

UNIVERSIDADE DE PASSO FUNDO
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

DOSES DE CAMA DE AVES E DEJETO DE SUÍNOS
PARA SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-
PECUÁRIA

PAULO HENTZ

Orientador: Prof. Ph.D. Renato Serena Fontaneli
Coorientador: Dr. Juliano Corulli Correa

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da UPF, para obtenção do Título de Doutor em Agronomia – Área de Concentração em Produção Vegetal.

Passo Fundo, maio de 2014

UNIVERSIDADE DE PASSO FUNDO
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

DOSES DE CAMA DE AVES E DEJETO DE SUÍNOS
PARA SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-
PECUÁRIA

PAULO HENTZ

Orientador: Prof. Ph.D. Renato Serena Fontaneli
Coorientador: Dr. Juliano Corulli Correa

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da UPF, para obtenção do Título de Doutor em Agronomia – Área de Concentração em Produção Vegetal.

Passo Fundo, maio de 2014

A Comissão Examinadora, abaixo assinada, aprova a tese


"Doses de cama de aves e dejetos de suínos para sistema de
integração lavoura-pecuária"

Elaborada por

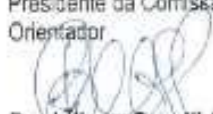
PAULO HENTZ

Como requisito parcial para a obtenção do grau de
"Doutor em Agronomia – Área de Produção Vegetal"

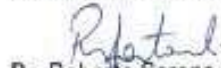
Aprovada em: 12/05/2014
Pela Comissão Examinadora




Dr. Renato Serena Fontaneli
Presidente da Comissão Examinadora
Orientador



Dr. Juliano Corulli Correa
Coordenador
Embrapa Suínos e Aves




Dr. Roberto Serena Fontaneli
UERGS




Dr. Pedro Alexandre Varela Escosteguy
FAMV/UPF



Dra. Simone Meredith Scheffer Basso
Coordenadora PPGAgro



Dr. Hélio Carlos Rocha
Diretor FAMV



Dr. Henrique Pereira dos Santos
Embrapa Trigo

CIP – Catalogação na Publicação

H528d Hentz, Paulo

Doses de cama de aves e dejetos de suínos para sistema de integração lavoura-pecuária / Paulo Hentz. – 2014. 145 f. : il., color. ; 25 cm.

Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade de Passo Fundo, 2014.

Orientador: Prof. PhD. Renato Serena Fontaneli.

Coorientador: Dr. Juliano Corulli Correa.

1. Adubos e fertilizantes. 2. Produção vegetal. 3. Fertilidade do solo. I. Fontaneli, Renato Serena, orientador. II. Correa, Juliano Corulli, coorientador. III. Título.

CDU: 631.86

Dedico

Aos meus pais Ilson Jorge Hentz e Ilga Rempel Hentz (*in Memoriam*). À minha esposa Danielle, aos meus filhos Davi e Georgia T. Hentz.

“A adversidade desperta em nós capacidades que, em circunstâncias favoráveis, teriam ficado adormecidas (Horácio).”

AGRADECIMENTOS

Ao “Patrão Celestial” pela sua generosidade em permitir que o homem possa evoluir e construir um mundo mais justo

À Universidade de Passo Fundo, pela qualidade de seus professores e por oportunizar a realização do curso de Doutorado em Agronomia na área de Produção Vegetal.

Ao Professor da Universidade de Passo Fundo e pesquisador da Embrapa Trigo, Ph.D Renato Serena Fontaneli, por aceitar o convite para a orientação dessa pesquisa, compartilhar suas experiências e ensinamentos. Muito obrigado!

Ao Dr. Juliano Corulli Correa, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, pelo seu empenho, companheirismo, ensinamentos e apoio nos momentos difíceis. Muito obrigado!

Ao professor Dr. Roberto Serena Fontaneli, pelas contribuições no comitê de orientação e banca de defesa.

À Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC, por disponibilizar a estrutura de laboratórios para a realização das análises.

À Embrapa Trigo, Passo Fundo, pelo auxílio nas análises e fornecimento de insumos.

À Professora Simone, Coordenadora do PPGAgro pela organização dos seminários, palestras e eventos. Obrigado.

Aos funcionários da Secretaria do PPGAgro, em especial, Mari e Lucilaine, pela dedicação e atenção.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Universidade de Passo Fundo, pela concessão da bolsa de estudo.

Ao professor Ph.D Pedro Alexandre Varella Escosteguy, pela participação no comitê de orientação e banca de defesa.

Aos amigos e colegas do Programa de Pós-Graduação em Agronomia pelos bons momentos vividos nesse curto período de tempo.

À Letícia Lopes, estatística da Embrapa Suínos e Aves pelo auxílio na realização das análises.

Aos servidores do Instituto Federal Catarinense, Campus Concórdia, Inécio Heinrichs e Edgar Cesar Giordani pelo apoio nos trabalhos de campo, muito obrigado.

Aos Professores Agostinho Rebelatto, Cláudio Eduardo Neves Semmelmann, Roberto Grave e Lauri Caetano Ródio, pelo auxílio na realização do experimento.

