por meio de reações catalíticas, as quais não liberam diretamente o N-NH_4^+ , mas rompem as ligações C-N, facilitando a produção enzimática de N-NH_4^+ (Camargo et al., 2008).

No solo a uréia é decomposta pela enzima urease, que hidrolisa ligações não peptídicas C-N a amidas lineares. A urease é uma enzima extracelular produzida, principalmente, por bactérias, fungos e actinomicetos do solo. A atividade da enzima urease depende de fatores como a temperatura do solo, umidade, e pela qualidade, quantidade e forma em que é aplicado o resíduo ou fertilizante no solo. Esses fatores afetam diretamente a atividade dos microrganismos presentes na palha e no solo, ocasionando em variação na taxa de hidrólise pela atividade da enzima urease em diferentes tipos de solos (Barth, 2009).

Como consequência dos processos de mineralização e imobilização, uma parte não negligenciável, entre 1/5 a 1/2 do N dos fertilizantes aplicado ao solo é imobilizada e incorporada nas estruturas das substâncias húmicas, tornando-se pouco disponível para as plantas (Jacquin et al., 1992). Os experimentos com N^{15} têm mostrado que aproximadamente 1/3 do N dos fertilizantes aplicados permanece no solo na forma orgânica após o primeiro cultivo, e somente uma pequena fração, cerca de 1/7 é aproveitada pelas plantas em um cultivo subsequente (Kelley & Stevenson, 1995). Em termos de liberação para a fase mineral, o N orgânico é constituído por formas prontamente mineralizáveis com taxa anual de mineralização em torno de 1/10 e por formas estáveis com taxas menores que 0,6% ao ano (Hebert, 1982).

A adubação com fertilizantes minerais pode apresentar aproveitamento na ordem de 1/10 a 2/3 do total utilizado (Lara Cabezas et al., 2000; Giacomini et al., 2009), sendo a outra parte atribuída ao N orgânico do solo, fração que corresponde a 95 % ou mais do NT do solo, os quais podem ter alta ou baixa labilidade, dependendo do tipo de cadeia orgânica que esteja inserido (Müller et al., 2011). O sincronismo entre a liberação de N dos resíduos orgânicos e a demanda em N pelas plantas é fundamental, tanto do ponto de vista da produtividade como da redução do risco de contaminação ambiental via

volatilização de amônia, lixiviação de nitrato e emissão de N_2O (Giacomini & Aita, 2008).

Dentre os nutrientes presentes no dejetos suíno o N é o de maior proporção, devido à dieta altamente proteica dos animais (Joshi et al, 1994, Aita et al, 2006). Os dejetos líquidos de suínos, proveniente do sistema de criação intensivo são armazenados predominantemente em esterqueiras que proporcionam um ambiente anaeróbio, o que limita a ação de bactérias nitrificadoras, resultando numa maior proporção de N na forma amoniacal. Analisando diversas amostras de dejetos suíno, Mooleki et al. (2002), Schirmann et al. (2013) verificou que 39 a 98% do N total do dejetos suíno estavam na forma amoniacal, com valor médio de 60%. Em média 20% do nitrogênio ingerido pelos suínos são excretados, estando 30% contido nas fezes e 70% na urina (Cheverry et al, 1986). A forma em que o nitrogênio se encontra no dejetos e a inclusão ou não na urina junto com as fezes, são fatores que afetam o potencial fertilizante desse resíduo.

Quando aplicados no solo, o N amoniacal torna-se passível de oxidação e é transformado até nitrato. Além da importância na nutrição de plantas, esta forma de N é altamente solúvel em água, apresentando grande percolação e lixiviação nos perfis do solo, podendo apresentar elevado potencial poluidor, principalmente em períodos de maior precipitação. Em solos adubados com 40 e 80 $m^3 ha^{-1}$ de dejetos suíno, Aita et al. (2006) analisando após quatro dias da aplicação no solo observou taxas de nitrificação que pode variar de 0,98 a 1,53 $kg ha^{-1} dia^{-1}$, e que todo o N amoniacal presente no dejetos pode ser nitrificado dentro de dez dias após a aplicação no solo (Chantigny et al., 2001). Essa rápida transformação aumenta significativamente a concentração de $N-NO_3^-$ na solução do solo, pois esta forma não é adsorvida pelos colóides do solo. Porém, o acúmulo de $N-NO_3^-$ no solo em razão da aplicação de dejetos suíno ocorre nos primeiros dias após a aplicação (Chantigny et al., 2004; Assmann et al, 2007; Adeli et al, 2008).

Entretanto, tem sido proposta uma mudança de paradigma em relação à nutrição das plantas com N. Aerts & Chapin (2000) sugerem que a mineralização é apenas o ponto final de uma longa faixa de conversões do N da MOS, que vai desde o N presente em formas orgânicas insolúveis a formas orgânicas solúveis de amônio até a nitrato, tornando-se assim disponíveis. Sendo essas formas absorvidas pelas plantas e/ou pela microbiota do solo, onde a taxa de alimentação em todo o solo deve ser na ordem do N orgânico solúvel maior que o amônio e por fim maior que o nitrato. Assim, a absorção de formas de N

orgânico solúvel pelas plantas pode ser tão importante quanto às formas mais inorgânicas simples (Schimel & Bennett, 2004; Waterworth & Bray, 2006; Näsholm et al., 2009; Tegeder & Rentsch, 2010; Paungfoo-Lonhienne et al., 2012).

Porém, a preferência das formas de absorção da N no solo pelas plantas depende do tipo de espécie vegetal. Alguns estudos demonstram que a planta cresce de forma semelhante, ou melhor, com aminoácidos como fonte de N quando comparados à fonte inorgânicas (Cambuí et al., 2011; Soper et al., 2011), e outros relatam que os aminoácidos podem inibir o crescimento (Forde & Walch-Liu, 2006; Näsholm et al., 2009; Hill et al., 2011). Vale ressaltar que os estudos com aminoácidos como fonte de N e os mecanismos de assimilação, transformação no solo e na planta ainda são incipientes. É importante salientar que assim como os aminoácidos, oligômeros de N (di, tri e tetrapeptídeos) e moléculas mais complexas também pode ser fonte potencial de N as culturas, através de canais especializados na célula da raiz (Paungfoo-Lonhienne et al., 2012).

São poucos os trabalhos que estudam a dinâmica do N no solo através da origem e forma presentes nas substâncias húmicas afetadas pela adubação com fertilizantes orgânicos em comparação aos fertilizantes minerais solúveis, onde se espera que sejam formados diferentes compostos que trazem o N orgânico em sua composição. Vale ressaltar que pouco se conhece sobre a natureza química do N orgânico acumulado nos solos brasileiros, especialmente em áreas de aplicação de dejetos suíno, sendo necessária a realização de estudos para a caracterização das frações do elemento no solo, especialmente quanto às proporções de formas lábeis e não lábeis, influenciando na disponibilidade de N às culturas.

2.3 Solução do solo

A solução do solo é constituída pela água disponível às plantas, contendo todos os compostos orgânicos e inorgânicos nela dissolvidos, onde estes componentes estão em equilíbrio com a fase sólida do solo. Os nutrientes essenciais e outros elementos químicos que afetam o crescimento das plantas se encontram dissolvidos na solução do solo. O aumento na concentração de nutrientes no lençol freático e em águas superficiais pode ocorrer como resultado da aplicação de fertilizante mineral e orgânico. Entretanto, no Brasil ainda existe carência de estudos sobre a dinâmica dos elementos na solução do solo, suas formas,

potencial de perda de nutrientes e de contaminação das águas em razão da aplicação de fertilizantes.

Os elementos na solução do solo podem se encontrar na forma iônica livre hidratada, na forma de complexos solúveis e em pares iônicos. Os nutrientes vegetais nitrogênio, fósforo e potássio na solução nas condições dos solos brasileiros, geralmente, prevalecem nas formas NH_4^+ e NO_3^- , H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} e K^+ , (Ernani, 2008).

Os íons na solução do solo estão em equilíbrio com a fase sólida, variando, principalmente, conforme o tipo de solo e seus atributos físicos, o gradiente de concentração em virtude da absorção pelas plantas e da adição de fertilizantes. A mobilidade dos nutrientes no perfil do solo e as perdas por lixiviação podem afetar a disponibilidade destes aos vegetais, influenciando a escolha das técnicas mais adequadas de fertilização do solo, incluindo épocas, doses e métodos de aplicação dos fertilizantes, tanto do ponto de vista agrônomo quanto ambiental. Ou seja, aplicar a fonte certa, na dose certa, na época certa e no lugar certo (manejo 4C) para o uso eficiente de fertilizantes e de forma sustentável no manejo da nutrição das plantas (Casarin & Stipp, 2013).

Um dos principais riscos com relação à aplicação de dejetos suíno, decorrente do seu uso no solo sem critérios técnicos é a possibilidade de contaminação de lençóis freáticos e cursos hídricos. Uma das consequências ambientais decorrente da aplicação de dejetos líquidos de suínos em elevadas doses, acima da capacidade de suporte do solo é a eutrofização das águas. No Brasil ainda não existe informações suficientes sobre qual a taxa máxima de aplicação de nutrientes com dejetos em que se torne um contaminante do solo e da água (Lourenzi et al., 2013).

O processo de eutrofização que pode ser natural ou antrópico resulta do enriquecimento das águas superficiais pelos nutrientes os quais são a fonte de nutrição para o fitoplâncton aquático, com especial ênfase para P e N. O enriquecimento do P em águas superficiais resulta na intensificação de eutrofização e degradação da qualidade da água, onde o P é considerado mais crítico que o N, pois as algas são capazes de fixar o N_2 atmosférico (*Cyanobacterias*). O estudo destes processos, principalmente, relacionado ao N e P é importante para estimar o potencial de eutrofização das águas, o que diminui o nível de oxigênio e a diversidade de espécies aquáticas (Correll, 1998; Smith et al, 2007), diminuindo a qualidade da água para o consumo humano.

As formas e as quantidades dos elementos químicos na solução do solo resultam de diversos processos de formação de complexos e de

reações de oxidação, redução, adsorção, precipitação e dissolução, que ocorre entre os componentes nas diversas fases do solo (Ernani, 2008). Devido à complexidade e dificuldade do processo de extração da solução do solo a campo, a baixa concentração e quantificação dos nutrientes, faz com que esta análise não seja utilizada como um critério técnico para a recomendação de adubação, restringindo-se a poucos trabalhos de pesquisa.

Os nutrientes N, P e K estão presentes em maiores proporções no dejetos suíno, tornando estes elementos mais passíveis aos processos de perdas pela maior concentração na solução do solo em razão da sua aplicação no solo. Em média 60% do N no dejetos suíno se encontra na forma mineral de N-NH_4^+ , sendo rapidamente transformado a N-NO_3^- quando aplicados no solo (Diez et al., 2001; Payet et al., 2009). O conhecimento da dinâmica do N e os processos de perdas, principalmente pelo ânion N-NO_3^- através da lixiviação é de extrema importância, não só para fins econômicos como também para a prevenção da contaminação das águas superficiais e subterrâneas, e auxiliar no manejo correto da adubação nitrogenada, em sistema plantio direto. Segundo USEPA (2009) e a Organização Mundial de Saúde, a quantidade máxima tolerável de nitrogênio na forma NO_3^- na água potável é de 10 mg L^{-1} , podendo acima causar graves danos a saúde humana.

O P se apresenta na solução do solo, principalmente, como íons ortofosfato H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} , dependendo do pH da solução. A mobilidade do P no solo é muito pequena e as perdas pela movimentação vertical descendente em solos agricultáveis são consideradas insignificantes (Heathwaite, 2000), devido a sua alta afinidade com os colóides do solo.

Entretanto, aplicações sucessivas e durante muito tempo no solo de fertilizantes orgânicos a partir de dejetos de animais, pode causar o aumento da concentração de P na solução do solo e sua movimentação no perfil do solo em razão da diminuição da capacidade de adsorção do solo pela saturação dos sítios de maior energia (Beauchemin et al., 1996; Hesketh & Brookes, 2000), além da possibilidade de movimentação das formas orgânicas no perfil do solo (Mozaffari & Sims, 1994; Eghball et al., 1996). Ocorrendo assim, aumento nas formas de P mais facilmente disponíveis que são mais vulneráveis ao escoamento superficial e subsuperficial (Scherer et al., 2010). Aumentando assim, as formas de P com potencial de transferência para águas de superfície e subsuperfície (Sharpley et al., 1996; Sims et al., 1998).

As principais perdas de P em áreas de aplicação de dejetos suíno ocorrem pelo escoamento superficial do P dissolvido na água. (Heathwaite et al. 1998; Preedy et al. 2001; Sharpley et al. 1992; Torbert et al. 1999) e pela presença do P nos sedimentos erodidos, podendo também ocorrer perda de P lixiviado para as águas subterrâneas, principalmente em solos mais arenosos. (Baker & Laflen 1983, Daverede et al. 2003, 2004). No caso da adição de dejetos animais, normalmente o acúmulo do P é maior nas formas inorgânicas (Sui et al., 1999; Hooda et al., 2001; Gatiboni et al, 2008), pois mais de 60 % do P total contido neste resíduo se encontra sob formas inorgânicas (Sui et al., 1999; Cassol et al., 2001).

Alguns estudos sobre a aplicação de fertilizantes orgânicos não tem demonstrado expressivo incremento nas concentrações de P disponível na água percolada, sendo os valores abaixo ou muito próximos da faixa considerada adequada de 0,2 e 0,3 mg L⁻¹ para o crescimento das plantas (Basso et al., 2005). Ceretta et al. (2005), trabalhando em Argissolo Vermelho Arênico distrófico no sistema plantio direto, demonstraram que as perdas de N e P por lixiviação e escoamento superficial são pouco expressivas em relação as quantidades adicionadas para a nutrição das plantas. A legislação brasileira de posse da Resolução CONAMA n° 420 de 2009 não estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de P em áreas que receberam resíduos orgânicos no solo para a qualidade de águas subterrâneas.

O potássio (K) no dejetos suíno esta presente na forma mineral, estando totalmente disponível na aplicação desse resíduo no solo. O K no solo forma ligações iônicas de baixa energia com a superfície de argila e matéria orgânica carregada negativamente, formando ligação do tipo eletrostática. Em solos de CTC baixa, grande parte do K tende a ficar na fase líquida na solução do solo, estando sujeito aos processos de perdas por lixiviação. O K é um dos nutrientes absorvidos em maior quantidade pela maioria das culturas e é exportado em grandes quantidades em grãos ou matéria seca (Ceretta et al., 2003). Scherer et al. (2007), em Argissolo Vermelho distrófico não encontraram acumulação de K no solo após quatro aplicações anuais de dejetos suíno nas doses de 40 e 115 m³ ha⁻¹. Resultados semelhantes foram encontrados por Cassol et al. (2011 e 2012), em Latossolo Vermelho distroférrico fertilizado com dejetos suíno em doses crescentes até 200 m³ ha⁻¹.

O conhecimento da dinâmica dos nutrientes, os processos de perdas e transferência na solução do solo são de extrema importância,

não só para fins econômicos como também para a prevenção da contaminação das águas superficiais e subterrâneas reduzindo sua qualidade. Além, de auxiliar no manejo correto da adubação com fertilizantes minerais e orgânicos, em sistema plantio direto melhorando sua eficiência, permitindo elevar a produtividade das culturas e proteger a qualidade dos mananciais.

3. HIPÓTESES

O dejetos suíno aplicado anualmente em diferentes doses no solo promove o incremento do nitrogênio no solo ao longo do tempo em diferentes formas e graus de estabilidade em sistema de plantio direto.

A concentração dos nutrientes N, P e K na solução do solo aumenta com o aumento na dose de dejetos suíno aplicado anualmente em sistema de plantio direto.

4. OBJETIVOS

O objetivo do trabalho foi avaliar o efeito de dejetos suíno (DS) após vários anos de sua aplicação anual em doses crescentes até $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, comparativamente à adubação com fertilizante mineral solúvel (AM) e da combinação DS+AM, na caracterização e acumulação de diferentes formas de nitrogênio no solo e, na concentração de nutrientes na solução de Latossolo Vermelho Distroférico (LVD) cultivado com sucessão milho-aveia sob plantio direto.

4.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

1. Determinar a distribuição das formas de acúmulo de N orgânico no solo em diferentes camadas em LVD cultivado com sucessão milho-aveia sob sistema plantio direto e submetido a dez anos com aplicações anuais de doses até $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos suíno e uma única dose de fertilizante mineral solúvel.
2. Determinar a concentração dos nutrientes N, P e K em formas minerais na solução do solo nas profundidades de 0,40 e 0,80 m em LVD cultivado com sucessão milho-aveia sob sistema plantio direto e submetido a doze anos com a aplicação anual de dejetos suíno nas doses de 50 e $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, fertilizante mineral solúvel e dejetos suíno combinado ao fertilizante mineral solúvel.

5. CAPÍTULO I. FRAÇÕES DE NITROGÊNIO ORGÂNICO EM LATOSSOLO VERMELHO ADUBADO COM DEJETO SUÍNO

RESUMO

A aplicação de fertilizantes orgânicos, como o dejetos suíno, pode trazer contribuição distinta quanto à dinâmica do N no solo em comparação aos sistemas de produção que utilizam a forma mineral de adubação, podendo contribuir para o aumento no teor de N orgânico do solo. Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi determinar as diferentes formas de N orgânico em Latossolo Vermelho Distroférrico cultivado com sucessão milho-aveia no sistema plantio direto após dez anos de aplicações de dejetos suíno e fertilizante mineral solúvel. O trabalho foi realizado em blocos casualizados com quatro repetições, sendo os tratamentos constituídos das doses 0, 25, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno, além da adubação na forma mineral. Foram avaliadas as frações de N nas formas de N total (NT), N-NH₄⁺, N-hexosamina, N- α -amino, N-amido e N-não identificado do solo após dez anos de aplicação dos tratamentos em lavoura. Verificou-se comportamento crescente dos teores de NT no solo em função da dose de dejetos suíno até 100 m³ ha⁻¹ nas camadas superficiais até 10 cm de profundidade, sendo o teor do tratamento mineral inferior a essa dose do orgânico. O dejetos suíno promove incremento do N orgânico nas formas N-NH₄⁺, N-hexosamina, N- α -amino, N-amido no solo em comparação ao fertilizante mineral que apresenta sua maior contribuição na forma de N-não identificado, entretanto, a maior parte do N orgânico derivado de ambos os fertilizantes encontra-se nas formas mais recalcitrantes, como N- α -amino e N-não identificado. Doses do fertilizante orgânico a partir de 50 e 100 m³ ha⁻¹ proporcionam maior absorção de N nas culturas de milho e aveia preta quando comparado ao fertilizante mineral.

Palavras-chaves: esterco, disponibilidade de N, fracionamento.

5.1 INTRODUÇÃO

Embora sejam altamente tecnificadas, as criações de suínos em geral têm dedicado pouca preocupação com o destino final dos resíduos gerados por esta atividade pecuária, principalmente, quanto à geração de fertilizantes orgânicos e sua aplicação no solo. Para demonstrar a importância desta cadeia produtiva na condição nacional, no ano de 2010 foram abatidos, aproximadamente, 36,8 milhões de cabeças (IBGE 2010) e espera-se que para o ano de 2020 este número venha a aumentar, com incremento na produção de carne suína na ordem de 24% (AGE/MAPA 2010).

A demanda no aproveitamento dos resíduos gerados pela criação de suínos será cada vez maior, fazendo com que a pesquisa nacional busque gerar recursos tecnológicos que equalizem a relação entre produção e qualidade ambiental, com base no princípio da sustentabilidade. Sua utilização como matéria prima na adubação de culturas pode resultar em vários benefícios, possibilitando melhorias nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (Bayer et al, 2004; Wolf & Wagner, 2005; Cassol et al., 2012), principalmente nas camadas superiores, quando aplicados sobre a superfície do solo. Lembrando que o nitrogênio (N) está sujeito a diversas transformações após a sua aplicação no solo, sendo importante o conhecimento de suas formas de acúmulo, especialmente quando se aplica fertilizante orgânico.

No entanto, ainda são poucos os trabalhos que procuram entender a dinâmica do N no solo quando se aplicam fertilizantes orgânicos em comparação a fertilizantes minerais com fontes solúveis, onde se espera que sejam formados diferentes compostos que trazem o N orgânico em sua composição. Vale ressaltar que pouco se conhece sobre a natureza química do N orgânico nos solos brasileiros, especialmente em áreas de aplicação de dejetos suíno, sendo necessária a realização de estudos para a caracterização das frações do elemento no solo, especialmente quanto às proporções de formas lábeis e não lábeis.

Apesar de o N ser exigido em maior quantidade para a maioria das culturas, ainda não se dispõe de um método preciso de avaliação de sua disponibilidade, pois sua dinâmica no solo envolve processos diversos como: sorção, adsorção, lixiviação, volatilização, nitrificação, desnitrificação, imobilização e mineralização que geralmente são mediadas por microrganismos e afetadas por fatores climáticos (Cantarella, 2007). A isso se soma o fato de que 95% do N no solo está na forma orgânica (Camargo, 1996; Cantarella & Duarte, 2004).

Diante do grande número de reações do N no solo, a adubação por fertilizantes minerais pode apresentar aproveitamento na ordem de 11 a 68% do total utilizado (Lara Cabezas et al., 2000; Giacomini et al., 2009), sendo a outra parte originada do N orgânico do solo, embora os compostos nitrogenados do solo possam ter alta ou baixa labilidade, dependendo do tipo de cadeia orgânica que esteja inserido (Müller et al., 2011). O sincronismo entre a liberação de N dos resíduos orgânicos e a demanda em N pelas plantas é fundamental, tanto do ponto de vista da produtividade como da redução do risco de contaminação ambiental via volatilização de NH_3 , lixiviação de NO_3^- e emissão de N_2O (Giacomini & Aita, 2008).

Considerando-se a demanda por conhecimentos quanto aos efeitos da aplicação de fertilizantes orgânicos, como o dejetos suíno, na formação e acumulação no solo de compostos contendo N orgânico em formas recalcitrantes e lábeis, o objetivo do trabalho foi determinar diferentes frações de N orgânico em Latossolo Vermelho Distroférico cultivado com sucessão milho-aveia sob plantio direto e submetido a dez anos de aplicação anual de doses até $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos suíno, comparativamente à fertilização mineral solúvel.