SUMÁRIO

| | Página |
|--|---------------|
| LISTA DE FIGURAS | ix |
| LISTA DE TABELAS | x |
| RESUMO | 1 |
| ABSTRACT | 2 |
| 1 INTRODUÇÃO | 5 |
| 2 REVISÃO DE LITERATURA | 7 |
| 2.1 O sistema de produção integração lavoura-pecuária..... | 7 |
| 2.3 Carbono orgânico do solo..... | 16 |
| 2.4 Dinâmica de nitrogênio no sistema solo-planta | 20 |
| 2.5 Dinâmica do fósforo no sistema solo-planta | 25 |
| 2.6 Dinâmica do potássio no sistema solo-planta..... | 35 |
| 3 MATERIAL E MÉTODOS | 39 |
| 3.1 Local do experimento | 39 |
| 3.2 Delineamento experimental..... | 42 |
| 3.3 Fertilizantes orgânicos e minerais | 43 |
| 3.4 Culturas implantadas | 44 |
| 3.5 Condução do experimento..... | 45 |
| 3.6 Análise estatística | 49 |
| 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 50 |
| 4.1 Carbono do solo..... | 50 |
| 4.2 Dinâmica de nitrogênio no sistema solo-planta | 55 |
| 4.3 Dinâmica de fósforo no sistema solo-planta | 69 |
| 4.4 Dinâmica de potássio no sistema solo-planta..... | 88 |
| 4.5 Produtividade da biomassa seca da parte aérea de centeio BRS Serrano..... | 101 |
| 4.6 Produtividade do milho | 107 |
| 4.7 Balanço de Nutrientes N, P e K em SPILP | 111 |
| 5 CONCLUSÕES | 117 |
| CONSIDERAÇÕES FINAIS | 118 |
| REFERÊNCIAS | 122 |

LISTA DE FIGURAS

| Figura | | Página |
|---------------|--|---------------|
| 1 | Precipitação (mm), temperaturas máxima (°C) e mínima (°C), registradas durante a condução do experimento, nos anos agrícolas de 2011/2013..... | 40 |

LISTA DE TABELAS

| Tabela | | Página |
|---------------|---|---------------|
| 1 | Atributos físico-químicos do solo anterior à adubação. Concórdia, SC, 2010..... | 42 |
| 2 | Teor de N, P e K na cama de aves e dejetos líquidos de suínos e as quantidades de P e K aportados no sistema de produção em sua respectiva cultura | 43 |
| 3 | Teor de carbono orgânico no solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária no ano de 2012..... | 51 |
| 4 | Teor de carbono orgânico no solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais no sistema de produção integração lavoura-pecuária ao ano 2013..... | 54 |
| 5 | Teor de nitrogênio no solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária ao ano de 2012..... | 56 |
| 6 | Teor de nitrogênio no solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária ao ano 2013..... | 58 |
| 7 | Teor de nitrogênio no tecido vegetal de centeio em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2011..... | 61 |
| 8 | Teor de nitrogênio no tecido vegetal de centeio em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2012..... | 64 |
| 9 | Teor de nitrogênio no tecido vegetal de milho em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária na safra 2011/2012 e 2012/2013..... | 66 |
| 10 | Teor de fósforo do solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária no ano de 2012..... | 71 |

| Tabela | | Página |
|---------------|---|---------------|
| 11 | Teor de fósforo do solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária no ano de 2013..... | 76 |
| 12 | Teor de fósforo no tecido vegetal de centeio em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2011..... | 81 |
| 13 | Teor de fósforo no tecido vegetal de centeio em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária no ano 2012..... | 84 |
| 14 | Teor de fósforo em tecido vegetal de milho em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária na safra 2011/12..... | 85 |
| 15 | Teor de potássio no solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2012..... | 90 |
| 16 | Teor de potássio no solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2013 | 92 |
| 17 | Teor de potássio no tecido vegetal de centeio (g kg^{-1}) em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2011..... | 95 |
| 18 | Teor de potássio no tecido vegetal de centeio em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2012..... | 98 |
| 19 | Teor de potássio no tecido vegetal de milho em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária na safra de 2011/2012 e 2012/2013 | 100 |
| 20 | Produtividade de biomassa da parte aérea de centeio em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária no 2011..... | 102 |

| Tabela | | Página |
|---------------|---|---------------|
| 21 | Produtividade de biomassa da parte aérea de centeio em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária no ano de 2012..... | 106 |
| 22 | Produtividade de milho em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária nas safras 2011/2012 e 2012/2013..... | 109 |
| 23 | Balanço de nitrogênio no sistema de produção integração lavoura em função da aplicação de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais..... | 112 |
| 24 | Balanço de fósforo no sistema de produção integração lavoura pecuária com contribuição efetiva de 30% para a eficiência do fósforo em função da aplicação de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais..... | 114 |
| 25 | Balanço de potássio no sistema de produção integração lavoura pecuária em função da aplicação de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais..... | 116 |