5.2 MATERIAIS E MÉTODOS

5.2.1 Descrição do experimento

O experimento foi realizado a campo, no município de Campos Novos, SC, em área com altitude média de 863 m, localizada nas coordenadas geográficas: W $51^\circ 21' 47''$ longitude Oeste e $27^\circ 23' 34,5''$ de latitude Sul. O local apresenta clima mesotérmico úmido com verão ameno (Cfb), segundo a classificação de Köppen, com precipitação anual de 1480 mm, relativamente bem distribuídas durante o ano e com temperatura média anual de 16°C (Epagri/Ciram, 2013).

O início das atividades ocorreu em outubro de 2001, para avaliar os efeitos da adição continuada por dez ou mais anos de dejetos suíno em diversas doses no solo, no rendimento das culturas, nas características químicas, físicas e biológicas e na qualidade do solo. Antes da implantação do experimento a área era utilizada para cultivo de plantas de lavoura (milho, soja, feijão, trigo e aveia) e manejada em sistema de semeadura direta. Na safra de 2000/2001, no ano anterior ao início do experimento, o agricultor realizou adubação com dejetos suíno em toda área, com dose em torno de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

O solo do experimento é classificado como Latossolo Vermelho Distroférico, tendo como material de origem o basalto (EMBRAPA, 2006), o qual apresentou as características químicas apresentadas na Tabela 1. A textura do solo avaliada na implantação do experimento evidencia a predominância de argila, situando-se entre 664 e 701 g kg⁻¹ nas camadas avaliadas (Tabela 2).

Tabela 1. Atributos da camada de 0 a 20 cm de um Latossolo Vermelho Distroférico utilizado para implantação do experimento a campo. Médias de quatro amostras compostas de 10 sub-amostras. Campos Novos/SC, 2004.

pH	SMP	V	Al ⁽³⁾	Ca ⁽³⁾	Mg ⁽³⁾	P ⁽²⁾	K ⁽²⁾	Argila	COT
		%	-----cmol _c kg ⁻¹ -----			--mg kg ⁻¹ --		----g kg ⁻¹ ----	
6,1	6,0	87	0,0	8,2	4,6	6,4	97	680	25

Fonte: Moreira, 2004

Legenda - pH: pH em água; SMP – pH pelo índice SMP; Al: alumínio trocável; Ca: cálcio trocável; Mg: magnésio trocável; P: fósforo extraível; K: potássio extraível ; COT: carbono orgânico total. (1) determinado segundo Tedesco et al. (1995). (2) extrator Mehlich1. (3) extrator KCl 1 M.

Tabela 2. Composição granulométrica nas camadas de 0-5, 0-10 e 10-20 cm de um Latossolo Vermelho Distroférico utilizado para implantação do experimento a campo. Campos Novos/SC, 2001.

Profundidade cm	Argila	Areia	Silte
	----- g kg ⁻¹ -----		
0 a 5	664	53	283
5 a 10	660	42	298
10 a 20	701	48	251

Fonte: Mafra et al., 2008

Os teores de óxidos de ferro na forma de hematita (Fe₂O₃) mais goethita (AlOOH), extraído com ditionito-citrato-bicarbonato (F_{ed}) situam-se em torno de 120 g kg⁻¹ na camada estudada (0 a 40 cm), o que caracteriza solo oxidado (ALMEIDA et al., 2003) (Tabela 3). A relação entre os teores de ferro extraídos com oxalato (Fe_o) e com ditionito-citrato-bicarbonato (F_{ed}) foi inferior a 0,05 e indica predomínio de formas cristalinas dos óxidos de ferro (goethita e, ou, hematita). Na

fração argila, predomina a caulinita, seguida de argilominerais do tipo 2:1 com polímeros de hidróxi-Al entre-camadas, goethita e hematita. Em proporções menores, ocorrem gibbsita e quartzo.

Tabela 3. Características da mineralogia do solo da região de Campos Novos onde se situa a área experimental.

Perfil	Localização/ altitude	Horizonte/ profundidade	Cor _{Munsell}	Fe H ₂ SO ₄	Fe _d	Fe _o / Fe _d	Argila	MO	pH _{H2O}	Soma de bases	CTC pH 7	V
LB/Vf	Campos Novos SC 948 m	cm		— g kg ⁻¹ —			— g kg ⁻¹ —			cmol _c kg ⁻¹	%	
		A1 (-18)	5,0YR 3/3	134	120	0,03	640	52	4,6	2,4	20,4	12
		A2 (-45)	5,0YR 3/3	133			830	38	4,5	1,2	19,5	6
		AB (-77)	5,0YR 3/4	135	139	0,02	850	24	4,6	0,7	17,4	4
		BA (-96)	4,0YR 3/4	136	138	0,01	880	22	4,7	0,6	14,7	4
		Bw1 (-140)	3,4 YR 3/4	119	141	0,02	830	12	5	0,4	7,9	5
		Bw2 (-220)	3,0YR 3/6	126	149	0,02	810	7	5,1	0,3	7,1	5
		Bw3 (-350)	2,5YR 3/6	139	156	0,02	810	6	5,1	0,3	7,3	4

Fonte: Almeida et al. (2003)

5.2.2 Tratamentos aplicados e delineamento experimental

O estudo avaliou o solo no décimo ano de condução do experimento que foi composto pelos seguintes tratamentos: dejetos suíno (DS) nas doses anuais de 0 (Controle), 25, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹; adubação mineral solúvel (AM). O tratamento AM foi composto por uréia, superfosfato triplo e cloreto de potássio em doses anuais de N, P₂O₅ e K₂O de 130, 100 e 70 kg ha⁻¹, respectivamente, no período de 2001 a 2006 e de 170, 130 e 80 kg ha⁻¹, respectivamente, no período de 2007 a 2012. Esses valores foram definidos com base em recomendações visando rendimento de grãos de milho de 8 Mg ha⁻¹ no primeiro período, e de 11 Mg ha⁻¹ conforme manual da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS, 2004).

Os tratamentos foram aplicados em parcelas 75,6 m² (12 m x 6,3 m) de área total e 50 m² (10,2 m x 4,9 m) de área útil, organizadas em delineamento experimental de blocos casualizados, com quatro repetições. As aplicações dos tratamentos foram realizadas sempre no mês de outubro de cada ano, entre 15 e 20 dias após a aplicação do herbicida glifosato para dessecar a cultura de inverno. Os fertilizantes foram aplicados a lanço na superfície do solo sobre a palhada da cultura de inverno, sendo o DS distribuído por meio do jato de uma mangueira conectada ao tanque pressurizado de um distribuidor, e os AM,

manualmente. No tratamento AM, o N foi parcelado, sendo de 20% aplicado na base, e o restante dividido em duas épocas e aplicados em cobertura no milho, sendo: a primeira entre os estádios de desenvolvimento da cultura V4 e V6, e a segunda, entre V10 e V12 conforme escala proposta por Ritchie & Hanway (1993).

5.2.3 Caracterização do dejetos suíno

O dejetos utilizado em na condução do experimento foi derivado de suínos em crescimento, sendo armazenado em fluxo contínuo em esterqueira aberta durante cerca de quatro meses anteriores à aplicação. Foi realizada a caracterização do dejetos líquido de suíno aplicado no experimento (Tabela 4) retirando-se uma amostra representativa em duas repetições. A determinação da matéria seca foi realizada mediante secagem em estufa com circulação de ar a 65° C. A determinação de pH foi feita mediante leitura com peagâmetro diretamente no DS, e as análises dos nutrientes foram feitas em alíquota do resíduo “in natura” (base úmida) e realizada conforme descrito por Tedesco et al. (1995).

Tabela 4. Características químicas do dejetos suíno aplicado anualmente em experimento a campo no período de 2001 a 2011 em um Latossolo Vermelho Distroférrico.

Aplicação ano	pH	MS	NT	COT
-----kg m ⁻³ -----				
10/2001	6,7	66	3,4	19,2
11/2002	7,1	26	2,6	11,2
10/2003	6,9	32	2,6	12,8
10/2004	7,3	43	3,7	16,6
10/2005	7,8	56	3,2	17,4
10/2006	7,0	114	4,6	35,6
10/2007	7,3	55	2,7	19,7
10/2008	7,1	68	2,4	23,9
10/2009	7,2	69	6,6	25,6
10/2010	7,4	57	3,9	33,4
Total	--	--	--	219
Média	7,2	59	3,6	22

Fonte: Produção do próprio autor

MS: matéria seca; NT: nitrogênio total; COT: carbono orgânico total

5.2.4 Cultivo

Anualmente foram cultivados, em sucessão e no sistema de plantio direto (PD), milho e aveia preta, exceto no verão de 2002/2003, quando se cultivou feijão preto (*Phaseolus vulgaris*) em substituição ao milho, e nos invernos de 2005 e 2008, quando se cultivou nabo forrageiro (*Raphanus sativus*) em substituição à aveia. Nos cultivos de milho, empregou-se uma cultivar de híbrido simples em densidade de sete plantas m^{-2} , com espaçamento de 0,60 m entre fileiras, enquanto nos de aveia preta e nabo forrageiro foram empregados as cultivares comum e IPR-116 em densidades de 60 e 10 $kg\ ha^{-1}$ de sementes, respectivamente, ambas em espaçamento de 0,20 m entre fileiras. Já o cultivo de feijão foi realizado com a cultivar Empasc 201, em densidade de 200 plantas m^{-2} .

A semeadura de milho foi feita entre sete e doze dias após a aplicação dos tratamentos, geralmente na primeira semana de novembro, ao passo que as culturas de inverno foram semeadas sempre na primeira quinzena do mês de junho de cada ano. A semeadura de todas as culturas foi realizada com semeadeira de plantio direto, composta de disco de corte frontal e sulcamento por disco duplo desencontrado. O rendimento de grãos de milho foi determinado mediante colheita manual e trilha mecânica das espigas produzidas na área útil das parcelas. Para as culturas de inverno foi avaliada a produção de biomassa na área útil das parcelas, coletando-se três subamostras por parcela pelo método do quadrado com área de 1 m^2 .

5.2.5 Amostragem do solo

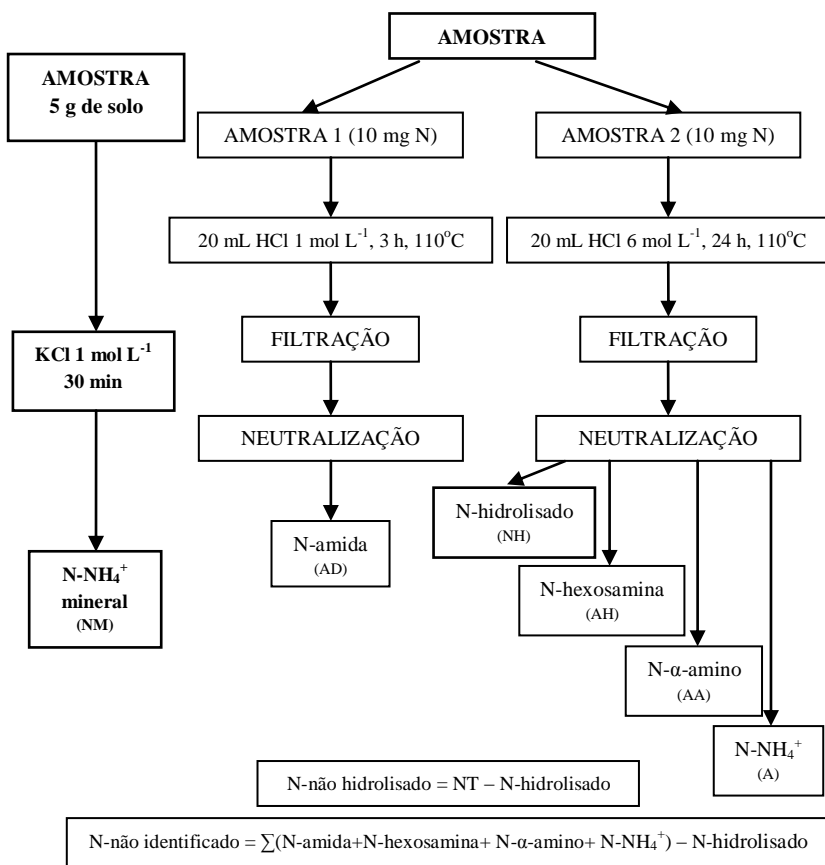
A amostragem do solo foi realizada em agosto de 2010 coletando-se as seguintes camadas: 0 a 2,5; 2,5 a 5,0 e 5,0 a 10 cm de profundidade. As amostras foram compostas de sete subamostras coletadas em pontos aleatórios da linha diagonal das parcelas, utilizando-se trado tipo calador. Em seguida à coleta, o solo foi colocado para secar em estufa com circulação forçada de ar a 65° C e posteriormente, foi moído e peneirado em malha de 2,0 mm, e armazenado em frascos de polietileno com tampa de rosca e identificados.

5.2.6 Análises químicas no solo e planta

Foram determinados os teores de nitrogênio total (NT) em todas as camadas, e, a determinação do teor de nitrogênio no tecido das plantas de milho e aveia foi realizada conforme metodologias descritas por Tedesco et al. (1995) para análise de solo e tecido. O fracionamento das formas orgânicas de N foi baseado na identificação e estimativa dos compostos nitrogenados liberados por hidrólise ácida, baseando-se na técnica de degradação das proteínas.

Amostras de solo contendo cerca de 10 mg de N orgânico foram adicionadas de 3 gotas de octanol e submetidas à hidrólise em duas subamostras, sendo uma com 20 mL de HCl 6,0 mol L⁻¹ durante 24 horas e a outra com 20 mL de HCl 1,0 mol L⁻¹ durante 3 horas, ambas com aquecimento a 110°C e sob refluxo em condensador conforme método descrito por Yonebayashi & Hattori (1980) e modificado por Camargo et al. (2008) representado na figura 1. As frações de N-hidrolisado, N-NH₄⁺, N-hexosamina, N-α-amino foram determinados no hidrolisado neutro submetida a hidrolise com HCl 6,0 mol L⁻¹, e a fração de N-amida foi determinada na amostra submetida a hidrolise com HCl 1,0 mol L⁻¹. Após os procedimento de hidrólise o material foi filtrado em filtro lento, coletando-se 60 mL do hidrolisado líquido e este foi neutralizado até pH 6,5 com NaOH 5 e 0,5 mol L⁻¹, sendo o volume posteriormente completado a 100 mL com água destilada.

Figura 1. Diagrama do método de hidrólises contínuas proposto por Yonebayashi & Hattori (1980) e modificado por Camargo et al. (2008).



Fonte: Produção do próprio autor

A determinação do N-NH₄⁺ recuperado nas diferentes frações foi realizada pelo método micro-kjeldhal, conforme descrito por Tedesco et al. (1995) e o procedimento de determinação das frações de N orgânico no solo seguiu as etapas descritas a seguir:

Primeira Etapa - Para a determinação do N-hidrolisado (NH), retirou-se 5 mL do hidrolisado em HCl 6 mol L⁻¹ neutralizado que foram transferidos para tubos de digestão onde permaneceu à 180°C por 20

minutos. Após a evaporação da água aumentou-se a temperatura do bloco à 330°C por 2 horas ou até atingir cor verde-palha. Após o resfriamento dos tubos adicionou-se 10 mL de água destilada, sendo o material transferido para frascos de destilação, juntamente com 5 a 10 mL de água e 5 mL de NaOH 10 mol L⁻¹ e inicia-se a destilação pelo método micro-kjeldhal, coletando-se a amônia em 5 mL de solução indicadora de ácido bórico até atingir um volume de 35 mL. Este será titulado com solução de H₂SO₄ 0,0025 mol L⁻¹. O valor desta fração de N-hidrolizado, descontado do teor de nitrogênio total no solo (NT) determinado conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995) para análise de solo, corresponde ao valor de N-não hidrolisado.

Segunda Etapa – Para a determinação do N-NH₄⁺ (A), retirou-se 10 mL do hidrolisado neutro em HCl 6 mol L⁻¹ que foram transferidos para frascos de destilação juntamente com 70 mg de MgO calcinado e seguiu-se a destilação de modo semelhante ao descrito na primeira etapa. Entretanto, coletou-se apenas 20 mL de destilado em 5 mL de solução indicadora de ácido bórico, sendo também titulado com H₂SO₄ 0,0025 mol L⁻¹.

Terceira Etapa – Para determinação do N-amida (AD) retiram-se 10 mL do hidrolisado neutro em HCl 1 mol L⁻¹ que foram transferidos para frascos de destilação juntamente com 70 mg de MgO calcinado e destila de modo semelhante ao descrita na primeira etapa. Coletou-se apenas 20 mL de destilado em 5 mL de solução indicadora de ácido bórico, sendo titulado com H₂SO₄ 0,0025 mol L⁻¹. A fração N-amida foi calculada subtraindo-se o valor de N-NH₄⁺ mineral determinado nessa destilação, composto por N-NH₄⁺ mineral + N-amida. O valor de N-NH₄⁺ mineral (NM) em solução e aderido nas cargas negativas do solo foi determinado mediante extração com KCl 1,0 mol L⁻¹, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995) para análise de solo.

Quarta Etapa – Para a fração N-hexosamina (AH) retirou-se 10 mL do hidrolisado neutro (HCl 6 mol L⁻¹) que foram transferidos para frascos de destilação juntamente 10 mL de uma solução tampão de fosfato-botarato com pH 11,2, coletando-se 35 mL no processo de destilação em solução indicadora de ácido bórico e titulado com H₂SO₄ 0,0025 mol L⁻¹. Deste procedimento é obtido o N-hexosamina + o N-NH₄⁺, onde o N-hexosamina é calculado por subtração da fração N-NH₄⁺ (A) determinado na segunda etapa.

Quinta Etapa – N-α-amino (AA) é obtido a partir de uma alíquota de 5 mL do hidrolisado neutro em HCl 6 mol L⁻¹ que foi e

transferida para frascos de destilação, adicionando-se 1 mL de NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ e aquecendo em banho-maria a uma temperatura de 100°C até reduzir o volume para 2 a 3 mL. Após, resfriar-se o frasco e adicionou-se 500 mg de ácido cítrico e 100 mg de ninhidrina, aquecendo o extrato em banho-maria novamente por mais 1 minuto. Após este período de 1 minuto, agitou-se o frasco com movimento circular por alguns segundos, sem retirar do banho-maria, deixando-os por mais 10 minutos. Após resfriar, adicionou-se 10 mL de tampão fosfato-borato e 1,0 mL de NaOH 5 mol L^{-1} e procede-se com o processo de destilação, coletando-se um volume 35 mL em solução indicadora como descrito nas etapas anteriores, sendo titulado com H_2SO_4 $0,0025 \text{ mol L}^{-1}$. O tratamento com NaOH ($0,5 \text{ mol L}^{-1}$) a 100°C em banho-maria adicionado do ácido cítrico e da ninhidrina, decompõem as hexosaminas e remove o N-NH_4^+ . A conversão de N- α -amino a N-NH_4^+ é realizada pela ninhidrina a pH 2,5 a 100°C , pois esse composto apresenta alta especificidade com o grupamento alfa do carbono.

Sexta Etapa – O valor de N-não identificado foi estimado pela subtração da soma das formas hidrolisadas de N orgânico do valor de N-hidrolisado determinado na primeira etapa, onde N-não identificado = N-hidrolisado - ($\sum \text{N-NH}_4^+ + \text{N-amida} + \text{N-hexosamina} + \text{N-}\alpha\text{-amino}$).

5.2.7 Análise estatística

Os resultados foram submetidos à análise de variância pelo teste F, considerando delineamento de blocos ao acaso, com avaliação do efeito dos tratamentos e comparação de médias pelo teste Duncan ($P < 0,05$) e análise de regressão para efeito de dose de dejetos suíno no teor das frações de N orgânico do solo e absorção destas formas de N pelas plantas.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Frações de nitrogênio orgânico no solo

O teor de NT acumulado no solo em geral aumentou em virtude de doses crescentes de dejetos suíno, sendo maior nas doses $100 \text{ e } 200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ em relação aos demais tratamentos (Tabela 5), mas essas não diferiram entre si nesse atributo. Dessa forma, o aumento na dose de dejetos suíno até $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ foi acompanhado de aumento no teor de NT no solo em camadas até 10 cm de profundidade. De outro lado, pode-se

constatar que em doses maiores ou iguais a $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ o dejetos suíno promoveu maior teor de NT no solo nas camadas até 5 cm de profundidade, quando comparado ao fertilizante mineral solúvel (AM). Já, quando se compara apenas o efeito do NT em função das doses de dejetos suíno aplicado, verifica-se comportamento crescente, com os maiores teores de NT no solo sendo atingido com a dose em torno de $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ do resíduo em camadas até 10 cm (Figura 2).

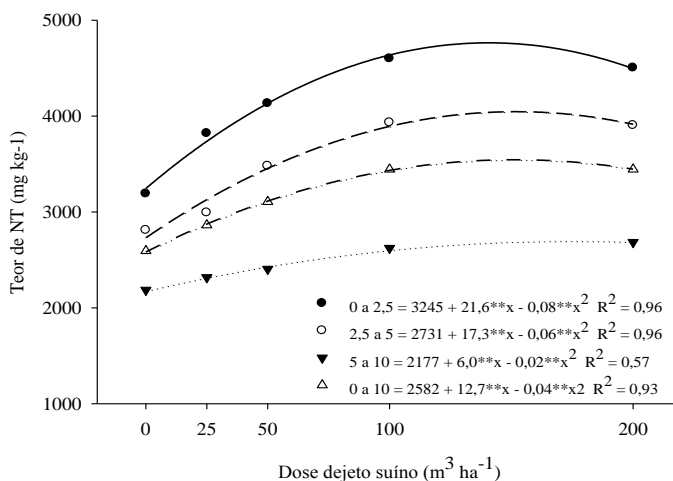
Tabela 5. Teor nitrogênio total (NT) nas camadas de 0-2,5; 2,5-5; 5-10; 10-20; 20-30 e 30-40 cm em Latossolo Vermelho Distroférrico, submetido a dez anos com adubação anual com adubo mineral solúvel (AM) e dejetos suíno nas doses de 0, 25, 50, 100 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, em sistema de plantio direto. Médias de quatro repetições.

Profundidade	Tratamentos					
	AM	0	25	50	100	200
	NT (g kg^{-1})					
0-2,5	3,9 Ab	3,2 Ac	3,8 Ab	4,1 Ab	4,6 Aa	4,5 Aa
2,5-5	3,2 Bbc	2,8 Bd	3,0 Bcd	3,5 Bb	3,9 Ba	3,9 Ba
5-10	2,5 Cbc	2,2 Cd	2,3 Ccd	2,4 Cbc	2,6 Cab	2,7 Ca
10-20	1,8 Db	1,9 Dab	1,8 Db	1,9 Dab	2,0 Dab	2,1 Da
20-30	1,6 D	1,7 D	1,5 DE	1,5 DE	1,7 DE	1,6 E
30-40	1,3 E	1,1 E	1,2 E	1,3 E	1,3 E	1,4 E

Fonte: Produção do próprio autor

Médias seguidas de letras distintas (minúsculas nas horizontais e maiúsculas na vertical) diferem pelo teste Duncan ($p \leq 0,05$).

Figura 2. Teor Nitrogênio Total (NT), em camadas até 10 cm de profundidade em Latossolo Vermelho Distroférico submetido a dez anos de adubação anual com dejetos suíno nas doses de 0, 25, 50, 100 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, em sistema de plantio direto.



Fonte: Produção do próprio autor

Destaca-se que a menor dose de dejetos suíno que foi de 25 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ apresentou teores de NT semelhantes ao fertilizante mineral solúvel (AM) que é a forma convencional de adubação, em todas as camadas (Tabela 5). Vale lembrar que legislação ambiental de Santa Catarina (FATMA, 2004) estipula a dose de 50 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ como a dose máxima permitida para aplicação no solo. Pode-se observar que na dose de 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ não houve incremento nos teores de N acumulado no solo, onde se pode notar que a resiliência começa a partir da dose de 100 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ (Tabela 5). Essa resposta na maior dose pode ser também explicada pela maior absorção de N pelas plantas; e, devido aos processos de perdas, principalmente, pelos processos de nitrificação, desnitrificação e/ou volatilização de amônia e lixiviação, intensificados em altas doses de dejetos suíno aplicado no solo.

Os maiores teores de NT no solo apresentados nas doses mais altas, 100 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de DS são justificados pela adição de quantidades expressivamente maiores de N nesses tratamentos, que chegaram a 660 e 1320 kg ha^{-1} de NT nos anos de 2009 e de 390 e 780 kg ha^{-1} no ano de 2010, contra a aplicação de 170 kg ha^{-1} de N mineral

na forma de ureia em cada ano. Assim, o dejetos suíno aplicado nas maiores doses teve vantagem sobre o mineral, mesmo as frações de N em dejetos suínos apresentarem-se em porcentagem média de 40% na forma orgânica e 60% na forma mineral amoniacal (Mooleki et al., 2002; Aita et al., 2006; Schirmann et al., 2013, Lourenzi et al., 2013), embora esses valores sejam em geral bastante variáveis. O N presente na forma orgânica nos dejetos suínos pode estar relacionado a estruturas que vão desde aminoácidos e ácidos orgânicos de baixo peso molecular até estruturas mais complexas como ácidos húmicos e fúlvicos, o que condiciona a disponibilidade diferenciada ao sistema, permitindo liberação lenta de N no solo ao longo do ciclo das plantas cultivadas.

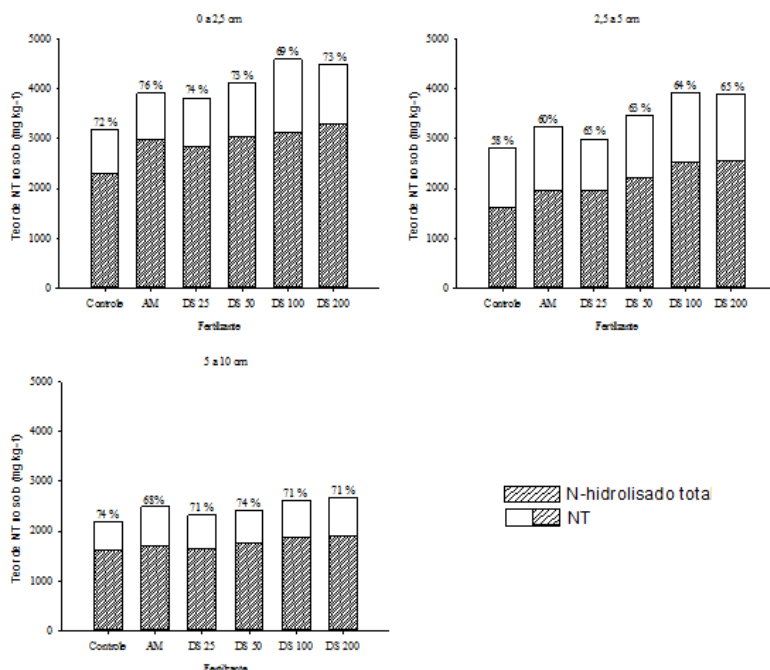
Vale ressaltar que 95% ou mais do N total do solo encontra-se ligado a MOS (Stevenson, 1994; Camargo, 1996; Cantarella e Duarte, 2004; D'Andréa et al., 2004) e desta fração em geral pouco é disponibilizado à cultura de interesse durante seu ciclo. Estima-se que em média 3% deste total poderiam ser mineralizados durante o ciclo da cultura, ou seja, a camada de 0 a 20 cm de um solo contendo 30 g kg^{-1} de MOS que em média contém 5% de N, poderia disponibilizar 90 kg ha^{-1} de N. Entretanto, isto nem sempre é observado e quando se faz adubações com altas doses de N ocorre resposta com ganho de produtividade em virtude da adição deste nutriente no sistema. Porém, a mineralização do N orgânico ocorre a taxa variável em função das características edafoclimáticas, práticas de uso e manejo, tipo de solo e da qualidade do resíduo cultural ou orgânico.

Novas abordagens sobre o N orgânico no solo caracterizam diferentes frações e sua estabilidade no solo, como o N orgânico recalcitrante e o N orgânico lábil (Müller et al., 2011, Paungfoo-Lonhienne et al., 2012). Entretanto, para haver a absorção do N orgânico presente na forma recalcitrante há a necessidade de transformação das formas solúveis, o que acontece pela ação de microorganismos heterotróficos no solo principalmente quando ocorre pouca ou nenhuma disponibilidade do N orgânico na forma lábil. Isso contribui para manter o equilíbrio iônico deste nutriente no sistema e a grande demanda quanto à necessidade nutricional das plantas, caso não haja adição da forma mineral ao sistema.

A proporção de N-hidrolisado total em relação ao NT acumulado do solo nos diversos tratamentos variou de 69 a 76% na camada de 0 a 2,5 cm, 58 a 65% na camada de 2,5 a 5 cm e de 68 a 74% na camada 5 a 10 cm, em relação ao NT nas camadas avaliadas (Figura 3). Utilizando este mesmo procedimento de análise, Camargo et al.

(1997) encontrou a proporção de 79,2% na camada de 0 a 20 cm de Argissolo Vermelho-Amarelo e, Yonebayashi & Hatori (1980) em solos aluviais de arroz com textura argilosa encontrou 78,5%.

Figura 3. Teores de nitrogênio total (NT) e de N-hidrolisado total em HCl 6 mol L⁻¹ e respectiva percentagem desse em relação ao primeiro nas camadas 0 a 2,5, 2,5 a 5 e 5 a 10 cm de profundidade em Latossolo Vermelho Distroférico submetido a dez anos com adubação anual com adubo mineral solúvel (AM) e dejetos suíno nas doses de 0 (Controle), 25 (DS 25), 50 (DS 50), 100 (DS 100) e 200 (DS 200) m⁻³ ha⁻¹, em sistema de plantio direto. Médias de quatro repetições.



Fonte: Produção do próprio autor

O teor de N-hidrolizado total apresentou comportamento semelhante ao NT no solo. A proporção do N orgânico do solo manteve-se relativamente constante em todos os tratamentos, indicando que o processo hidrólise das formas orgânicas acumuladas de N no solo segue

um mesmo padrão, independente de o fertilizante ser sintético ou orgânico. O fato de o método não extrair na hidrólise todo o N orgânico presente no solo pode ser explicado pela formação do complexo argilo-metal-húmus no solo, formado pela interação de moléculas orgânicas, cátions polivalentes e, partículas minerais da fração argila e óxidos (Edwards & Bremner, 1967; Tisdall & Oades, 1982; Miller & Jastrow, 1992; Golchin et al., 1998; Schjonning et al., 2007; Vezzani, 2011). A formação desses complexos ocorre, principalmente, com óxidos de ferro na forma de hematita (Fe_2O_3) e goethita (FeOOH), que são predominantes neste solo, formando complexos biologicamente estáveis.

Com o aumento da complexidade estrutural das moléculas orgânicas nitrogenadas aumenta sua estabilidade, diminuindo a hidrólise promovida pelo ácido do método utilizado nos compostos orgânicos no solo, sugerindo com isso que a degradação dos compostos orgânicos mais complexos ou dos polímeros de maior peso é limitada. Destaca-se que o complexo argilo-metal-húmus caracteriza uma situação de elevada estabilidade da MOS, protegendo a superfície da molécula húmica da hidrólise ácida (Camargo et al., 1997).

Vale lembrar que os mecanismos de proteção físico-químicos correspondem a uma forma de oclusão da MOS, principalmente, dentro dos agregados do solo que aliado ao seu caráter de recalcitrância, forma uma barreira física e química, que limita a acessibilidade de microorganismos decompositores e mesmo das enzimas, também limitando a ação da hidrólise ácida do método empregado nesse estudo (Camargo, 1996; Pulleman & Marinissen, 2004; Plaza et al., 2013; Passos et al., 2007; Silva & Mendonça, 2007). Esses resultados podem ser justificados pela ação da MOS quanto a agregação dos colóides do solo (Six et al., 2000; Six et al., 2002; Zotarelli et al., 2005; Denef et al. 2007).

Os maiores teores de N-hidrolisado ocorreram na camada de 0 a 2,5 cm, diminuindo em profundidade (Tabela 6). Na camada de 0 a 2,5 cm e a de 0 a 10 cm, o maior teor foi observado na dose $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos suíno, enquanto nas camadas de 2,5 a 5 e 5 a 10 cm, o maior teor ocorreu nas doses de 100 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e essas foram semelhantes entre si. Destaca-se que durante a hidrólise ácida do N orgânico no solo pelo método, ocorre a degradação das proteínas (Stevenson, 1982), com a desaminação de monômeros e oligômeros de açúcares a partir dos polímeros, aminoácidos e amidas solúveis (Camargo, 1996; Gonzáles-Prieto et al., 1997), formando o N-NH_4^+ no hidrolisado total.

Tabela 6. Teores de nitrogênio orgânico em diversas frações nas camadas 0 a 2,5, 2,5 a 5 e 5 a 10 cm de profundidade e média da camada 0 a 10 cm em Latossolo Vermelho Distroférico submetido a dez anos com adubação anual com adubo mineral solúvel (AM) e dejetos suíno nas doses de 0 (Controle), 25 (DS 25), 50 (DS 50), 100 (DS 100) e 200 (DS 200) $\text{m}^{-3} \text{ha}^{-1}$, em sistema de plantio direto. Médias de quatro repetições.

Tratamento	N-hidrolisado	N-NH ₄ ⁺	N-hexosamina	N- α -amino	N-amida	N-não identificado
	mg kg ⁻¹					
0 a 2,5 cm						
AM	2978 Da	741 Cc	27,1 Cf	528 Ed	217 Ce	1465 Ab
Controle	2291 Fa	469 Ed	131,6 Ae	548 Ec	141 De	1001 Bb
DS 25	2830 Ea	705 Dd	29,5 Cf	839 Dc	233 BCe	1024 Bb
DS 50	3030 Ca	792 Bd	39,9 BCf	947 Cb	271 ABe	979 Bb
DS 100	3130 Ba	851 Ac	52,0 BCe	1110 Ab	294 Ad	824 Cc
DS 200	3308 Aa	884 Ac	84,1 Be	1155 Ab	304 Ad	881 Cc
Média	2928 a	740 d	60,7 f	854 c	243 e	1029 b
2,5 a 5 cm						
AM	1944 Ba	635 Dc	19,1 f	324 Dd	199 Be	766 Ab
Controle	1606 Da	455 Dc	32,1 e	598 Cb	206 Bd	389 CDc
DS 25	1949 Ca	622 Cb	54,6 e	621 Cb	191 Bd	461 Bc
DS 50	2207 Ba	717 Bc	31,2 f	869 Bb	214 Be	376 Dd
DS 100	2518 Aa	783 ABc	51,2 f	948 Ab	259 Be	476 Bd
DS 200	2552 Aa	790 Ac	76,3 f	983 Ab	331 Ae	447 BCd
Média	2129 a	667 c	44,1 f	724 b	234 e	486 d
5 a 10 cm						
AM	1689 Ca	540 Ab	33,0 e	377 Cc	164 d	574 ABb
Controle	1611 Ca	469 Bc	8,7 f	389 Cd	137 e	607 Ab
DS 25	1635 Ca	543 Ab	10,4 e	341 Cc	161 d	582 ABb
DS 50	1769 Ba	553 Ab	25,1 e	488 Bc	168 d	534 Bb
DS 100	1869 Aa	574 Ab	32,1 d	524 Bb	186 c	553 ABb
DS 200	1899 Aa	595 Ab	65,9 e	612 Ab	180 d	446 Cc
Média	1745 a	546 b	29,2 e	455 c	166 d	549 b
0 a 10 cm						
AM	2075 Da	614 BCc	28,0 Bf	402 Fd	186 CDe	845 Ab
Controle	1780 Ea	468 Dc	45,2 ABe	481 Ec	155 Dd	651 Bb
DS 25	2012 Da	605 Cc	26,2 Bf	536 Dd	187 CDe	662 Bb
DS 50	2194 Ca	653 Bc	30,4 Bf	698 Cb	206 BCe	606 Cd
DS 100	2346 Ba	685 Ac	41,8 ABf	777 Bb	231 ABe	601 Cd
DS 200	2414 Aa	716 Ac	73,0 Af	840 Ab	248 Ae	555 Dd
Média	2137 a	624 b	40,8 d	622 b	202 c	653 b

Fonte: Produção do próprio autor

Médias ligadas por letras distintas (minúsculas nas horizontais e maiúsculas na vertical) diferem pelo teste Duncan ($p \leq 0,05$).

As doses de 100 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos suíno aplicadas no solo promoveram maior teor de N-NH₄⁺ no solo até 5 cm de profundidade e quando se compara a camada de 0 a 10 cm, sendo que na camada de 5 a 10 cm não houve diferença entre os fertilizantes, os quais diferiram apenas da dose zero (Tabela 6). Vale destacar dentre as formas de maior labilidade do N orgânico, esta fração é a que apresenta os maiores teores

acumulados. Kenney & Bremner (1964) cita que parte deste N-NH_4^+ foi formado por hidrólise dos grupos amida e, principalmente, por desaminação de hexosaminas e outros compostos orgânicos de N. Esta forma de N orgânico pode ser considerada uma fonte potencial de N no solo.

Na fração de N-hexosamina houve diferença entre tratamentos na camada de 0 a 2,5 cm, sendo o maior teor encontrado na dose zero, enquanto na camada de 0 a 10 onde os maiores teores foram encontrados nos tratamentos com dose zero, e também com 100 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos suíno (Tabela 6). Destaca-se que esta fração de N é considerada lábil e representa os menores valores acumulados no solo em relação às demais frações avaliadas.

Segundo Camargo et al (1999) em condições que favoreçam a proliferação da biomassa microbiana, o conteúdo de N-hexosamina no solo aumenta, mas com o tempo pode diminuir com a limitação do substrato. Gonzáles-Prieto et al., (1997) avaliando esta fração no solo após a adubação mineral para o fornecimento de N a cultura do milho ou pastagem, verificou a diminuição nos teores destes açúcares com o passar do tempo em relação aos instantes iniciais após a adubação, sugerindo que estes açúcares aminados fazem parte de um pool ativo inicial de N mineralizável. O aumento temporal inicial destes açúcares no experimento de Gonzáles-Prieto et al., (1997) pode ser relacionado a um aumento transitório na população microbiana do solo com a formação das paredes das células bacterianas que contêm N-acetilglucosamina (Parsons, 1981).

O maior teor na dose zero (Controle) na camada mais superficial de N-hexosamina (Tabela 6) pode ser explicado pela menor atividade microbiana neste tratamento, por se caracterizar um meio limitante em nutrientes a comunidade de microorganismos no solo, ocorrendo menor aproveitamento desta forma de N pelo processo de mineralização, contribuindo para o seu acúmulo no solo. Esses açúcares aminados aparecem como componentes estruturais de um amplo grupo de substâncias denominadas de macropolissacarídeos, como a quitina e outros polissacarídeos que não a quitina (Stevenson, 1982).

Quanto ao teor de N-amida acumulado no solo houve diferença nas camadas de 0 a 2,5, 2,5 a 10 e 0 a 10 cm (Tabela 6), sendo os maiores teores demonstrados com aplicação de doses de dejetos suíno acima de 50 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ na camada de 0 a 2,5, na dose de 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ na camada de 2,5 a 5 cm e acima de 100 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ na camada de 0 a 10 cm. Esta forma de N é considerada uma fração prontamente disponível e de

fácil liberação pela atividade da microbiota, podendo ser utilizada como um componente ou índice para a avaliação da disponibilidade de N durante um cultivo anual (Camargo, 1996).

Os maiores teores no solo de N- α -amino acumulado no solo foram encontrados com a aplicação de doses de dejetos suíno acima de 100 m³ ha⁻¹ até 5 cm de profundidade no solo, sendo que na camada de 5 a 10 e 0 a 10 cm os maiores teores ocorreram na dose de 200 m³ ha⁻¹ (Tabela 6). Esta forma de N ocorre no solo ligada ao grupamento alfa do carbono, com alta energia de ligação através de pontes de hidrogênio, forças de Van der Waals e complexos covalentes aos colóides húmicos (Stevenson, 1982), conferindo maior recalcitrância e menor disponibilidade dessa forma de N em formas mais lábeis ou solúveis no solo.

Grande parte dos aminoácidos integrantes das proteínas apresenta o radical amino ligado ao carbono alfa, compondo a ligação peptídica durante a síntese proteica (Camargo, 1996). Gonzáles-Prieto & Carballas (1991) e Sowden (1956) verificaram uma diminuição da fração de N- α -amino em solos cultivados quando comparados a solos virgens inalterados, sugerindo que esta forma de N recalcitrante pode ser considerado um N mineralizável ativo e uma fonte de N potencialmente disponível as plantas (Gonzáles-Prieto et al., 1997).

A fração de N-não identificado apresentou os maiores teores na camada mais superficial do solo de 0 a 2,5 cm, diminuindo em profundidade (Tabela 6). Os maiores teores podem ser verificados no fertilizante mineral solúvel (AM) em todas as camadas avaliadas, sendo na camada de 5 a 10 cm semelhante ao fertilizante orgânico e suas doses. Pode-se observar que para esta fração de N os maiores teores são encontrados no fertilizante mineral solúvel (AM), resultados estes que indicam que possivelmente há diferença na dinâmica do N no solo quando se aplica fertilizantes orgânicos e minerais no solo.

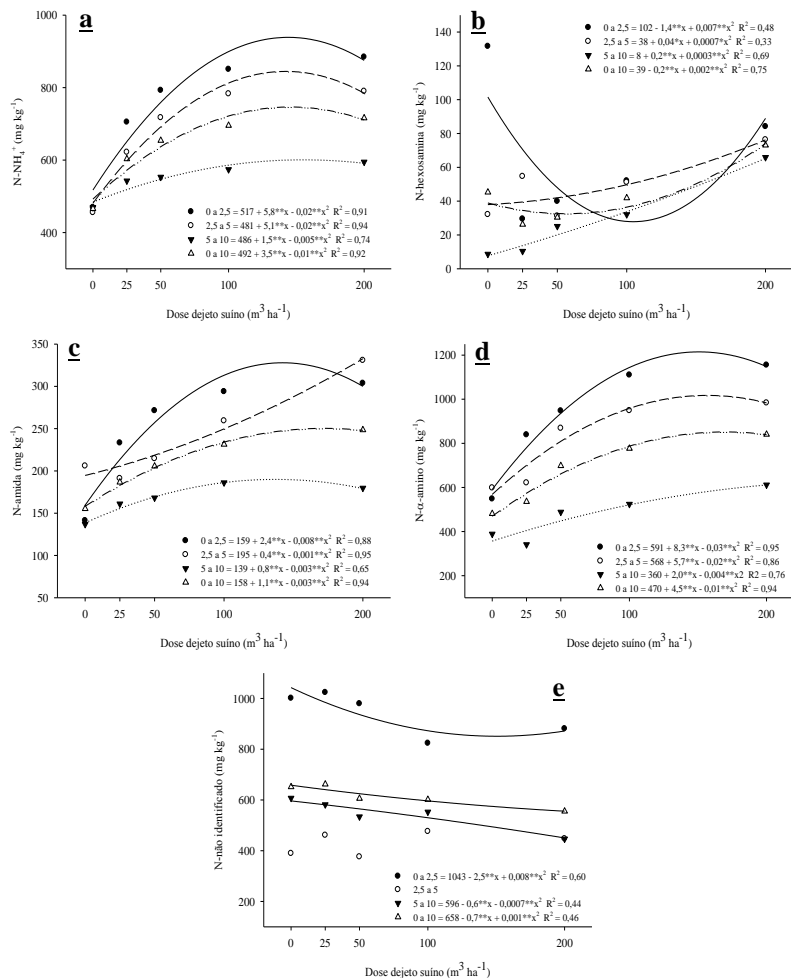
O N-não identificado é considerado uma fração de N recalcitrante, estando ligada às moléculas de maior peso molecular no solo. Parte do N nesta fração pode ocorrer como aminoácidos que não apresentam o grupamento amino ligado ao carbono alfa (arginina, histidina, lisina e prolina), aminoácidos que não reagirão com a ninhidrina, substância altamente específica para aminoácidos contendo o grupamento amino ligado ao carbono alfa (Bremner, 1965; Goh et al., 1979). Isolando esta fração de N-não identificado ou desconhecido e verificando seu efeito na microbiota a pH 7,0, Ivarson & Schnitzer (1979) constataram que grande parte desta fração é biodegradável,

podendo, influenciar no fornecimento de N ao solo e disponibilidade as plantas.

Segundo Camargo (1996) na fração de N-não identificado pode ser quantificada uma parte do N ligado ao carbono alfa na forma de N- α -amino, devido alta energia de ligação deste complexo, ocorrendo uma menor recuperação da fração N- α -amino, podendo ser quantificada na fração como N-não identificado. De outro lado, Camargo et al (1997), cita também que a proporção da forma de N- α -amino pode ser afetada pelos ciclos de aquecimento e resfriamento a que a amostra é submetida, ocorrendo, como consequência interações secundárias com a formação de complexos nitrogenados (Schnitzer & Hindle, 1981) que dificultam a hidrólise e modificam os produtos finais, aumentando a fração de N-não identificado.

No geral os teores das diversas frações de N orgânico no solo aumentaram em função da aplicação de doses crescentes de dejetos suíno (Figuras 4a, 4b, 4c e 4d). Esse aumento geral nas diferentes formas de N no solo também foi verificado por Nguyen et al., (2011) com o aumento da quantidade de adubo mineral nitrogenado aplicado no solo. Pode-se perceber que o teor de N-NH₄⁺, N-hexosamina, N-amida, N- α -amino no solo nas camadas até 10 cm aumentou em função das doses de dejetos suíno aplicada com exceção da camada de 0 a 2,5 no teor de N-hexosamina (Figura 4b) em virtude do maior teor na dose zero. Já para a fração de N-não identificado houve a tendência de estabilização e decréscimo no teor nas camadas do solo em função das doses de dejetos suíno aplicado (Figura 4e).

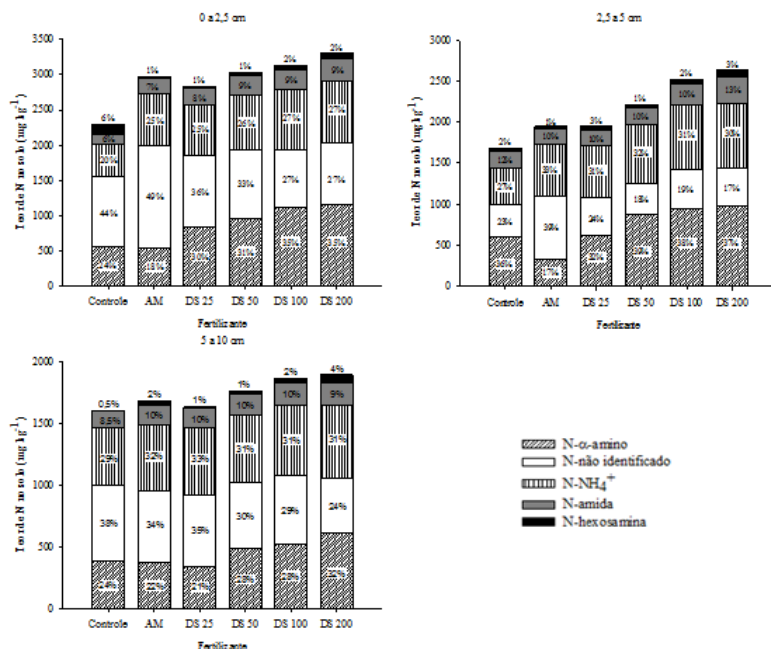
Figura 4. Teor N-NH_4^+ , N-hexosamina, N-amida, N- α -amino e N-não identificado em camadas até 10 cm de profundidade em Latossolo Vermelho Distroférico submetido a dez anos com adubação anual de dejetos suíno nas doses de 0 (Controle), 25, 50, 100 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.



Fonte: Produção do próprio autor

Dentre as frações avaliadas pode se observar os maiores teores de N nas formas de N-não identificado e N- α -amino, diminuindo os valores na seguinte sequência: N-NH₄⁺, N-amida e N-hexosamina (Figura 5). Isso evidencia que menores teores de N orgânico acumulados no solo foram recuperados nas formas mais lábeis de N orgânico caracterizado pelas frações N-NH₄⁺, N-hexosamina e N-amida. De outro lado, as formas com maior caráter de recalcitrância e estabilidade nas moléculas húmicas do solo, como o N- α -amino e N-não identificado apresentam os maiores teores e proporção que as demais frações em relação ao N-hidrolisado total, caracterizando as formas mais complexas e de maior estabilidade associadas com os compostos húmicos do solo (Camargo, 1996). Resultados semelhantes foram encontrados por Camargo et al (1997), Yonebayashi & Hatori (1980), Gonzáles-Prieto et al. (1997) e Nguyen et al., (2011) em diferentes solos para a fração de N mais recalcitrante em relação ao N-hidrolisado total.

Figura 5. Proporção das formas de N orgânico no solo em relação ao N-hidrolisado no solo em camadas até 10 cm de profundidade em Latossolo Vermelho Distroférico submetido a dez anos com adubação anual de adubo mineral solúvel (AM) e dejetos suíno nas doses de 0 (Controle), 25 (DS 25), 50 (DS 50), 100 (DS 100) e 200 (DS 200) $\text{m}^{-3} \text{ha}^{-1}$, em sistema de plantio direto. Médias de quatro repetições.



Fonte: Produção do próprio autor

Estes resultados sugerem a presença de formas de N mais recalcitrante, fração mais estável e com maior energia de ligação aos coloides orgânicos do solo de maior peso molecular e de menor disponibilidade ao solo. O N adicionado no solo pelo fertilizante sintético e orgânico foi transferido para formas orgânicas mais resistentes, tal como sugerido e verificado por Olson & Andorinha (1984), Kelley & Stevenson (1987) e Zhang et al. (2011) para o N derivado de fertilizantes químicos, compostagem e resíduos orgânicos quando aplicados no solo.

Pode-se verificar que as formas de N orgânico mais recalcitrante representam em média 60% do N total acumulado no solo nas camadas avaliadas (Figura 5). Os menores teores (Tabela 6) e proporção das formas de N mais lábeis acumuladas no solo, principalmente, na forma de N-amida e N-hexosamina, pode estar relacionado à maior velocidade de mineralização, onde seus componentes desaparecem em velocidades maiores que as demais frações, devido a ser menos recalcitrantes, ou menos resistentes ao ataque microbiano no solo. Nos períodos iniciais logo após a aplicação dos fertilizantes é provável que ocorra a mineralização destas frações mais lábeis no solo, sendo estas formas de N orgânico um indicador de disponibilidade de N às plantas num curto prazo de tempo.

As proporções obtidas por Camargo et al (1997) em Argissolo Vermelho-Amarelo utilizando o método de análise de Yonebayashi & Hatori (1980), foram de 35,9% de N-hexosamina, 27,0% de N- α -amino, 11,4 % de N-não identificado e, não houve detecção das frações de N-NH₄⁺ e de N-amida com relação ao N-hidrolisado no solo. Entretanto nesse solo não houve a adição de N por fertilizante mineral ou de resíduos orgânicos em sistema conservacionista de plantio direto por longo tempo.

Em outro trabalho, Yonebayashi & Hatori (1980) pelo método original avaliando as frações de N orgânico em solos aluviais de textura argilosa, com argilomineral predominante na forma de caulinita e vermiculita com hidróxi-Al entre camada e, cultivados com arroz, encontraram as seguintes proporções: 8,6% de N-amida, 26,4% de N-hexosamina, 41,4% de N- α -amino e 23,6% de N-não identificado, sendo o N-NH₄⁺ avaliado pelo método de Bremner (1965) com proporção de 25,4%. Esses resultados indicam que há diferença na dinâmica do N orgânico no solo e nas suas formas ou frações de maior e menor grau labilidade, em virtude do tipo de manejo do solo adotado e das práticas agrícolas.

Como se avaliou o efeito dos fertilizantes após o ciclo das culturas de milho e aveia, com o intuito de avaliar as formas de acúmulo das frações de N no solo (N residual), é provável que os menores teores de formas de N lábeis acumuladas no solo seja em virtude da rápida mineralização destes compostos a formas orgânicas ou inorgânicas mais solúveis ou simples. Alguns estudos relataram que, além das formas inorgânicas, as plantas tem capacidade de assimilar e metabolizar aminoácidos como fonte de nutrientes, através de monômeros orgânicos

de aminoácidos pela despolimerização (Paungfoo-Lonhienne et al., 2012).

Outros trabalhos relatam que além dos monômeros de aminoácidos as plantas também tem a capacidade de assimilar oligômeros de N (pequenos peptídeos), podendo esses também ser considerados como fonte de N as culturas (Komarova et al, 2008; Soper et al, 2011; Paungfoo-Lonhienne et al., 2012). Assim, a absorção de formas de N orgânico pelas plantas pode ser tão importante quanto às formas inorgânicas mais simples (Schimel & Bennett, 2004; Waterworth & Bray, 2006; Näsholm et al., 2009; Tegeder & Rentsch, 2010; Paungfoo-Lonhienne et al., 2012).

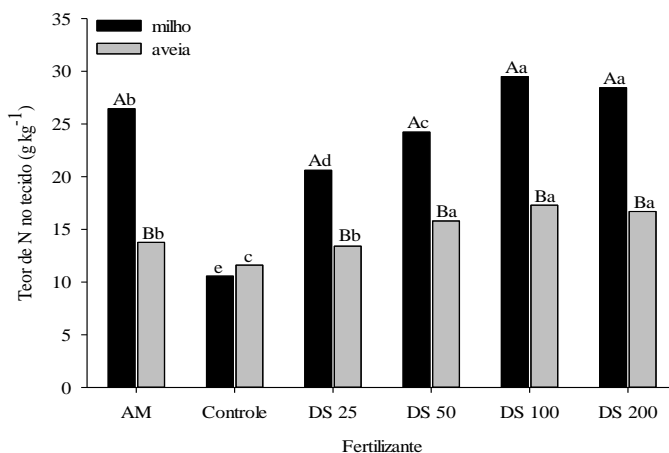
A maioria dos aminoácidos é derivada de peptídios, mucopeptídios e ácido teicóico da célula microbiana, especificamente da parede celular (Camargo et al, 2008). Essas formas de N podem ser absorvidas pelas plantas, ou sofrem os processos de perdas, principalmente, pelos processos de nitrificação, desnitrificação e/ou volatilização de amônia. Assim, o fracionamento do nitrogênio acumulado no solo pode fornecer estimativas das formas potencialmente mineralizáveis, auxiliando na elaboração da recomendação de adubação nitrogenada às plantas.

5.3.2 Associação entre o teor de nitrogênio na planta e frações de nitrogênio orgânico no solo

O teor de N nas folhas de milho e aveia cultivados após dez anos com aplicação anual de doses crescentes até $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos suíno e única dose de fertilizante mineral variou significativamente entre os tratamentos (Figura 6). Os maiores teores nas folhas do milho foram observados quando se aplicou doses de dejetos suíno a partir $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, enquanto nas de aveia isso ocorreu nas doses de dejetos a partir de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Os menores teores de N no tecido foliar de milho e aveia ocorreram no tratamento Controle (dose zero) em relação aos demais, devido à falta desse nutriente no solo, já que não houve nenhuma aplicação durante os sucessivos cultivos. Pode-se observar que os maiores teores foram demonstrados na cultura do milho, o que se justifica por ser a cultura implantada logo após a aplicação dos fertilizantes no solo, em torno de 7 a 12 dias após a aplicação dos fertilizantes. Já para a cultura da aveia observou-se o benefício da ciclagem do nutriente contido no resíduo cultural do milho, bem como, no teor de N total acumulado no

solo, sendo esta cultura implantada em torno de 230 dias após a aplicação dos fertilizantes no solo.

Figura 6. Teor de nitrogênio no tecido de folha de milho e aveia submetido a dez anos com adubação anual de adubo mineral solúvel (AM) e dejetos suíno nas doses de 0, 25, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹, em sistema de plantio direto. Médias de quatro repetições. Letras maiúsculas representam a diferença entre plantas no mesmo tratamento e letras minúsculas a diferença entre tratamentos na mesma planta pelo teste de Duncan ($p \leq 0,05$).



Fonte: Produção do próprio autor

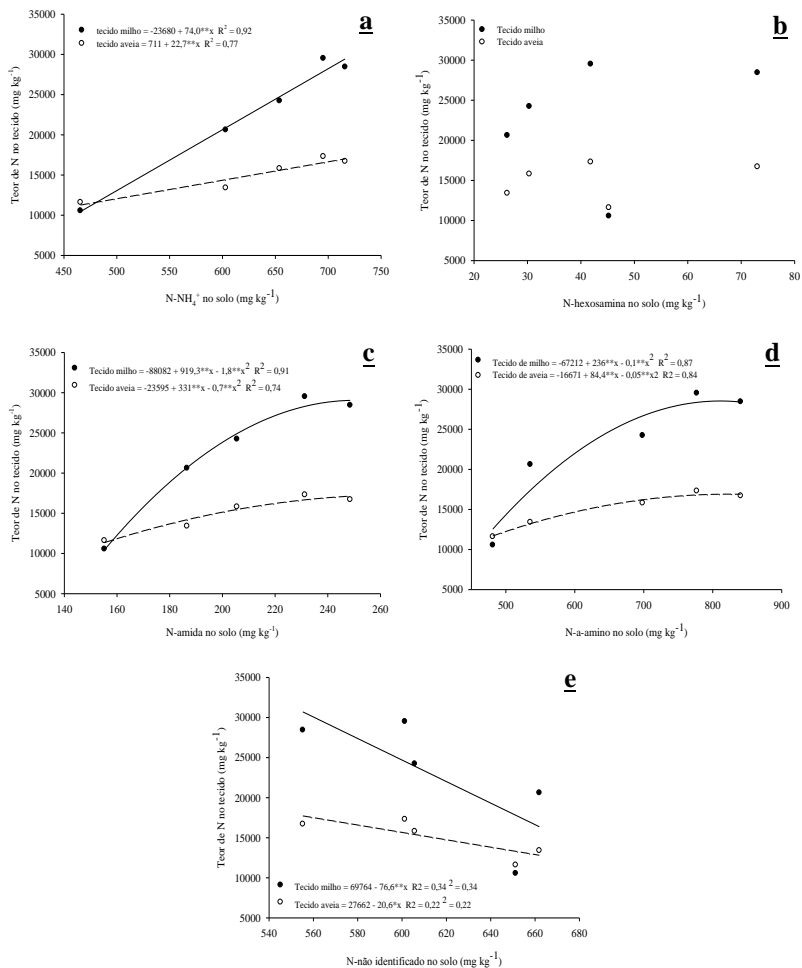
Esses resultados indicam uma maior disponibilidade de N nas doses mais altas do dejetos suíno, principalmente para as plantas de milho, onde as maiores produtividades foram observadas quando se aplicou dejetos suíno em doses de dejetos suíno a partir de 100 m³ ha⁻¹ (Apêndice A), sendo o mesmo resultado observado na produção de biomassa seca de parte aérea de aveia (Apêndice B). Esses resultados são justificados pela quantidade maior deste nutriente aplicado com as doses 100 e 200 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno, sendo equivalentes a 660 e 1320 kg ha⁻¹ de NT no ano de 2009 e de 390 e 780 kg ha⁻¹ no ano de 2010, contra a aplicação de 170 kg ha⁻¹ de N mineral na forma de ureia no tratamento AM.

A nutrição animal é baseada em aminoácidos para maior conversão alimentar, mas mesmo assim, parte substancial dos mesmos não é aproveitada pelo animal, fazendo parte do esterco e consequentemente do fertilizante orgânico. Entretanto, esses aminoácidos não são inseridos na melhor tecnologia usual de fertilizante mineral, os quais não trazem estes compostos em sua composição devido ao alto custo que teriam. Portanto, o dejetos suíno torna-se tão ou mais eficiente quanto à fonte mineral para disponibilidade de N ao solo e as plantas, sendo que nestes tratamentos não houve aplicação de cobertura e mesmo assim houve adequado suprimento de N a cultura do milho.

O teor de N nas folhas de milho e aveia foi avaliado em função das doses do dejetos suíno por ajustes de regressões com relação ao teor das formas de N orgânico recuperadas no fracionamento desse componente no solo. As regressões mostram-se significativas, com o ajuste de funções lineares ou quadráticas à variação do teor de N no tecido das plantas de milho e aveia em função dos teores das formas de N orgânico, sendo essas afetadas pela aplicação das doses do dejetos suíno. Em geral, as formas de N orgânico no solo se relacionaram positivamente com os teores de N nas plantas, com exceção do N orgânico na forma de N-hexosamina.

O teor de N no tecido de milho e aveia preta variou positivamente com a variação no teor de N-NH_4^+ no solo na camada de 0 a 10 cm do solo (Figura 7a), evidenciando alta significância da associação entre a absorção de N pelas plantas milho e aveia com esta forma de N orgânico no solo. A taxa de incremento do teor de N nas folhas em função do teor de N-NH_4^+ no solo foi maior na cultura do milho do que na aveia, indicando que parte do efeito pode ter resultado da maior oferta de N no solo advinda dos fertilizantes, que por sua vez aumentou o teor dessa forma lábil do N no solo.

Figura 7. Relação entre o teor de N orgânico na forma de N-NH_4^+ , N-hexosamina, N-amida, N- α -amino e N-não identificado no solo na camada de 0 a 10 cm e teor de N na folha de milho e aveia submetido a dez anos com adubação anual de dejetos suíno nas doses de 0, 25, 50, 100 e 200 $\text{m}^{-3} \text{ha}^{-1}$, em sistema de plantio direto.



Fonte: Produção do próprio autor

Para a forma de N-hexosamina no solo na camada de 0 a 10 cm, não houve ajuste significativo de função de regressão entre o teor de N nas plantas e o teor dessa forma de N orgânico no solo (Figura 7b). Esses resultados demonstram que esta forma de acúmulo de N no solo não apresenta labilidade suficientemente para fornecer N em quantidade adequada durante o ciclo de cultivo de milho e aveia. Assim, não resulta em resposta das culturas ao aumento de seu teor em razão da sua baixa disponibilidade no solo, mesmo em elevadas quantidades aplicadas de dejetos suíno.

Relacionando-se o teor de N no tecido de plantas de milho e aveia em função do teor de N-amida na camada de 0 a 10 cm do solo que foi afetado pela aplicação de doses crescentes de dejetos suíno, observou-se resposta crescente desta variável, seguindo o modelo quadrático (Figura 7c). Assim, quanto maior o teor de N-amida no solo maior o teor de N no tecido, demonstrando alta significância com a absorção de N pelas plantas com esta forma de N orgânico no solo. Sendo os pontos de máxima na curva de absorção de N pelas plantas em torno de 240 mg kg^{-1} de N-amida no solo. Os maiores valores foram encontrados para a cultura do milho, prevalecendo na aveia o efeito residual. Vale ressaltar que esta forma de N orgânico no solo é considerada a mais lábil e facilmente disponível às plantas num curto prazo, sendo cadeias de estruturas mais simples de N orgânico no solo e de menor peso molecular.

Houve relação crescente entre o teor de N- α -amino no solo na camada de 0 a 10 cm com o teor de N absorvido pelas plantas de milho e aveia em função das doses de dejetos suíno aplicadas no solo (Figura 7d). O ponto de máxima na curva para o teor de N na planta é em torno 780 mg kg^{-1} N- α -amino no solo para as plantas de milho e aveia. Vale ressaltar que esta forma de N orgânico no solo é considerada de maior recalcitrância, fração mais estável e com maior energia de ligação aos colóides orgânicos do solo de maior peso molecular, como nos ácidos húmicos, fúlvicos e huminas. Houve alta relação desta forma N no solo com a absorção de N pelas plantas. Estes resultados sugerem que a planta tem a capacidade de absorver ou assimilar formas de N de estruturas moleculares mais complexas no solo, ou há o fornecimento significativo de N no solo por esta fração em formas mais simples pelo processo de mineralização.

Comparando a fração de N orgânico na forma de N-não identificado ou desconhecido no solo com a absorção de N pelas plantas de milho e aveia preta, em função da aplicação de doses crescentes de

dejeito suíno, houve uma relação decrescente na camada de 0 a 10 cm (Figura 7e). Esta forma de N orgânico no solo é considerada de maior recalcitrância, fração mais estável e com maior energia de ligação aos coloides orgânicos do solo de maior peso molecular, como nos ácidos húmicos, fúlvicos e huminas. Parte deste N poderá estar sob a forma de aminoácidos que não apresentam o grupamento amino ligado ao carbono α , como: arginina, histidina, lisina e prolina (Camargo, 1996). Estes resultados sugerem que a planta não tem a capacidade de absorver ou assimilar estas formas de N de estruturas moleculares mais complexas de N orgânico no solo, ou essa forma de N não contribui no fornecimento deste nutriente em formas mais simples pelo processo de mineralização às plantas. Este resultado indica que esta forma de N não pode ser utilizada para a avaliação de disponibilidade num curto prazo de tempo e para estas culturas.

Assim, a absorção de formas de N orgânico pelas plantas pode ser tão importante quanto às formas inorgânicas mais simples (Schimel & Bennett, 2004; Waterworth & Bray, 2006; Näsholm et al., 2009; Tegeder & Rentsch, 2010; Paungfoo-Lonhienne et al., 2012). Porém, a preferência das formas de absorção de N no solo pelas depende do tipo de espécie de vegetal. Alguns estudos demonstram que a planta cresce de forma semelhante, ou melhor, com aminoácidos como fonte de N quando comparados à fonte inorgânicas (Cambuí et al., 2011; Soper et al., 2011), e outros relatam que os aminoácidos podem inibir o crescimento (Forde & Walch-Liu, 2006; Näsholm et al., 2009; Hill et al., 2011; Paungfoo-Lonhienne et al., 2012).

É importante salientar que assim como os aminoácidos, oligômeros de N (di, tri e tetrapeptídeos) e moléculas mais complexas também pode ser fonte potencial de N as culturas, através de canais especializados na célula da raiz (Paungfoo-Lonhienne et al., 2012). Vale ressaltar que os estudos com aminoácidos e outras formas de N mais complexas como fonte de N às plantas e, seus mecanismos de assimilação, transformação no solo e na planta ainda são incipientes.

A aplicação de N tanto de fonte mineral quanto orgânica na forma de dejeito teve um efeito positivo sobre o crescimento e absorção de N pelas plantas, concordando com enunciado por outros trabalhos (Shimizu et al., 2009). A maior parte do N acumulado no solo encontra-se em compostos mais recalcitrantes, porém, mesmo sendo menos mineralizáveis, podem contribuir significativamente para o fornecimento de N disponível, pois as formas mais recalcitrantes estão em maior proporção no solo que as formas lábeis. Essas formas de N

orgânico mais recalcitrante representam em média 60% do N orgânico acumulado no solo (Figura 9, item 5.3.1), onde a menor velocidade de mineralização é compensada por uma maior exposição destas formas à hidrólise enzimática e química (Camargo, 1996).

5.4 CONCLUSÕES

1. A aplicação anual de fertilizante mineral solúvel e orgânico a base de dejetos suíno em Latossolo Vermelho Distroférrico cultivado com milho e aveia em plantio direto após dez anos, aumentou os teores de nitrogênio no solo até 10 cm de profundidade, principalmente, em doses de dejetos suíno a partir de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

2. A maior parte do N orgânico no solo se encontra em formas mais recalcitrantes, representadas pelas frações N- α -amino e N-não identificado.

3. O N presente no dejetos suíno, quando aplicado no solo, contribui para o aumento da reserva já existente em maior quantidade do que o fertilizante mineral, sendo que as frações de N orgânico se encontram em formas mais recalcitrantes como N- α -amino, quando se aplica dejetos suíno, enquanto que o fertilizante na forma mineral proporciona maior aumento das formas orgânicas de N-não identificado.

4. A aplicação de dejetos suíno proporciona maior Teor de N no tecido de plantas de milho e aveia, o que permite inferir sobre o melhor aproveitamento deste nutriente ao longo sistema de produção.

6. CAPÍTULO II. CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES NA SOLUÇÃO DE LATOSSOLO VERMELHO ADUBADO COM DEJETO SUÍNO

RESUMO

A preocupação com contaminação do solo e da água devida à aplicação de fertilizantes minerais e orgânicos tem aumentado em algumas regiões, especialmente onde há intensificação da produção de animais confinados. Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi avaliar a concentração de nutrientes na solução do solo abaixo da camada explorada pelas raízes das plantas em Latossolo Vermelho Distroférrico submetido a doze anos de aplicações anuais de dejetos suíno e fertilizante mineral solúvel. Os tratamentos aplicados foram fertilizante mineral solúvel (AM); fertilizante mineral solúvel combinado ao dejetos suíno na dose de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (AM+DS 25); e dejetos suíno nas doses de 50 e $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (DS 50 e DS 100) que foram distribuídos em parcelas a campo no delineamento em blocos casualizados com quatro repetições. A solução do solo foi captada nas profundidades de 0,4 e 0,8 m através de lisímetros de sucção com cápsula porosa, sendo as extrações realizadas no período de 10 meses após a última aplicação dos fertilizantes (DAAF). O teor de N-NH_4^+ foi extremamente baixo nas profundidades avaliadas, demonstrando a pouca mobilidade desta forma de N em profundidade no solo e a sua rápida transformação a NO_3^- . Em geral a dose de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ apresentou os maiores teores de N, P e K na solução do solo nas duas profundidades e nas épocas de coleta avaliadas. Os menores teores de N-NO_3^- e P foram observados aos 90 DAAF nas duas profundidades avaliadas. O teor de P na solução do solo durante o período avaliado foi considerado alto, devido às sucessivas aplicações anuais de fertilizantes minerais e orgânicos durante doze anos. Os teores de K na solução do solo também foram altos, além de semelhantes nas duas profundidades avaliadas, indicando a ocorrência de lixiviação desse elemento.

Palavras-chave: fertilizante orgânico, solução do solo, nutrientes, esterco.

6.1 INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma das principais atividades pecuárias desenvolvidas no Brasil, onde possui grande importância socioeconômica, especialmente em Santa Catarina. Uma das alternativas de uso dos dejetos suínos é a sua utilização na agricultura como fertilizante em virtude do seu teor de matéria orgânica e de macro e micronutrientes, permitindo a reciclagem dos nutrientes nele presentes. Entretanto, devido a crescente demanda da criação intensiva de suínos há a necessidade de se conduzir novos processos, práticas e tecnologias relacionadas aos dejetos líquidos de suínos, capazes de servir como um fertilizante eficiente e não como contaminante ambiental. Um dos principais riscos com relação aos dejetos suínos é o seu uso no solo sem critérios técnicos, oferecendo possibilidade de contaminação de lençóis freáticos e cursos de água.

Os dejetos de suínos são aplicados na maior parte na superfície do solo, devido ao sistema de plantio direto, em mais de 80% das terras cultiváveis do Sul do Brasil (Amado et al., 2006). Em média 60% do N no dejetos suíno se apresentam na forma mineral de NH_4^+ , entretanto, esse é rapidamente transformado a NO_3^- quando aplicados no solo (Diez et al., 2001; Payet et al., 2009). O ânion NO_3^- é facilmente perdido se não houver absorção pelas plantas, em função da sua falta de adsorção aos colóides do solo, permanecendo todo na solução do solo. A lixiviação de NO_3^- é caracterizada pela movimentação para camadas profundas do solo abaixo da zona radicular das culturas, podendo atingir o lençol freático.

O P se apresenta na solução do solo como íons ortofosfato (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}), formas dependentes do pH da solução. A mobilidade do P no solo é muito pequena e as perdas pela movimentação vertical descendente em solos agricultáveis são consideradas insignificantes (Heathwaite et al., 2000). Entretanto, aplicações sucessivas e durante muito tempo no solo de fertilizantes minerais e orgânicos, pode causar o aumento da concentração de P na solução do solo e sua movimentação no perfil do solo em razão do acúmulo, devido à diminuição da capacidade de adsorção do solo nos sítios de maior energia (Sutton et al., 1982; Beauchemin et al., 1996; Hesketh & Brookes, 2000). Também pode ocorrer a movimentação das formas orgânicas no perfil do solo (Mozaffari & Sims, 1994; Eghball et al., 1996).

O potássio (K) não faz parte de nenhuma fração orgânica, não integrando a estrutura de compostos orgânicos, mas pode se encontrar

ligado na superfície com cargas negativas da matéria orgânica do solo. A decomposição das frações orgânicas, principalmente, a mais estável do solo não contribui significativamente no suprimento de K às plantas. No dejetos suíno o K está presente todo na forma mineral e na aplicação no solo todo ele é disponível. O K no solo forma ligações iônicas de baixa energia com a superfície dos grupos funcionais, numa ligação do tipo eletrostática, o que resulta em baixos teores acumulados em solos com o predomínio de minerais do tipo 1:1. Grande parte do K tende a ficar na fase líquida na solução do solo, estando sujeito aos processos de perdas por lixiviação se não absorvidos pelas plantas.

O conhecimento da dinâmica dos nutrientes, os processos de perdas e transferência na solução do solo são de extrema importância, não só para fins econômicos como também para a prevenção da contaminação das águas superficiais e subterrâneas reduzindo sua qualidade e, auxiliar no manejo correto da adubação com fertilizantes minerais e orgânicos, em sistema plantio direto. O estudo destes processos, principalmente, para o N e o P é importante para estimar o potencial de eutrofização das águas, o que diminui o nível de oxigênio e a diversidade de espécies aquáticas (Correll, 1998; Smith et al, 2007), diminuindo a qualidade da água para o consumo humano. Para que isso ocorra é necessária a presença de nutrientes na solução do solo, especialmente do P, em teores acima do normal e o movimento dessa água no perfil do solo.

Desta forma, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a concentração dos nutrientes N, P e K na solução do solo abaixo da camada explorada pelas raízes das plantas de um Latossolo Vermelho Distroférico submetido a doze anos à aplicação anual de dejetos suíno e fertilizante mineral solúvel.

6.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Os aspectos do material e métodos referentes à descrição do experimento e cultivo foram descritos no capítulo 1.

6.2.1 Tratamentos aplicados e delineamento experimental

O estudo foi realizado no décimo segundo ano de aplicações anuais dos seguintes tratamentos: dejetos suíno (DS) nas doses anuais de 50, 100 m³ ha⁻¹; adubação mineral solúvel (AM); e adubação com 25 m³ ha⁻¹ de DS complementado com AS (AM+DS 25). O tratamento AM foi

composto por uréia, superfosfato triplo e cloreto de potássio em doses anuais de N, P_2O_5 e K_2O de 130, 100 e 70 kg ha⁻¹, respectivamente, no período de 2001 a 2006 e de 170, 130 e 80 kg ha⁻¹, respectivamente, no período de 2007 a 2012. Esses valores foram definidos com base em recomendações visando rendimento de grãos de milho de 8 Mg ha⁻¹ no primeiro período, e de 11 Mg ha⁻¹ conforme manual da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS, 2004). O tratamento AM+DS 25 incluiu, além do DS, aplicações dos mesmos adubos solúveis citados acima, em doses de N, P_2O_5 e K_2O ajustadas anualmente de modo que as quantidades totais dos três nutrientes fossem semelhantes às fornecidas no tratamento AM.

Os tratamentos foram aplicados em parcelas 75,6 m² (12 m x 6,3 m) de área total e 50 m² (10,2 m x 4,9 m) de área útil organizadas em delineamento experimental de blocos casualizados, com quatro repetições. As aplicações dos tratamentos, foram realizadas sempre no mês de outubro de cada ano, entre 15 e 20 dias após a aplicação do herbicida glifosato para dessecar a cultura de inverno. Os adubos foram aplicados a lanço na superfície do solo sobre a palhada das culturas de inverno, sendo o DS distribuído por meio do jato de uma mangueira conectada ao tanque pressurizado de um distribuidor, e os AM, manualmente. No tratamento AM, o N foi parcelado, sendo de 20% aplicado na base, e o restante foi dividido em duas épocas e aplicados em cobertura no milho, sendo: a primeira entre os estádios de desenvolvimento da cultura V4 e V6, e a segunda, entre V10 e V12 conforme escala proposta por Ritchie & Hanway (1993).

6.2.2 Caracterização do dejetos suíno

O dejetos utilizado em todos os anos no experimento foi derivado de suínos em crescimento, armazenado em esterqueira aberta por cerca de quatro meses anteriores à aplicação. Foi realizada a caracterização do dejetos líquido de suíno aplicado no experimento retirando-se uma amostra representativa, que foi fracionada em duas repetições. A determinação da matéria seca realizada mediante secagem em estufa com circulação de ar a 65° C. A determinação de pH foi feita mediante leitura diretamente no DS, e as análises dos nutrientes foram feitas após a secagem em estufa a 60°C e moagem. A caracterização química do DS utilizado nas diversas aplicações foi feita em base úmida e realizada conforme descrito por Tedesco et al. (1995) (Tabela 7).

Tabela 7. Características químicas do dejetos suíno aplicado anualmente em experimento a campo no período de 2001 a 2012 em um Latossolo Vermelho Distroférrico.

Aplicação Ano	pH	MS	COT	NT	P	K
-----kg m ⁻³ -----						
10/2001	6,7	66	19,2	3,4	1,4	1,2
11/2002	7,1	26	11,2	2,6	1,0	1,2
10/2003	6,9	32	12,8	2,6	1,1	1,3
10/2004	7,3	43	16,6	3,7	1,4	1,5
10/2005	7,8	56	17,4	3,2	1,5	1,1
10/2006	7,0	114	35,6	4,6	2,8	1,7
10/2007	7,3	55	19,7	2,7	1,8	1,1
10/2008	7,1	68	23,9	2,4	0,4	1,3
10/2009	7,2	69	25,6	6,6	1,1	3,5
10/2010	7,4	57	33,4	3,9	1,9	2,0
10/2011	7,2	61	27,5	3,5	1,7	1,8
10/2012	7,1	43	31,4	3,8	1,4	1,9
Total	--	--	274,3	--	--	--
Média	7,2	58	22,9	3,6	1,5	1,6

Fonte: Produção do próprio autor

MS: matéria seca; NT: nitrogênio total; COT: carbono orgânico total

6.2.3 Amostragem da solução do solo

A amostragem da solução do solo foi realizada de novembro de 2012 a agosto de 2013, num período de dez meses após a aplicação dos tratamentos, abrangendo os ciclos de milho e aveia (Tabela 8), conforme a ocorrência de chuvas significativas que possibilitaram a coleta da solução do solo.

Tabela 8. Épocas de avaliação da solução do solo representado pelos dias após a aplicação dos fertilizantes (DAAF), cultura presente em cada época, e condições ou estágio de desenvolvimento do cultivo.

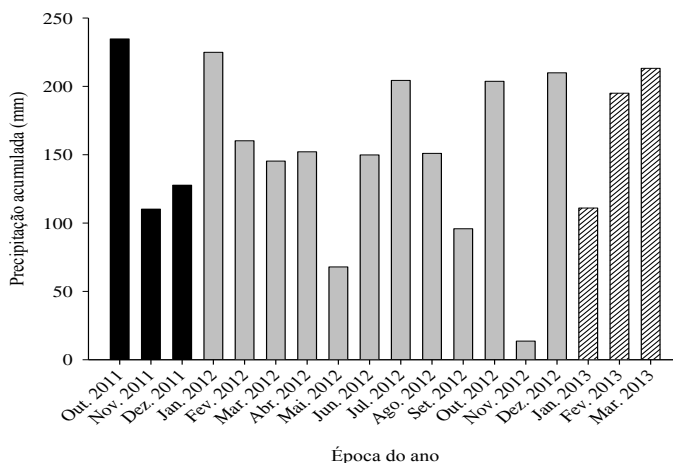
DAAF	Cultivo	Condições/Estádio de desenvolvimento
40	milho	V9
90	milho	V18
108	milho	R1
135	milho	R4
230	Sem cultivo	Resíduo de palhada de milho em superfície
320	aveia	33 (3º nó detectável)

Fonte: Produção do próprio autor

Legenda – Escala fenológica do milho conforme descrito por Ritchie et al. (1993); escala fenológica da aveia conforme descrito por Zadoks et al. (1974).

As amostras foram coletas através lisímetros de sucção com capsula porosa conforme sistema descrito por Reichardt et al. (1977). O volume extraído variou conforme a umidade do solo, sendo a coleta realizada três dias após as chuvas de maior intensidade, aplicando-se sucção nos lisímetros para extrair a solução do solo por três dias. As extrações serão efetuadas sob sucção de 60 kPa, aplicada com bomba manual de vácuo dotada de manômetro. No momento da aplicação do vácuo, foi adicionada uma gota de tolueno aos frascos de coleta, com o objetivo de impedir atividade microbiana que pudesse resultar, principalmente, no processo de desnitrificação na solução recolhida. Dois lisímetros foram localizados no centro de cada parcelas, sendo um a 0,4 e outro a 0,8 m de profundidade. Após a coleta da solução do solo a campo as amostras foram congeladas até o momento da leitura. Os dados mensais referentes à precipitação pluvial durante o período de avaliação da solução do solo no experimento são demonstrados na Figura 8.

Figura 8. Precipitação acumulada mensal (mm) registrada durante a condução do experimento (INMET-MAPA).



Fonte: Produção do próprio autor

As determinações do NO_2^- e NO_3^- presentes na solução do solo foram realizadas por espectroscopia de absorção em sistema de análise de fluxo de injeção contínuo (FIA) por colorimetria conforme metodologia descrita em Standard Methods for the examination of water and wastewater (2012). O procedimento para determinação de N-NO_3^- é baseado na redução do N-NO_3^- a N-NO_2^- através de uma coluna de Cd. Os íons NO_2^- formam com sulfanilamida, em meio ácido, um composto chamado diazônio. Este composto, reagindo com N-(1-naphthyl)ethylenodiaminadicloridrato forma outro composto de coloração vermelho/violeta. A intensidade da cor é diretamente proporcional à concentração de N-NO_3^- na amostra e foi medida ao comprimento de ondas de 555 nm. Ressalta-se que, na hipótese da presença de NO_2^- na amostra, estas também são quantificadas.

A determinação de NH_4^+ na solução, seguiu a metodologia descrita por Tedesco et al. (1995) para análises de água. Já o P e K na solução foram determinados conforme metodologias descritas em Standart Methods for the examination of water and wastewater (2012), sendo o P determinado pelo método do Ácido Ascórbico e o K pelo método Spectrofotométrico (KMnO_4).

6.2.4 Análise estatística

Os resultados foram submetidos à análise de variância pelo teste F, considerando delineamento de blocos ao acaso, com avaliação do efeito dos tratamentos e comparação de médias pelo teste t de Student ($P < 0,05$).

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.3.1 Nitrogênio na solução

O teor de NH_4^+ na solução do solo em todas as épocas de coleta ficou abaixo do limite inferior de detecção do método da determinação que é de $0,07 \text{ mg L}^{-1}$, não estando esta forma de N presente na discussão. A explicação para estes valores baixos esta relacionado à adsorção desse cátion aos colóides do solo, principalmente quando o solo encontra-se com fertilidade construída, apresentando desta forma cargas de adsorção que podem reter este ânion, tanto em argilominerais como na MOS, saindo portanto da fase líquida para a fase sólida. Resultados semelhantes foram encontrados por Oliveira (2001), em Latossolo Amarelo Distrófico com aplicação de lodo de esgoto.

Outra explicação dos baixos teores de N-NH_4^+ na solução do solo pode ser justificada pela rápida nitrificação em solos com predomínio de meio oxidante, como encontrado no local de estudo, o qual possibilita a rápida transformação do N-NH_4^+ , nativo do solo ou adicionado com fertilizantes, para N-NO_3^- (Hue, 1995; Diez et al., 2001; Payet et al., 2009; Zhang et al., 2011). Essa rápida transformação aumenta significativamente a concentração de NO_3^- na solução do solo, pois esta forma não é adsorvida pelos colóides do solo. Assim, o N mineral prevalece no solo na forma de N-NO_3^- que em virtude da sua baixa afinidade de adsorção nos colóides do solo, onde predominam cargas negativas, e associadas a sua alta solubilidade, pode apresentar grande mobilidade de percolação e lixiviação no perfil do solo.

O acúmulo de N-NO_3^- em solos adubados com dejetos suíno ocorre nos primeiros dias após a aplicação (Chantigny et al., 2004; Assmann et al., 2007; Adeli et al., 2008), onde doses de $40 \text{ e } 80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ apresentaram taxas de nitrificação que pode variar de $0,98 \text{ a } 1,53 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, após quatro dias da aplicação, e que todo o N amoniacal presente no dejetos pode ser nitrificado dentro de dez dias após a aplicação (Chantigny et al., 2001; Aita et al., 2006). Lembrando que a maior parte

do N nos dejetos suínos se apresenta na forma mineral de N-NH_4^+ , sendo em média 60% do N total (Mooleki et al., 2002; Schirmann et al., 2013).

As concentrações de N na forma de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ nas amostras de solução do solo, coletadas nas profundidades de 0,4 e 0,8 m, variaram conforme a época de amostragem e fertilizantes aplicados em superfície (Tabela 9 e APÊNDICE C). Estas variações podem ser atribuídas pelas variações do volume percolação da água da chuva, ação das raízes das plantas e ao manejo cultural na superfície do solo.

Tabela 9. Teor de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ na solução do solo em Latossolo Vermelho Distroférico submetido a doze anos com adubação anual com adubo mineral solúvel (AM), adubo mineral solúvel combinado ao dejetos suíno na dose de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (AM+DS) e dejetos suíno nas doses de 50 (DS 50) e 100 (DS 100) $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$, em duas profundidades e diferentes dias após a aplicação dos fertilizantes (DAAF). Média de quatro repetições.

Tratamento	DAAF (dias)					
	40	90	108	135	230	320
0,4 m						
AM	4,7 Bc	2,6 c	10,3 Bb	9,8 Bb	23,6 Ba	1,8 c
AM+DS	2,8 Bc	2,3 c	9,0 Bb	8,5 Bb	15,4 Ca	1,7 c
DS 50	3,3 Bb	1,8 bc	9,7 Ba	9,2 Ba	4,0 Db	0,6 c
DS 100	16,4 Ac	2,2 d	20,6 Ab	20,2 Ab	25,6 Aa	1,0 d
0,8 m						
AM	0,6 Bc	1,1 Bc	3,2 Bb	2,6 Bb	10,9 Aa	0,4 c
AM+DS	0,7 Bb	2,0 ABb	4,2 Ba	3,8 Ba	4,0 Ba	1,0 b
DS 50	0,6 Bb	0,9 Bb	4,0 Ba	3,6 Ba	5,1 Ba	0,5 b
DS 100	3,1 Ac	3,3 Ac	17,5 Aa	17,0 Aa	5,4 Bb	1,8 c

Fonte: Produção do próprio autor

Médias ligadas por letras distintas (minúsculas nas horizontais e maiúsculas na vertical) diferem pelo teste t Student ($p \leq 0,05$).

O tratamento DS100 apresentou maior teor de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ superiores aos demais tratamentos nas épocas de 40, 108, 135 e 230 DAAF na profundidade de 0,4 m (Tabela 9), sendo estes resultados justificados pelo aporte de N nesta dose ser de 350 kg ha^{-1} de N para o ano de 2011 e de 380 kg ha^{-1} no ano de 2012, contra a aplicação de 170 kg ha^{-1} de N na forma mineral de uréia. O maior teor de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ no tratamento DS 100 também se repetiu nas épocas de 40, 90, 108

e 135 DAAF na profundidade de 0,8 m, com exceção na época de 90 DAAF em que o tratamento DS+AM mostra-se semelhante ao DS100.

Outro tratamento que merece destaque quanto aos altos teores de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ na solução do solo na época de 230 DAAF em nas profundidades de 0,4 e 0,8 m foi o AM, sendo este superior aos demais embora apenas na profundidade de 0,8 cm (Tabela 9), ou seja, a aplicação desta fonte solúvel de N após imobilização e mineralização pelas raízes do milho permitiu maior efeito residual deste nutriente para a cultura subsequente (aveia preta) na maior profundidade, podendo este ser justificado em razão do parcelamento deste nutriente na cultura do milho quando comparado à aplicação anterior a semeadura para fertilizantes orgânicos.

No geral, os menores teores de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ na solução do solo nas diferentes épocas foram encontrados no tratamento DS50 nas duas profundidades avaliadas. Este tratamento segue a dose máxima permitida no Estado de Santa Catarina que é de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (FATMA, 2004). Trabalhos como os de Drinkwater et al. (1998) demonstram que as perdas de N podem ser reduzidas quando se utiliza fertilizante orgânicos e Basso et al. (2005) infere que a aplicação de doses adequadas de dejetos de suínos, até $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, não comprometem a qualidade ambiental quanto a não contaminação das águas subterrâneas em razão da movimentação vertical de N-NO_3^- no perfil do solo.

A diferença do teor de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ entre épocas de amostragem nos tratamentos pode ser justificada em virtude da presença de cultura em diferentes estádios fenológicos que compõem o sistema de produção (Tabela 8), sendo as épocas que apresentaram o maior teor na solução provavelmente ocorreram condições edafoclimáticas favoráveis à mineralização de N e ao processo de nitrificação. Assim, além da adição pelo fertilizante orgânico possibilitar a liberação de parte deste nutriente contido por um período mais longo em relação ao fertilizante solúvel, parte no N-NH_4^+ que se encontrava adsorvido aos colóides pode ter sido nitrificado pela ação intensa de bactérias nitrificadoras, passando para a solução do solo. Esta diferença de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ na solução do solo entre épocas de amostragem teve pouca interferência da quantidade de precipitação durante o período de experimento (Figura 7), onde se pode notar deficiência hídrica para o mês de novembro de 2012.

Segundo USEPA (2009) e Resolução CONAMA nº 420 de 2009, estabelece-se como valor de referência para o gerenciamento ambiental de NO_3^- em áreas que receberam resíduos orgânicos o valor

de 10 mg L^{-1} de NO_3^- para qualidade de águas subterrâneas. Pode-se observar que em algumas épocas os tratamentos com os fertilizantes DS100 e AM foram superiores ao valor correspondente ao limite de segurança estabelecido pela Legislação (Tabela 9).

Os menores teores observados aos 90 DAAF podem ser explicados pela maior absorção pelas plantas de milho neste período que apresenta grande demanda por N (Tabela 8) ou, devido às perdas por lixiviação ocorridas no período anterior à coleta, pela alta precipitação, visto que nessa época a maior parte do N-NH_4^+ aplicado já estava transformado a N-NO_3^- , o que ocorre no solo nos primeiros 15 dias após a aplicação dos fertilizantes. Logo após este período aos 108 e 135 DAAF ocorreu aumento nos teores de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ na solução do solo nas profundidades de 40 e 80 cm. Isso se explica pelo fato que a necessidade nutricional da cultura do milho nestes estádios fenológicos diminui progressivamente até a colheita aos 165 DAAF, e/ou pela mineralização dos compostos orgânicos nitrogenados acumulados no solo contribuindo para o aumento nos teores deste nutriente na solução. O N-NO_3^- não permanece por um longo período de tempo no solo, porém os compostos orgânicos acumulados podem disponibilizá-lo ao longo do tempo pela mineralização inicial à forma amoniacal e subsequente nitrificação.

Aos 230 DAAF e na profundidade de 40 cm em todos os tratamentos (Tabela 9) ocorrem os maiores teores de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ na solução do solo, o que pode ser explicado por neste período não havia nenhuma cultura em crescimento, mas apenas os resíduos de palhada de milho proveniente da colheita aos 165 DAAF. Considera-se que aos 65 dias após a colheita a mineralização desses resíduos ainda possibilitara a liberação que provavelmente foi imobilizado na fase inicial de sua decomposição, contribuindo para o aumento nos teores de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ na solução do solo.

A partir dos 230 DAAF em ambas as profundidades houve diminuição nos teores de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ na solução do solo até aos 320 DAAF, o que se justifica, principalmente, pela ausência de efeito residual dos fertilizantes nitrogenados, somado às perdas por lixiviação ocorridas ao longo do tempo e, ainda, à absorção de N pela cultura de aveia implantada aos 250 DAAF. Vale ressaltar, que os fertilizantes são aplicados uma vez ao ano e uma semana antes da implantação da cultura do milho prevalecendo o efeito residual na cultura da aveia.

6.3.2 Fósforo na solução

A legislação brasileira de posse da Resolução CONAMA nº 420 de 2009 não estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de P em áreas que receberam resíduos orgânicos no solo para a qualidade de águas subterrâneas. No Latossolo, cujo horizonte B apresenta estrutura granular, a drenagem interna é acentuada e a água é removida mais rapidamente, não sendo armazenada por muito tempo, mesmo nos solos mais argilosos. Perdas de P por práticas agrícolas têm sido identificadas como a maior causa da redução na qualidade das águas superficiais (Alexander et al., 2008; USEPA, 2009). A legislação brasileira de posse da resolução CONAMA nº 396 de 2008, estabelece como critério para o controle da eutrofização das águas superficiais que o teor de P total não pode exceder a $0,025 \text{ mg L}^{-1}$.

Estudos sobre aplicação de fertilizantes orgânicos não tem demonstrado expressivo incremento nas concentrações de P disponível na água percolada, geralmente em faixas que estão abaixo ou muito próximas de $0,2$ a $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ citada como ideal na água percolada para bom crescimento das plantas (Basso et al., 2005). Ceretta et al. (2005) trabalhando em Argissolo Vermelho Arênico distrófico no sistema plantio direto, demonstraram que as perdas de P por lixiviação e por escoamento superficial são pouco expressivas em relação às quantidades adicionadas e a nutrição das plantas, porém os maiores valores podem preocupar no que diz respeito a eutrofização nos mananciais de água.

As coletas de solução do solo foram realizadas após os períodos de maior precipitação, o que provavelmente ocasionou nesta situação, a percolação de água enriquecida em P das camadas mais superficiais do solo por canais específicos ou mesmo nas paredes do tubo do tensiômetro, aumentando com isso a concentração deste elemento próximo a cápsula porosa nas profundidades de $0,4$ e $0,8 \text{ m}$ onde ocorreu a sucção da solução do solo (Tabela 10). Apesar do grande uso deste sistema de tensiômetros com cápsula de cerâmica para a extração da solução existente no solo, poucos estudos têm considerado a precisão e a exatidão deste método e seus resultados obtidos em experimentos de condições não controladas a campo.

Tabela 10. Teor de P na solução de Latossolo Vermelho Distroférico submetido a doze anos com adubação anual com adubo mineral solúvel (AM), adubo mineral solúvel combinado ao dejetos suíno na dose de 25 m³ há⁻¹ (AM+DS) e dejetos suíno nas doses de 50 (DS 50) e 100 (DS 100) m³ há⁻¹, em duas profundidades e diferentes épocas após a aplicação dos fertilizantes (DAAF). Média de quatro repetições.

Tratamento	DAAF (dias)					
	40	90	108	135	230	320
0,4 m						
AM	2,21 ABbc	0,98 d	3,00 Ba	2,68 Bab	0,38 cd	0,67 d
AM+DS	1,75 Bb	0,51 c	3,12 Ba	2,78 Ba	0,53 c	0,38 c
DS 50	2,21 ABb	0,71 c	3,08 Ba	2,73 Bab	0,44 c	0,53 c
DS 100	2,54 Ab	0,59 c	3,84 Aa	3,71 Aa	0,59 c	0,43 c
0,8 m						
AM	4,46 Aa	0,69 b	2,50 Aba	2,20 Aba	0,50 b	0,54 b
AM+DS	3,79 BCa	0,19 c	2,30 ABb	2,00 Bb	0,50 c	0,16 c
DS 50	3,36 Ca	0,35 c	2,17 Bb	1,89 Bb	0,53 c	0,20 c
DS 100	3,99 ABa	0,20 c	2,80 Ab	2,50 Ab	0,66 c	0,16 c

Fonte: Produção do próprio autor

Médias ligadas por letras distintas (minúsculas nas horizontais e maiúsculas na vertical) diferem pelo teste t Student($p \leq 0,05$).

Neste mesmo experimento, Cassol et al. (2012) avaliando a disponibilidade de P em Latossolo Vermelho Distroférico, observou que após nove aplicações anuais sob plantio direto de fertilizante mineral solúvel e de dejetos suíno em doses crescentes até 200 m³ ha⁻¹, aumentou substancialmente a disponibilidade de P extraível no solo, sendo este aumento mais expressivo nas camadas mais superficiais, até 5 cm de profundidade, onde os teores médios de P extraível foram: 3,5, 5,5, 7 e 32 mg kg⁻¹ nos tratamentos AM, AM+DS, DS50 e DS100, respectivamente.

Na solução do solo o P se apresenta, principalmente, como íons ortofosfato H₂PO₄⁻ e HPO₄⁻², dependendo do pH da solução. A mobilidade do P no solo é muito pequena e as perdas pela movimentação vertical descendente em solos agricultáveis são consideradas insignificantes (Heathwaite, 2000), devido a sua alta afinidade com os colóides do solo. Entretanto, aplicações sucessivas e durante muito tempo no solo de fertilizantes orgânicos, pode causar o aumento da concentração de P na solução do solo e sua movimentação no perfil do solo em virtude da diminuição da capacidade de adsorção do solo pela saturação dos sítios de maior energia (Beauchemin et al.,

1996; Hesketh & Brookes, 2000), além da possibilidade de movimentação das formas orgânicas no perfil do solo (Mozaffari & Sims, 1994; Eghball et al., 1996). Ocorrendo um aumento nas formas de P mais facilmente disponíveis que são mais vulneráveis ao escoamento superficial e subsuperficial (Scherer et al., 2010). Aumentando assim, as formas de P com potencial de transferência para águas de superfície e subsuperfície (Sharpley et al., 1996; Sims et al., 1998).

As concentrações de P na solução do solo, coletadas nas profundidades de 0,4 e 0,8 m, variaram conforme a época de amostragem e fertilizantes aplicados em superfície (Tabela 10 e APÊNDICE D). Estas variações podem ser atribuídas pelas diferentes intensidades de percolação da água da chuva, ação das raízes das plantas e ao manejo cultural na superfície do solo. Entretanto, pode-se perceber que houve pouca variação nos teores entre os tratamentos em ambas as profundidades, porém, destaca-se o maior teor proporcionado pelo tratamento com o dejetos suíno na dose de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (DS100) nas épocas 108 e 135 DAAF.

Dessa forma, o tratamento DS100 apresentou teor de P superior aos demais tratamentos nas épocas de 108 e 135 DAAF, sendo que aos 40 DAAF foi semelhante aos tratamentos AM e DS+AM na profundidade de 0,4 m (Tabela 10). Esses resultados são justificados pelo aporte de P de 170 kg ha^{-1} no ano de 2011 e de 140 kg ha^{-1} no ano de 2012, contra 57 kg ha^{-1} do fertilizante mineral na forma de Super Fosfato Triplo (SFT). Estes resultados se repetem na profundidade de 0,8 m, sendo o DS100 semelhante ao AM nas épocas 40 e 135 DAAF e, nos 108 DAAF semelhante aos tratamentos AM e DS+AM.

Em trabalho realizado por Scherer et al. (2007), em Latossolo Vermelho distroférrico de dois locais, situados nos municípios de Guatambú e Chapecó, no oeste de Santa Catarina, com doses de 0, 40, $115 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos suíno, sem incorporação no sistema de plantio direto, demonstrou o aumento no teor de P nas camadas mais superficiais do solo e formação de gradiente no teor de fósforo extraível a partir da superfície do solo. Em Guatambu, o aumento ocorreu nas camadas de 0 a 5 e 5 a 10 cm do solo e sua magnitude foi influenciada pela dose aplicada. Porém, em Chapecó, as diferenças não foram significativas, e isto possivelmente ocorreu pelo fato de que o solo já apresentava altos teores do nutriente e porque a remoção pelo milho foi maior do que a quantidade do nutriente adicionada pelo dejetos.

Os menores teores de P que em geral foram observados aos 90 DAAF podem ser explicados em virtude da maior absorção pelas

plantas de milho neste período que apresenta alta demanda por P (Tabela 8). Também pode ter contribuído para isso as perdas ocorridas no período inicial pela alta precipitação. Entretanto, logo após este período aos 108 e 135 DAAF observou-se aumento nos teores de P na solução do solo em ambas as profundidades. Esse aumento pode ser em parte explicado pelo fato que a necessidade nutricional da cultura do milho nestes estádios fenológicos diminui progressivamente até a colheita aos 165 DAAF, e em parte pela mineralização dos compostos orgânicos fosfatados acumulados no solo contribuindo para um aumento nos teores deste nutriente na solução.

A partir dos 230 DAAF em ambas as profundidades de 0,4 e 0,8 m, observou-se diminuição nos teores de P na solução do solo até os 320 DAAF com os menores teores. Isto se explica em virtude do menor efeito residual dos fertilizantes ou devido às perdas ocorridas ao longo do tempo nos períodos iniciais e, também, pela absorção de P pelas culturas do milho e da aveia, sendo que essa foi implantada aos 250 DAAF. Vale ressaltar, que os fertilizantes para o P são aplicados uma vez ao ano numa única vez e uma semana antes da implantação da cultura do milho, prevalecendo o efeito residual para a cultura da aveia.

6.3.3 Potássio na solução

Os maiores teores de K na solução do solo após doze anos de aplicação de fertilizante minerais e orgânicos a base de dejetos suíno em geral foram observados no tratamento DS100, sendo superior aos demais nas épocas de 40, 108, 135 e 230 DAAF na profundidade de 0,4 m (Tabela 11). Esses mesmos resultados se repetem para este tratamento na profundidade de 0,8 m, com exceção da época de 108 DAAF onde não houve diferença entre os fertilizantes. Esses resultados evidenciam o maior potencial de perda de K neste tratamento, o que foi atribuído pela aplicação de altas doses de K no solo. Isso porque o aporte de K no tratamento DS100 que corresponde à dose de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ chegou a 180 kg ha^{-1} no ano de 2011 e a 190 kg ha^{-1} no ano de 2012, contra a aplicação de 66 kg ha^{-1} de K no tratamento AM, onde se aplicou a forma mineral de KCl.

Tabela 11. Teor de K em Latossolo Vermelho Distroférrico submetido doze anos com adubação anual de adubo mineral solúvel (AM), adubo mineral solúvel combinado ao dejetos suíno na dose de $25 \text{ m}^3 \text{ há}^{-1}$ (AM+DS) e dejetos suíno nas doses de 50 (DS 50) e 100 (DS 100) $\text{m}^3 \text{ há}^{-1}$, em duas profundidades e diferentes dias após a aplicação dos fertilizantes (DAAF). Média de quatro repetições.

Tratamento	DAAF (dias)					
	40	90	108	135	230	320
0,4 m						
AM	2,0 B	2,9	2,1 B	1,6 B	3,0 B	2,0
AM+DS 25	1,4 Bb	3,8 ab	2,3 Bab	1,8 Bb	5,1 Ba	3,1 ab
DS 50	3,5 B	2,1	2,4 B	1,9 B	3,0 B	1,2
DS 100	16,3 Aa	2,7 d	13,4 Ab	13,0 Ab	10,7 Ac	1,8 d
0,8 m						
AM	2,7 Abc	4,1 Ba	3,0 bc	2,6 Bbc	2,2 Cc	3,3 Bb
AM+DS 25	3,4 Aa	3,3 Ca	2,3 b	1,8Bb	3,2 Ba	2,5 Cab
DS 50	1,5 Bb	3,0 Ca	2,4 ab	1,9 Bb	2,3 Cab	2,2 Cab
DS 100	3,2 Ad	5,7 Aa	4,2 bc	3,8 Acd	4,7 Ab	4,9 Ab

Fonte: Produção do próprio autor

Médias ligadas por letras distintas (minúsculas nas horizontais e maiúsculas na vertical) diferem pelo teste t Student ($p \leq 0,05$).

As concentrações de K na solução do solo nas profundidades de 0,4 e 0,8 m apresentaram pequena variação entre as épocas de amostragem e tratamentos aplicados, sendo que quando detectadas diferenças os maiores valores em geral foram observados no tratamento DS100 (Tabela 11 e APÊNDICE E). As variações de concentração podem ser atribuídas as diferença de intensidade da percolação da água da chuva, da absorção das raízes das culturas e ao manejo de resíduos na superfície do solo. Com exceção do tratamento DS100 na profundidade de 0,4 m, onde os teores de K na solução foram semelhantes nos tratamentos e épocas avaliadas em ambas as profundidades, demonstrando a alta mobilidade deste nutriente no perfil do solo, caracterizando o seu alto potencial de lixiviação, notadamente quanto ao excedente em relação ao absorvido pelas plantas ou ao que foi adsorvido pelos colóides do solo.

A aplicação anual de $50 \text{ m}^3 \text{ há}^{-1}$ de dejetos suíno (DS50) que é a dose máxima permitida pela Legislação de Santa Catarina (FATMA, 2004), possibilitou teores de K na solução do solo em geral semelhantes aos tratamentos com fertilizante mineral (AM) e combinado (AM+DS),

embora tenha veiculado uma quantidade de K adicionada de 90 kg ha⁻¹ em 2011 e 95 kg ha⁻¹ em 2012, ligeiramente superiores aos 66 kg ha⁻¹ aplicados nos dois anos com aqueles dois tratamentos. Vale lembrar que o K é um nutriente que desempenha diversas funções nas plantas, sendo requerido em grandes quantidades absorvidas da solução do solo.

Neste mesmo experimento, Cassol et al. (2012) com nove aplicações anuais em superfície sob plantio direto de fertilizante mineral e dejetos suíno em doses crescentes até 200 m³ ha⁻¹ encontrou incremento de K trocável em doses anuais superiores a 50 m³ ha⁻¹, sendo o incremento verificado em camadas mais profundas do que o observado como o fósforo, chegando até a profundidade de 40 cm. Isso evidencia que houve movimentação de K no perfil do solo, promovendo a transferência deste elemento das camadas superficiais para as camadas mais profundas do solo, bem como, a ocorrência de possíveis perdas por lixiviação. Sendo neste experimento os teores médios de K trocável na camada de 0 a 10 cm com maiores diferenças detectadas de: 369, 495, 552 e 722 mg kg⁻¹ de K nos tratamentos AM, AM+DS, DS50 e DS100, respectivamente (Cassol et al., 2012).

O K na água não traz grandes problemas, pois este já está presente em quantidades consideráveis, diferentemente de N e P, que estão presentes em pequenas quantidades e quando sua concentração aumenta na água traz problemas quanto à eutrofização. A legislação brasileira de posse da Resolução CONAMA nº 420 de 2009 não estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de K em áreas que receberam resíduos orgânicos no solo, para qualidade de águas subterrâneas. Na solução do solo a concentração de K é normalmente inferior a 20 mg L⁻¹, mesmo em solos bem fertilizados, sendo a reposição da fase sólida, principalmente, pelo K na forma trocável.

Vale lembrar que o K não faz parte da estrutura da matéria orgânica, não integrando nenhum composto orgânico, mas pode se encontrar adsorvido na superfície negativa dos colóides do solo, minerais e orgânicos. Assim, a decomposição da matéria orgânica, principalmente, a mais estável do solo não contribui significativamente no suprimento de K às plantas. O K no dejetos suíno está presente todo na forma mineral solúvel, sendo na aplicação deste resíduo no solo todo ele disponível, ficando suscetível a dissolução e transporte nas águas pelo movimento vertical descendente e horizontal no solo.

No solo o K não é adsorvido por complexos de esfera interna na superfície dos colóides, em virtude da sua configuração eletrônica, formando somente ligações iônicas de baixa energia com a superfície,

através de ligação do tipo eletrostática, o que resulta em menores valores acumulados em relação ao P, principalmente, em solos altamente intemperizados com o predomínio de minerais do tipo 1:1. Assim, observa-se rápida reposição do K retirado da fase líquida pela fase sólida do solo, tendendo parte do K a ficar na fase líquida na solução do solo, estando sujeito aos processos de perdas por lixiviação se não absorvidos pelas plantas.

6.4 CONCLUSÕES

Tanto o fertilizante mineral solúvel, quanto o orgânico dejetos suíno após doze anos de aplicações anuais em Latossolo Vermelho Distroférrico elevam os teores de nutrientes na solução, principalmente, de nitrogênio na forma de $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ aumentando o risco de contaminação dos mananciais e do desenvolvimento do processo de eutrofização das águas, diminuindo sua qualidade.

Os teores de nitrogênio, fósforo e potássio na solução do solo variam entre as diferentes épocas dos ciclos de cultivos de milho e aveia, afetados pela precipitação pluviométrica, pela cultura e seus estádios fenológicos de desenvolvimento e, ao tipo de manejo dos resíduos culturais na superfície do solo.

Aplicações anuais tanto de fertilizantes minerais solúveis, quanto orgânicos como o dejetos suíno, em doses recomendadas para alta produtividade de milho incorrem em risco de contaminação das águas subterrâneas, pelo enriquecimento em nitrato e fosfato que migram no perfil do solo, atingindo profundidades de 0,8 m, alertando para a necessidade de se ajustar o fornecimento desses nutrientes à demanda da cultura e à capacidade de suporte de cada tipo de solo.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos neste estudo indicam que a adubação anual com fertilizantes minerais solúveis ou com o dejetos suíno em doses crescentes até $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ por dez anos, aumentam os teores de NT no solo até a profundidade de 10 cm. Assim, influencia na dinâmica do N acumulado no solo em formas lábeis e não lábeis. Em geral os maiores teores de NT e das diversas frações de N orgânico são resultantes da aplicação de dejetos suíno em doses superiores a $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, com exceção da fração de N-não identificado que apresenta os maiores teores com a aplicação de fertilizante mineral solúvel.

Entre as frações do N orgânico do solo avaliadas, observou-se que a maior parte do N acumulado no solo se encontra em formas mais recalcitrantes associado às moléculas húmicas de maior estabilidade do solo, representadas pelas frações N- α -amino e N-não identificado. Essas frações somadas representam em média 60% ou mais do N no solo. Entretanto, mesmo apresentando baixa taxa de mineralização essas frações podem contribuir para o fornecimento de N ao sistema de cultivo pelo fato de estarem presentes em maior proporção no solo em relação às formas mais lábeis.

Entre as formas lábeis de N no solo, a fração hidrolisada N- NH_4^+ é a que apresenta os maiores valores, diminuindo na seguinte sequência: N-amida e N-hexosamina. Os menores teores e proporção das formas de N lábeis, principalmente, na forma de N-amida e N-hexosamina, podem estar relacionados à maior taxa de sua mineralização, onde seus componentes desaparecem em velocidades maiores que as demais frações, devido a possuírem menor caráter de recalcitrância e resistência ao ataque microbiano no solo. Nos períodos iniciais logo após a aplicação dos fertilizantes é provável que ocorra a mineralização destas frações mais lábeis no solo, sendo estas formas de N orgânico um indicador de disponibilidade de N às plantas num curto prazo de tempo, principalmente, o N na forma N-amida.

Em geral, as frações de N orgânico avaliadas no solo aumentaram em função da aplicação de doses crescentes de dejetos suíno e se relacionaram positivamente com os teores de N absorvido pelas plantas, com exceção do N orgânico na forma de N-hexosamina. Os teores de N nas folhas de milho e aveia se relacionaram de forma crescente com os teores de N- NH_4^+ , N-amida e N- α -amino no solo, enquanto que, para a fração de N-não identificado a relação foi decrescente.

Os teores de N, P e K na solução do solo após doze anos de aplicação anual de fertilizante mineral solúvel e dejetos suíno, evidenciaram variação significativa durante o ano. Possivelmente contribuem para essa variação a precipitação pluviométrica e outros fatores como a espécie cultural e seus estádios fenológicos, o tipo de manejo dos resíduos culturais na superfície do solo.

Em geral, os maiores teores de N, P e K na solução do solo foram observados na dose $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos suíno, principalmente, enquanto os teores de observados na dose de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ que é valor máximo permitido para aplicação anual em Santa Catarina situaram-se em faixa semelhante à adubação convencional com fertilizante solúvel.

Após doze anos de aplicação de fertilizantes minerais e orgânicos a base de dejetos suínos, observa-se que os teores de N na forma de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ na solução da camada subsuperficial do solo podem ser superiores ao limite admitido para águas subsuperficiais de boa qualidade tanto na adubação com fertilizantes solúveis, quanto com dejetos suíno na dose $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Isso também se observa em relação ao P em todas as épocas avaliadas, sendo que ambos os fertilizantes testados resultaram em teores na solução do solo acima do limite crítico.

Além do prejuízo devido à perda de nutrientes, o risco que representam de contaminação das águas subterrâneas, evidenciado pelas altas concentrações de N e P nas profundidades avaliadas de 0,4 e 0,8 m, alerta para a necessidade de se ajustar o fornecimento desses nutrientes, tanto pelos fertilizantes minerais solúveis, quanto por fontes orgânicas como o dejetos suíno.

Os resultados desse trabalho indicam a necessidade de novas pesquisas de avaliação da fertilização, principalmente, com relação aos fertilizantes orgânicos, direcionadas no sentido de ajustar o fornecimento de nutrientes à demanda e à marcha de absorção pelas plantas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADELI, A.; BOLSTER, C. H.; ROWE, D. E.; MCLAUGHLIN, M. R.; BRINK, G. E. **Effect of long-term swine effluent application on selected soil properties**. Soil Science., v.173, p.223- 235, 2008.

AERTS, R.; CHAPIN, F. S. **The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns**. Advances in Ecological Research., v.30, p.1–67, 2000.

AITA, C.; PORT, O.; GIACOMINI, S. J. **Dinâmica do nitrogênio no solo e produção de fitomassa por plantas de cobertura no outono/inverno com o uso de dejetos de suínos**. Revista Brasileira de Ciência de Solo, v.30, p.901-910, 2006.

ALEXANDER, M. **Introduction to soil microbiology**. 2 ed. New York: Jonh Willey & Sons, 467p., 1977.

ALEXANDER, R.B.; SMITH, R.; SCHWARZ, G.; BOYER, E.; NOLAN, J. & BRAKEBILL, J. **Differences in phosphorous and nitrogen delivery to the Gulf of Mexico from the Mississippi River Basin**. Environmental Science Technology, v.42, p.822–830, 2008.

ALMEIDA, J. A.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. **Cor de solo, formas do fósforo e adsorção de fosfato em Latossolos desenvolvidos de Basalto do extremo-sul do Brasil**. Revista Brasileira Ciência do Solo, v.27, p.985-1002, 2003.

AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; SPAGNOLLO, E.; de CAMPOS, B. C.; da VEIGA, M. **Potential of carbon accumulation in no till soils with intensive use and cover crops in southern Brazil**. Journal Environmental. Quality, v.35, p.1599–1607, 2006.

Assessoria de Gestão Estratégica - AGE/ **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA**, Projeção do agronegócio 2009/2010 a 2019/2020. disponível em < <http://www.agricultura.gov.br/>> acesso em 10 de novembro de 2012.

ASSMANN, T. S.; ASSMANN, J. M.; CASSOL, L. C.; DIEHL, R. C.; MANTELI, C.; MAGIERO, E. C. **Desempenho da mistura forrageira de aveia-preta mais azevém e atributos químicos do solo em função da aplicação de esterco líquido de suínos.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.31, p.1515-1523, 2007.

ATLAS, R. M.; BARTHA, R. **Microbial ecology–fundamental sand applications.** New York: Addison Wesley Longman Inc., 694p, 1998.

BABUJIA, L. C.; HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; BROOKES, P. C. **Microbial biomass and activity at various soil depths in a Brazilian oxisol after two decades of no-tillage and conventional tillage.** Soil Biology & Biochemistry, v.42, p.2174–2181, 2010.

BAKER, J. L.; LAFLEN, J. M. **Water quality consequences of conservation tillage.** Journal of Soil and Water Conservation, v.38, p.186–193, 1983.

BARTH, G. **Inibidores de urease e de nitrificação na eficiência de uso de adubos nitrogenados.** 79p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo - Escola Superior Alberto Luiz de Queiróz, São Paulo, SP, 2009.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTTO, N. & GIROTTTO, E. **Dejeto líquido de suínos: II - perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto.** Ciência Rural, v.35, p.1305-1312, 2005.

BAYER, C.; SPAGNOLLO, E.; WILDNER, L. do P.; ERNANI, P. R.; ALBURQUEQUE, J. A. **Incremento de carbono e nitrogênio num Latossolo pelo uso de plantas estivais para cobertura do solo.** Ciência Rural, Santa Maria, v. 33, n. 3, 2003.

BAYER, C.; NETO, L. M.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. **Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.39, n.7, p.677-683, 2004.

BEAUCHEMIN, S. et al. **Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses**. Journal Environmental Quality, Madison, v.25, p.1317-1325, 1996.

BENITES, V. M.; CORREA, J. C.; MENEZES, J. F. S.; POLIDORO, J. C.; CAMPOS, D. V. B. **Production of granulated organomineral fertilizer from pig slurry and poultry litter in Brazil**. Congress, Anais, 15th World Fertilizer Congress of the International Scientific Centre For Fertilizers (Ciec), 2010.

BERTO, J. L. **Balanco de nutrientes em uma sub-bacia com concentração de suínos e aves como instrumento de gestão ambiental**. 199f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; RHEINHEIMER, D. S. **Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos**. Revista Brasileira de Ciência de Solo, v.32, p.2525-2532, 2008.

BREMNER, J., M.; Organic nitrogen in soils. In: **Method of Soil Analysis**, ed. by C.A. Black et al., ed. Soil nitrogen. Madison, American Society of Agronomy, part 2, p. 1238-1255, 1965.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F. et al. (eds) **Fertilidade do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Cap VII, P. 375-470, 2007.

CANTARELLA, H.; DUARTE, A. P. **Manejo da fertilidade do solo para a cultura do milho**. In: GALVÃO, J. C. C.; MIRANDA, G. V. Tecnologia de Produção do Milho, p.139-182, 2004.

CAMARGO, F., A., O. **Fracionamento e dinâmica do nitrogênio orgânico em solos do Rio Grande do Sul**. 166p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 1996.

CAMARGO, F. A. O.; GIANELLO, C.; VIDOR, C. **Tempo de hidrólise e concentração de ácido para fracionamento do nitrogênio orgânico do solo.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.32, n.2, p.221-227, 1997.

CAMARGO, F. A. O.; GIANELLO, C.; VIDOR, C. **Nitrogen fractions in the microbial biomass in soils of southern Brazil.** Revista Brasileira de Ciência, Viçosa, v. 23, p.181-185, 1999.

CAMARGO, F., A., O.; SILVA, L., S.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M., J. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais.** 2^aEd. Porto Alegre, RS, p.87-99, 2008.

CAMARGO, F., A., O.; GIANELLO, C.; RHEINHEIMER, S.; KAMINSKI, J. BISSANI, C., A. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais.** 2^aed. Porto Alegre, RS, p.243-261, 2008.

CAMBUI, C. A.; SVENNERSTAM, H.; GRUFFMAN, L.; NORDIN, A.; GANETEG, U.; NASHOLM, T. **Patterns of plant biomass partitioning depend on nitrogen source.** Plant Soil, v.6, p.192-211, 2011.

CARPENEDO, V.; MIELNICZUK, J. **Estado de agregação e qualidade dos agregados de latossolos roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.14, p.99-105, 1990.

CASARIN, V.; STIPP, S. R. **Manejo 4C- Quatro medidas corretas que levam ao uso eficiente dos fertilizantes.** Informações Agronômicas. Piracicaba: IPNI, n.142, p.14-20, 2013.

CASSOL, P. C. **Eficiência fertilizante de estrumes de bovinos de leite e frangos de corte como fonte de fósforo às plantas.** Porto Alegre, 1999. 162 p. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de pós graduação em Ciência do Solo.

CASSOL, P. C.; GIANELLO, C.; COSTA, V. E. U. **Frações de fósforo em estrumes e sua eficiência como adubo fosfatado**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.25, p.635-644, 2001.

CASSOL, P. C.; SILVA, D. C. P. da; ERNANI, P. R.; KLAUBERG FILHO, O.; LUCRÉCIO, W. **Atributos químicos em Latossolo Vermelho fertilizado com dejetos suíno e adubo solúvel**. Revista de Ciências Agroveterinárias, Lages, v. 10, n. 2, p. 103-112, 2011.

CASSOL, P. C.; COSTA, A. C.; CIPRANDI, O.; PANDOLFO, C. M.; ERNANI, P. R. **Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos suíno**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 36, p. 1911-1923, 2012.

CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; HERBES, M.H.; NARACELIS POLETTO, N.; SILVEIRA, M.J. da. **Produção e decomposição de fitomassa de plantas invernais de cobertura de solo e milho, sob diferentes manejos da adubação nitrogenada**. Ciência Rural .v. 32, n. 1. 2002.

CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. **Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.38, p.729-735, 2003.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. **Dejetos líquidos de suínos: I – perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto**. Ciência Rural, Santa Maria, v.35, p.296-304, 2005.

CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; LOURENZI, C. R.; TRENTIN, G.; VIEIRA, R. C. B.; BRUNETTO, G. **Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry**. Agriculture, Ecosystems and Environment, v.139, p.689-699, 2010.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A. **Shortterm C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw:**

A field experiment. Canadian Journal of Soil Science, v.81, p.131-137, 2001.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; MASSE, D.; COTE, D. **Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry.** Soil Science Society American. J., v.68, p.306-312, 2004.

CHEVERRY, C.; MENETRIER, Y.; BORLOY, J. **Distribuição do chorume de suínos e fertilização.** Tradução: Oswaldo E. Aranha. Curitiba: ACARPA, 43p., 1986.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina.** 10 ed. Porto Alegre: SBSC/NRS, 400 p., 2004.

CONAMA. Resolução nº 396, de 6 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Ministério do Meio Ambiente.** Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, n. 66, 7 abr. Seção 1, p. 94-68, 2008.

CONAMA. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Ministério do Meio Ambiente.** Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, n. 249, 7 dez. Seção 1, p. 81-84, 2009.

CORRELL, D. L. **The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review.** Journal Environmental Quality, v.27, p.261-266, 1998.

D'ANDRÉA, A.F.; SILVA, M.L.N.; CURI, N. & GUILHERME, L.R.G. **Estoques de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.39, p.179-186, 2004.

DAVEREDE, I. C.; KRAVCHENKO, A. N.; HOEFT, R. G.; NAFZIGER, E. D.; BULLOCK, D. G.; WARREN, J. J.; GONZINI, L. **C. Phosphorus runoff: effect of tillage and soil phosphorus levels.**

Journal Environmental Quality, v.32, p.1436–1444, 2003.

DENEF, K.; ZOTARELLIA, L.; BODDEYD, R. M.; SIXA, J. **Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two Oxisols Soil.** Biology and Biochemistry, v. 39, p. 1165–1172. 2007.

DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P. & KÖGEL-KNABNER, I. **Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilization in a Southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years.** Soil Tillage Research, v. 81, p. 87-95, 2005.

DIEZ, J. A.; TORRE, A. I.; CARTAGENA, M. C.; CARBALLO, M.; VALLEJO, A.; MUÑOZ, M. J. **Evaluation of the application of pig slurry to an experimental crop using agronomic and ecotoxicological approaches.** Journal Environmental Quality, v.30, p.2165–2172, 2001.

DRINKWATER, L.; WAGONER, P.; SARRANTONIO, M. **Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses.** Nature, v.396, p.262-265, 1998.

EDWARDS, A.P. & BREMNER, J.M. **Microaggregates in soils.** Journal Soil Science, v.18, p. 64-73, 1967.

EGHBALL, L.B. et al. **Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application.** Journal Environmental Quality, Madison, v.25, p.1339-1343, 1996.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos.** Sistema brasileiro de classificação de solos. 2.ed. Rio de Janeiro, 2006. 306p.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA – CENTRO DE INFORMAÇÕES DE RECURSOS AMBIENTAIS E DE HIDROMETEREOLOGIA – EPAGRI/CIRAM. **Monitoramento dos fenômenos climáticos e seus impactos: climatologia de chuvas.** Florianópolis, 2013. Disponível em: <http://ciram.epagri.sc.gov.br/portal/website/index.jsp?url=monitoramento/climatChuvas.jsp>. Acesso em 15 de maio de 2013.

EPSTEIN, E. & BLOOM, A. J. **Mineral nutrition of plants: principles and perspective.** 2 ed. Sunderland, Sinauer Associates, 400p, 2005.

ERNANI, P. R. **Química do solo e disponibilidade de nutrientes.** Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC, 230p., 2008.

FRANZLUEBBERS, A., J.; SCHOMBERG, H., H.; ENDALE, D., M. **Surface - soil responses to plowing of long - term no - tillage cropland in the Southern Piedmont USA.** Soil and Tillage Research. v.96, p.303-315, 2007.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA - FATMA. **Instrução normativa para licenciamento ambiental.** FATMA: Instrução normativa nº 11, de 13/12/2004. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br>>. Acesso em: 10 de janeiro. de 2013.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER-RS – FEPAM. **Critérios técnicos para o licenciamento ambiental de novos empreendimentos destinados à suinocultura.** FEPAM: Norma técnica, de 06/04/2004. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br>>. Acesso em: 15 jan. de 2012.

GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. S.; CERETTA, C. A.; BASSO, C. J. **Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos de suíno em pastagem natural.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.32, p.1753-1761, 2008.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. **Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 32, p. 195-205, 2008.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S.; SANTOS, G. F.; **Imobilização do Nitrogênio Amoniacal de Dejetos Líquidos de Suínos em Plantio Direto e Preparo Reduzido do Solo.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.33, p.41-50, 2009.

GOH, K. M.; EDMEADES, D. C. **Distribution and partial characterisation of acid hydrolysable organic ni-trogen in six New Zealand soils.** Soil Biology and Biochemistry, v.11, p.127-132, 1979.

GOLCHIN, A.; BALDOCK, J.A. & OADES, J.M. **A modeling king organic matter decomposition, chemistry and aggregate dynamics.** In: LAL, R.; KIMBLE, J.; FOLLETT, R.F. & STEWART, B.A., eds. Soil processes and the carbon cycle. Boca Raton, CRC Press, p.245-266, 1998.

GONZÁLEZ-PRIETO, S. J.; CARBALLAS, T. **Composition of organic N in temperate humid region soils (NW Spain).** Soil Biology and Biochemistry, v.23, p.887-895, 1981.

GONZÁLEZ-PRIETO, S. J.; JOCTEUR-MONROZIER, L. ; HÉTIER, J. M.; CARBALLAS, T. **Changes in the soil organic N fractions of a tropical Alfisol fertilized with ^{15}N -urea and cropped to maize or pasture.** Plant and Soil, v.195, p.151-160, 1997.

HAO, X., CHANG, C., TRAVIS, G.R., ZHANG, F. **Soil carbon and nitrogen response to 25 annual cattle manure applications.** Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. v.166, p.239-245, 2003.

HEATHWAITE, A.L.; GRIFFITHS, P. & PARKINSON, R.J. **Nitrogen and phosphorus in runoff from grassland with buffer strips following application of fertilizers and manures.** Soil Use Management, v.14, p.142-148, 1998.

HEATHWAITE, L. **A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales.** Journal Environmental Quality, Madison, v.29, p.158-166, 2000.

HEBERT, J. Nitrogen. In: BONNEAU, M., SOUCHER, B. **Constituents and properties of soil**. New York: Academic Press, p.435-442, 1982.

HESKETH, N. & BROOKES, P.C. **Development of indicator risk of phosphorus leaching**. Journal Environmental Quality, Madison, v.29, p.105-110, 2000.

HILL, P. W.; QUILLIAM, R. S.; DELUCA, T. H.; FARRAR, J.; FARRELL, M.; ROBERTS, P.; NEWSHAM, K. K.; HOPKINS, D. W.; BARDGETT, R. D.; JONES, D. L. **Acquisition and assimilation of nitrogen as peptide-bound and D-enantiomers of amino acids by wheat**. PLoS One, v.6, p.192-220, 2011.

HODGE, A.; FITTER, A. H. **Substantial nitrogen acquisition by arbuscularmycorrhizal fungi from organic material has implications for N cycling**. Proceedings of the National Academy of Sciences. USA, v.107, p.13754–13759, 2010.

HOODA, P.S.; TRUESDALE, V.W.; EDWARDS, A.C.; WITHERS, P.J.A.; AITKEN, M.N.; MILLER, A. & RENDELL, A.R. **Manuring and fertilization effects on phosphorus accumulation in soils and potential environmental implications**. Advances in Environmental Research, v.5, p.13-21, 2001.

HOUNTIN, J. A.; KARAM, A.; COUILLARD, D.; CESCAS, M. P. **Use of a fractionation procedure to assess the potential for phosphorus movement in a soil profile after 14 years of liquid pig manure fertilization**. Agriculture, Ecosystems & Environmental, v.78, p.77-84, 2000.

HUE, N.V. **Sewage sludge** In: RECHCIGL, J.E. (Ed.) Soil amendments and environmental quality. Boca Raton: Lewis Publishers, p.199-247, 1995.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Disponível no site. <http://www.ibge.gov.br>, acesso em 20 de janeiro de 2010.

IVARSON, K. C.; SCHNITZER, M. **The biodegradability of the "unknown" soil-nitrogen**. Canadian Journal of Soil Science, Ottawa, v.56, n.1, p.59-67, 1979.

JACQUIN, F.; CHELOUFI, H. ; VONG, P. C. **Immobilization and mineralization kinetics of a nitrogen fertilizer in calcareous clayey soil (rendzina)**. The Science Total Environment, v.117, p.271-278, 1992.

JOSHI, J. R.; MONCRIEF, J. F.; SWAN, J. B.; BURFORD, P. M. **Long-term conservation tillage and liquid dairy manure effects on corn**. I. Nitrogen availability. Soil Tillage Research., v.31, p.211-224, 1994.

KÄTTERER T.; BOLINDER, M.A.; ANDRÉN, O.; KIRCHMANN, H.; MENICHETTI, L. **Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment**. Agriculture Ecosystems and Environment, v.141 p. 184–192. 2011.

KELLEY, K. R. STEVENSON, F. J. **Effects of carbon source on immobilization and chemical distribution of fertilizer N in soil**. Soil Science Society of America Journal, v.51, p.946-951, 1987.

KELLEY, K. R.; STEVENSON, F. J. **Forms and nature of organic N in soil**. Fertilizer Research, v.42, p.1-11, 1995.

KEENEY, D.R. and BREMNER, J.M. **Effect of cultivation on the nitrogen distribution in soils**. Soil Science Society of American Journal. v.28, p.653-656, 1964.

KIEHL, J. E. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.

KIRCHMANN, H. **Animal and municipal organic wastes and water quality**. In: LAL, R. & STEWART, A.B. Soil processes and water quality. Madison, American Society of Agronomy, p.163-232, 1994.

KIRCHMANN, H., HABERHAUER, G., KANDELER, E., SESSITSCH, A., GERZABEK, M.H. **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. v.18, GB4011, 2004.

KOHLI, A.; NARCISO, J. O.; MIROB, B.; RAORANE, M. **Root proteases: reinforced links between nitrogen uptake and mobilization and drought tolerance.** Physical Plant., v.45, p.165–179, 2012.

KOMAROVA, N.,Y.; THOR, K.; GUBLER, A.; MEIER, S.; DIETRICH, D.; WEICHERT, A.; SUTER GROTEMEYER, M.; TEGEDER, M.; RENTSCH, D. **AtPTR1 and AtPTR5 transport dipeptides in planta.** Plant Physiology. v.148, p.856–869, 2008.

KUNZ, A.; NOGUEIRA, A. R. de A.; BIZZO, H.; SIMEONE, M. L. F.; **Estratégia para implementação de um programa de Gerenciamento de Resíduos Químicos de Laboratório na Embrapa.** 35 p. (Embrapa Suínos e Aves, Série Documentos, 90), 2004.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. **Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil.** Caderno de Ciência e Tecnologia, v. 22, n. 3, p. 652-665, 2005.

LADD, J. N.; JACKSON, R. B. **Biochemistry of ammonification.** In: STEVENSON, F. J. Nitrogen in agricultural soils. Madison: ASA/SSSA, p. 173-228, 1982.

LARA CABEZAS, W. A. R.; TRIVELIN, P. C. O.; KONDÖRFER, G. H.; PEREIRA, S. **Balanço da adubação nitrogenada sólida e fluida de cobertura na cultura do milho em sistema plantio direto no triângulo mineiro (MG).** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.24, p.363-376, 2000.

LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; SILVA, L. S.; GIROTTTO, E.; LORENSINI, F.; TIECHER, T. L.; CONTI, L.; TRENTIN, G.; BRUNETTO, G. **Nutrients in soil layers under no-tillage after**

successive pig slurry applications. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.37, p.157-167, 2013.

LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, C. **Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 28, p. 175-187, 2004.

MAFRA, M., S., H. **Estoque e fracionamento físico do carbono orgânico em Latossolo sob plantio direto com aplicação de dejetos suíno.** 88p. Tese (Doutorado em Manejo do Solo) – Programa de Pós-graduação em Manejo do Solo, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC, 2013.

Mallory, E.B., Griffin, T.S. **Impacts of soil amendment history on nitrogen availability from manure and fertilizer.** Soil Science Society of America Journal. v.71, p.964-973. 2007.

MCDOWELL, R.; SHARPLEY, A.; FOLMAR, G. **Phosphorus export from an agricultural watershed: Linking source and transport mechanisms.** Journal Environmental. Qual., v.30, p.1587- 1595, 2001.

MILLER, R.M. & JASTROW, J., D. **The role of mycorrhizal fungi in soil conservation.** In: BETHLENFALVAY, G.J. & LINDERMAN, R.G., eds. Mycorrhizae in sustainable agriculture. Madison, American Society of Agronomy. p.29-44, 1992.

MOOLEKI, S. P.; SCHOENAU, J. J.; HULTGREEN, G.; WEN, G.; CHARLES, J. L. **Effect of rate, frequency and method of liquid swine manure application on soil nitrogen availability, crop performance and N use efficiency in east-central Saskatchewan.** Canadian Journal Soil Science, v.82, p.457-467, 2002.

MOZAFFARI, M. & SIMS, T.S. **Phosphorus availability and sorption in an Atlantic coastal plain watershed dominated by animal based agriculture.** Soil Sci, Baltimore, v.157, p.97-107, 1994.

MÜLLER, C.; LAUGHLIN, R. J.; CHRISTIE, P.; WATSON, C. J. **Effects of repeated fertilizer and slurry applications over 38 years**

on N dynamics in a temperate grassland soil. Soil Biology & Biochemistry. v.43, p.1362–1371, 2011.

NÄSHOLM, T.; KIELLAND, K.; GANETEG, U. **Uptake of organic nitrogen by plants.** New Phytol, v.182, p.31–48, 2009.

NICOLOSO, R.S. **Dinâmica da matéria orgânica do solo em áreas de integração lavoura-pecuária sob sistema de plantio direto.** 2005. 150p. Dissertação(Mestrado em Agronomia) - Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria. 150p., 2005.

NGUYEN, T. A.; SHINDO, H. **Effects of different levels of compost application on amounts and distribution of organic nitrogen forms in soil particle size fractions subjected mainly to double cropping.** Agricultural Sciences, v. 2, n.3, p.213-219, 2011.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; MORAES, S. O. **Lixiviação de Nitrato em um Latossolo Amarelo Distrófico Tratado com Lodo de Esgoto e Cultivado com Cana-de-Açúcar.** Scientia Agricola, v.58, n.1, p.171-180, 2001.

OLIVEIRA, P. A. **Produção e manejo de dejetos de suínos.** Concórdia, Embrapa Suínos e Aves, 2001. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/pnma/pdf_doc/8-PauloArmando_Producao.pdf> acesso em 27/09/2012.

OLIVEIRA, P. A.; HIGARASHI, M. M.; NUNES, M. L. **Emissão de gases, na suinocultura, que provocam efeito estufa, Sustentabilidade ambiental da suinocultura.** Embrapa Suínos e Aves, Concórdia (SC), 2003. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_t763q2u.pdf. Acessado em: 13 de junho de 2012.

OLSON, R. V.; SWALLOW, C. W. **Fate of labelled nitrogen fertilizer applied to winter wheat for five years.** Soil Science Society of America Journal, v.48, p.583-586, 1984.

PARK, K.-H.; JEON, J. H.; KWAG, J. H.; CHOI, D. Y. **Low greenhouse gas emissions during composting of solid swine manure.** *Animal Feed Science and Technology*, v.166, p. 550-556, 2011.

PARSONS, J. W. **Chemistry and distribution of amino sugars in soils and soil organisms.** Marcel Dekker Inc., New York. In *Soil Biochemistry*, v. 5. Eds. E A Paul and J N Ladd., p.197–227, 1981.

PASSOS, R.R.; RUIZ, H.A.; MENDONÇA, E. de S.; CANTARUTTI, R.B.; SOUZA, A.P. de. **Substâncias húmicas, atividade microbiana e carbono orgânico lábil em agregados de um Latossolo Vermelho distrófico sob duas coberturas vegetais.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, p.1119-1129, 2007.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry.** 2 ed. New York: Academic Press, 340p, 1996.

PAUNGFOO-LONHIENNE, C.; VISSER, J.; LONHIENNE, T. G. A.; SCHMIDT, S. **Past, present and future of organic nutrients.** *Plant Soil*, v.359, p.1-18, 2012.

PAYET, N.; FINDELING, A.; CHOPART, J. L.; FEDER, F.; NICOLINI, E.; MACARY, H. S.; VAUCLIN, M. **Modeling the fate of nitrogen following pig slurry application on a tropical cropped acid soil on the Island of Réunion (France).** *Agriculture Ecosystems Environmental*, v.134, p.218–233, 2009.

PLAZA, C.; MURIAS, D. C.; FERNÁNDEZ, J. M.; POLO, A.; SIMPSON, A. J. **Physical, chemical, and biochemical mechanisms of soil organic matter stabilization under conservation tillage systems: A central role for microbes and microbial by-products in C sequestration.** *Soil Biology & Biochemistry*. v.57, p. 124-134, 2013.

PREEDY, N.; MCTIERNAN, K.; MATTHEWS, R.; HEATHWAITE, L.; HAYGARTH, P. **Rapid incidental phosphorus transfers from grassland.** *Journal Environmental Quality*, v.30, p.2105–2112, 2001.

PULLEMAN, M.M., MARINISSEN, J.C.Y. **Physical protection of mineralizable C in aggregates from long-term pasture and arable**

soil. Geoderma. v. 120, p.273-282, 2004. Biogeochemistry: an Analysis of Global Change, second ed. Academic Press, San Diego, CA, 588 pp.

REICHARDT, K.; LIBARDI, P. L.; MEIRELLES, N. M. F.; FERREYRA, F. F. H.; ZAGATTO, E.A.G.; MATSUI, E. **Extração e análise de nitratos em solução de solo.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.1, p.130-132, 1977.

RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. **Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater.** American Public Health Association, Washington, DC. 22 ed., part 4000, p.111-175, 2012.

RITCHIE, S.; HANWAY, J. J.; BENSON, G. O. **How a Corn Plant Develops.** Ames: Iowa State University of Science and Technology/Cooperative Extension Service. Special Report, n.48, 26p., 1993.

SARDÁ, L. G.; HIGARASHI, M. M.; MULLER, S.; OLIVEIRA, P. A. V.; COMIN, J. J. **Redução da emissão de CO₂, CH₄ e H₂S através da compostagem de dejetos suínos.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, n.9, p.1008–1013, 2010.

SCHERER, E. E. **Aproveitamento do esterco de suínos como fertilizante.** Embrapa Suínos e Aves. Curso de Capacitação em Práticas Ambientais Sustentáveis. 112p. 2002. Acessado no dia 27.11.2012 http://www.cnpsa.embrapa.br/pnma/pdf_doc/Paginas-Iniciais.pdf.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; NESI, C. N. **Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.31, p.123-131, 2007.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. **Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina.** Revista Brasileira de Ciência de Solo, v.34, p.1375-1383, 2010.

SCHIMEL J. P.; BENNETT, J. **Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm**. Ecology. v.85, p.591–602, 2004.

SCHIRMANN, J.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; PUJOL, S. B.; GIACOMINI, D. A.; GONZATTO, R.; OLIVO, J. **Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas do milho e trigo**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.37, p. 271-280, 2013.

SCHJONNING, P.; MUNKHOLM, L.J.; ELMHOLT, S. & OLESEN, J.E. **Organic matter and soil tilth in arable farming: Management makes a difference within 5-6 years**. Agriculture Ecosystems Environmental, v.122, p.157-172, 2007.

SCHNITZER, M.; HINDLE, D.A. **Effects of different methods of acid hydrolysis on the nitrogen distribution in two soils**. Plant and Soil, The Hague, v.60, n.2, p.237-243, 1981.

SHARPLEY, A. N. & MENZEL, R. G. **The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment**. Advances Agronomy, v.41, p.297-324, 1987.

SHARPLEY, A. N.; SMITH, S. J.; JONES, O. K.; BERG, W. A.; COLEMAN, G. A. **The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff**. Journal Environmental Quality, v.21, p.30–35, 1992.

SHIMIZU, M., MARUTANI, S., DESYATKIN, A.R., JIN, T., HATA, H., HATANO, R. **The effect of manure application on carbon dynamics and budgets in a managed grassland of Southern Hokkaido, Japan**. Agriculture Ecosystem and Environmental, v.130, p.31-40, 2009.

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. **Matéria orgânica do solo**. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F. de; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.275-374, 2007.

SIMS, J. D.; SIMARD, R. R.; JOERN, B. C. **Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research.** Journal of Environmental Quality, Madison, v.27, n.2, p. 277-293, 1998.

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

SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A.; PAUSTIAN, K. **Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils.** Plant and Soil, v. 241, p. 155–176, 2002.

SMITH, D. R.; OWENS, P. R.; LEYTEM, A. B.; WARNE-MUENDE, E. A. **Applications as impacted by time to first runoff event.** Environmental Pollution, v.147, p.131–137, 2007.

SOPER, F. M.; PAUNGFOO-LONHIENNE, C.; BRACKIN, R.; RENTSCH, D.; SCHMIDT, S.; ROBINSON, N. **Arabidopsis and Lobelia anceps access small peptides as a nitrogen source for growth.** Functional Plant Biology, v.38, p.788–796, 2011.

SOWDEN, F. J. **Distribution of aminoacids in selected horizons of soil profiles.** Soil Science, v.82, p.491–496, 1956

STEVENSON, F. J.; BRAIDS, O. C. **Variation in the relative distribution of amino sugars with dept in some soil profiles.** Soil Science Society American Proceedings, Madison, v.32, p.598-600, 1968.

STEVENSON, F., J. **Humus chemistry.** 1 ed. New York, John Wiley & Sons, 443p., 1982.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry** – genesis, composition, reactions. 2ed. New York: Willey, 496p., 1994.

SUI, Y.; THOMPSON, M. L.; SHANG, C. **Fractionation of phosphorus in a Mollisol amended with biosolids.** Soil Science Society of American Journal, v.63, p.1174-1180, 1999.

TEDESCO, M., J.; VOLKWEISS, S.J.; BOHNEN, H.; GIANELLO, C.; BISSANI, C., A., A. **Análise de solos, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 212 p. (Boletim Técnico de Solos, 5).

TEGEDER, M.; RENTSCH, D. **Uptake and partitioning of amino acids and peptides**. *Molecular Plant*, v.3, p.997–1011, 2010.

TISDALL, J.M. & OADES, J.M. **Organic matter and waterstable aggregates in soils**. *Journal Soil Science*, v.33, p.141-163, 1982.

TORBERT, H. A.; POTTER, K. N.; HOFFMAN, D. W.; GERIK, T. J.; RICHARDSON, C. W. **Surface residue and soil moisture affect fertilizer loss in simulated runoff on a heavy clay soil**. *Agronomy Journal*, v.91, p.606–612, 1999.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **National Water Quality Inventory**: report to congress, 2004 Reporting Cycle EPA 841-R-08-00. 2009.

VEZZANI, F., M.; MIELNICZUK, J. **Agregação e estoque de carbono em argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola**. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.35, p.213-223, 2011.

WALCH-LIU, P.; LIU, L. H.; REMANS, T.; TESTER, M.; FORDE, B. G. **Evidence that L-glutamate can act as an exogenous signal to modulate root growth and branching in *Arabidopsis thaliana***. *Plant Cell Physiology*, v.47, p.1045–1057, 2006.

WATERWORTH, W. M.; BRAY, C. M. **Enigma variations for peptides and their transporters in higher plants**. *Annals Botany*, v.98, p.1–8, 2006.

WENDING, B.; JUCKSCH, I.; MENDONÇA, E., de SÁ.; NEVES, J., C., L. **Carbono orgânico e estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho sob diferentes manejos**. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.40, n.5, p.487-494, maio 2005.

WOLF, D. C.; WAGNER, G. H. **Carbon transformation and soil organic matter formations**. In: SYLVIA, D. M.; HARTEL, P. G.; FUHRMANN, J. J.; ZUBERER, D.A. Principles and applications of soil microbiology . 2 ed. New Jersey: Pearson Education, p.285-332, 2005

YONEBAYASHI, H.; HATTORI, T. **Improvements in the method for fractional determination of soil organic nitrogen**. Soil Science and Plant Nutrition, Tokyo, v.32, p.189-200, 1980.

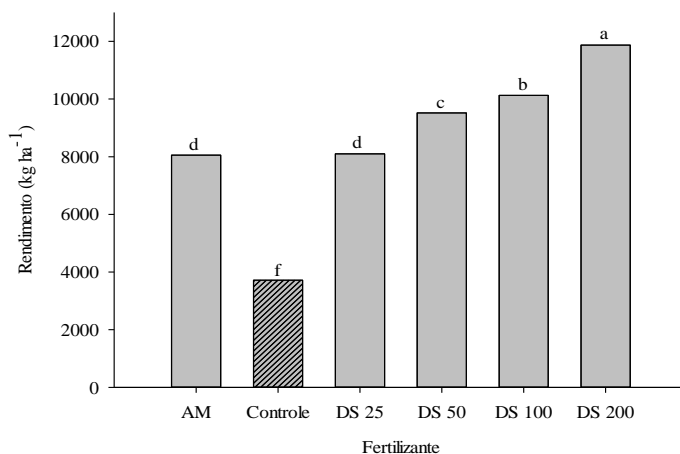
ZAMAN, M., MATSUSHIMA, M., CHANG, S.X., INUBUSHI, K., NGUYEN, L.M., GOTO, S., KANEKO, F., YONEYAMA, T. **Nitrogen mineralization, N₂O production and soil microbiological properties as affected by long-term applications of sewage sludge composts**. Biology and Fertility of Soils. v.40, p.101-109, 2004.

ZHANG, J. B.; ZHU, T. B.; CAI, Z. C.; QIN, S. W.; MÜLLER, C. M. **Effects of long-term repeated mineral and organic fertilizer applications on soil nitrogen transformations**. European Journal of Soil Science, v.63, p.75–85, 2011.

ZOTARELLI, L.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; TORRES, E.; SANTOS, H.P.; PAUSTIAN, K.; BODDEY, R.M.; SIX, J. Impact of tillage and crop rotation on aggregate-associated carbon in two Oxisols. **Soil Science American Journal**, v. 69, p. 482-491, 2005.

APÊNDICE A

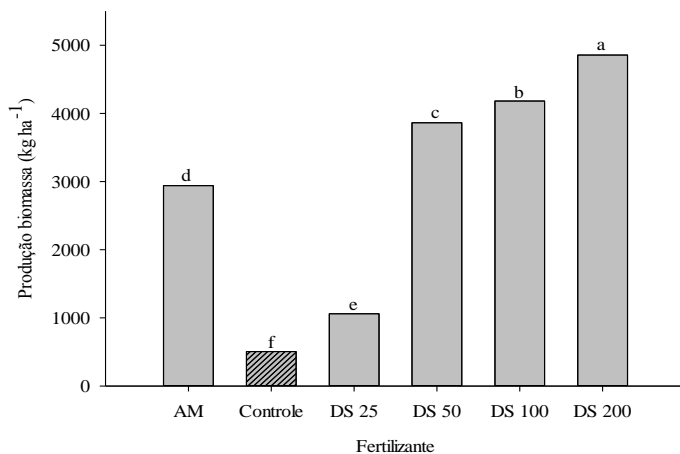
Anexo 1. Rendimento de milho submetido a dez anos com adubação anual de adubo mineral solúvel (AM) e dejetos suíno nas doses de 0, 25, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹, em sistema de plantio direto, num estande de 75000 plantas ha⁻¹. Médias de quatro repetições. Médias ligadas por letras distintas diferem pelo teste de Duncan ($p \leq 0,05$).



Fonte: Produção do próprio autor

APÊNDICE B

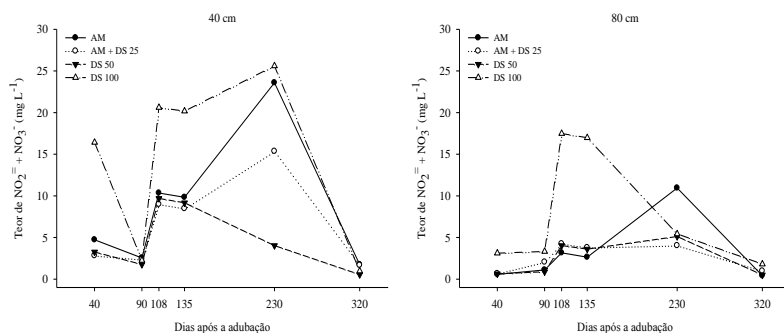
Anexo 2. Produção de biomassa de aveia submetido a dez anos com adubação anual de adubo mineral solúvel (AM) e dejetos suíno nas doses de 0, 25, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹, em sistema de plantio direto, numa densidade de 60 kg ha⁻¹. Médias de quatro repetições. Médias ligadas por letras distintas diferem pelo teste Duncan ($p \leq 0,05$).



Fonte: Produção do próprio autor

APÊNDICE C

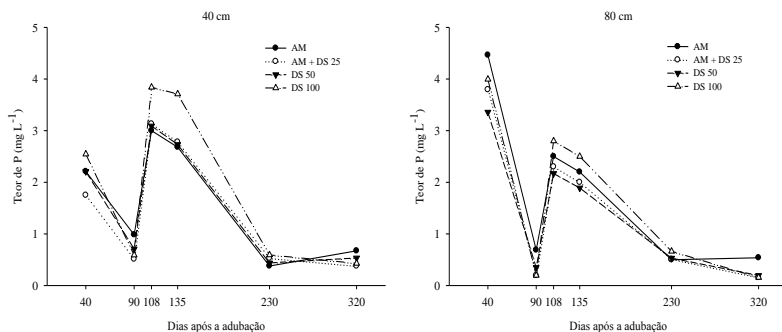
Anexo 3. Teor de $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ em Latossolo Vermelho Distroférico submetido a dez anos com adubação anual com adubo mineral solúvel (AM), adubo mineral solúvel combinado ao dejetos suíno na dose de 25 $\text{m}^3 \text{ há}^{-1}$ (AM+DS 25) e dejetos suíno nas doses de 50 (DS 50) e 100 (DS 100) $\text{m}^3 \text{ há}^{-1}$, em duas profundidades e diferentes dias após a aplicação dos fertilizantes. Média de quatro repetições.



Fonte: Produção do próprio autor

APÊNDICE D

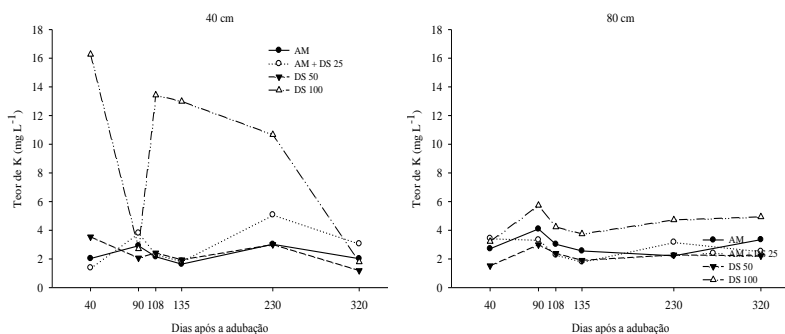
Anexo 4. Teor de P em Latossolo Vermelho Distroférico submetido a dez anos com adubação anual com adubo mineral solúvel (AM), adubo mineral solúvel combinado ao dejetos suíno na dose de 25 m³ há⁻¹ (AM+DS 25) e dejetos suíno nas doses 50 (DS 50) e 100 (DS 100) m³ há⁻¹, em duas profundidades e diferentes dias após a aplicação dos fertilizantes. Média de quatro repetições.



Fonte: Produção do próprio autor

APÊNDICE E

Anexo 5. Teor de K em Latossolo Vermelho Distroférico submetido a dez anos com adubação anual com adubo mineral solúvel (AM), adubo mineral solúvel combinado ao dejetos suíno na dose de 25 m³ há⁻¹ (AM+DS 25) e dejetos suíno nas doses de 50 (DS 50) e 100 (DS 100) m³ há⁻¹, em duas profundidades e diferentes dias após a aplicação dos fertilizantes. Média de quatro repetições.



Fonte: Produção do próprio autor