DOSES DE CAMA DE AVES E DEJETO DE SUÍNOS PARA SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA- PECUÁRIA

PAULO HENTZ¹

RESUMO - O objetivo do trabalho foi determinar a resposta da adubação com doses de cama de aves e dejetos de suínos, com base no nitrogênio (N), para sistema de produção integração lavoura-pecuária (SPILP) demonstrado por teor de carbono no solo, dinâmica de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) no sistema solo-planta, produtividades do centeio e milho, bem como o balanço de nutrientes, entre os anos de 2011 a 2013. O delineamento experimental foi em blocos casualizados, no fatorial 4x4, com quatro repetições. Os tratamentos foram constituídos de quatro doses crescentes de N (0, 100, 200 e 300 kg de N ha⁻¹) em interação com quatro tipos de fertilizantes, dois orgânicos (cama de aves de corte e dejetos líquidos de suínos) e dois minerais balanceados com as mesmas quantidades de N, P e K dos orgânicos, sendo um referente ao dejetos de suínos – M1 e outro a cama de aves - M2, com a finalidade de comparar a dinâmica destes nutrientes entre fontes orgânicas e mineral. A adubação com fertilizantes orgânicos com cama de aves e dejetos de suínos mostra a mesma eficiência que a mineral quando adotados os mesmos critérios de aporte de N, P e K no sistema para as culturas de milho e centeio, com relação direta entre o incremento das doses de N e produtividade,

¹ Lic. em Ciências Agrícolas, Mestre, Doutorando do programa de Pós-Graduação em Agronomia (PPGAgro) da FAMV/UPF, Área de Concentração em Produção Vegetal.

disponibilidade destes nutrientes no solo e absorção pelas plantas, condições que garantiram a manutenção da fertilidade do solo. A cultura de centeio mostrou-se eficiente para absorção de N, P e K como pastagem de inverno e devido à elevada produtividade de biomassa seca da parte aérea permite caracterizá-la como cultura estratégica tanto para remoção como para ciclagem de nutrientes em razão do uso da forrageira ser adotada como pastagem, silagem ou cobertura de solo no sistema de produção integração lavoura-pecuária. As altas produtividades de centeio BRS Serrano (22,1 t MS ha⁻¹) e do milho (24,7 t de grãos ha⁻¹) entre os anos agrícolas de 2011 a 2013 no SPILP apontam novos patamares para recomendação de adubação, preconizando quantidades de 600 kg de N, 109 kg de P ha⁻¹ e 583 kg de K ha⁻¹, na forma de cama e M2; 600 kg de N, 59 kg de P ha⁻¹ e 441 kg de K ha⁻¹ como dejetos e M1, no ano onde houve maior produtividade de ambas as culturas e que garantiu balanço de nutrientes positivo no SPILP com três anos de implantação.

Palavras chave: Dinâmica, disponibilidade de nutrientes, nitrogênio.

DOSES OF POULTRY LITTER AND SWINE MANURE FOR CROP-LIVESTOCK SYSTEM INTEGRATION

ABSTRACT - This study aimed to determine the response of fertilization with doses of poultry litter and swine manure based on the nitrogen (N) for crop-livestock integration production system (SILP), demonstrated by carbon content in soil, dynamics Nitrogen (N), phosphorus (P) and potassium (K) in the soil-plant system,

productivity of rye and corn, as well as the balance of nutrients through the years of 2011-2013. Experimental design occurred in randomized blocks, in the 4x4 factorial, repeated four times. The treatments consisted of four increasing doses of N (0, 100, 200 and 300 kg N ha⁻¹) in interaction with four types of fertilizers, two of them were organic (poultry litter and swine slurry) and two balanced minerals with the same amounts of N, P and K as the organic ones, one related to swine manure - M1 and the other poultry litter - M2 in order to compare the dynamics of these nutrients from organic and mineral sources. The fertilization using organic fertilizers consisting of poultry litter and swine manure shows the same efficiency as the mineral one when adopted the same criteria for allocation of N, P and K in the cultivation system of corn and rye, with a direct relationship between the increase in N rates and productivity, nutrient availability in soil and absorption by plants, conditions that ensured the maintenance of soil fertility. The crop of rye BRS Serrano showed efficiency while absorbing N, P and K as winter pasture and due to the high productivity of upper area dry biomass it allows us to characterize it as a strategic cultivation for both removal and for nutrient cycling due the use of the forage being adopted as pasture, silage or ground cover on the production crop-livestock system integration. The high productivity of rye (22.1 t MS ha⁻¹) and corn (24.7 t grain ha⁻¹) through the agricultural years of 2011-2013 in SILP point to new higher standards for fertilizer recommendation, announcing amounts of 600 kg N ha⁻¹, 109 kg of P ha⁻¹ and 583 kg K ha⁻¹ in the form of bedding and M2; 600 kg N, 59 kg P ha⁻¹ and 441 kg K ha⁻¹ as manure and M1, in the year where there was a higher

productivity of both cultivations and it ensured a positive balance of nutrients in the SILP with three years of deployment.

Keywords: Dynamics, nutrient availability, nitrogen.

1 INTRODUÇÃO

A fim de alcançar os novos potenciais genéticos de produção das cultivares adotadas em sistemas de produções conservacionistas plantio direto (SPD), SPILP, a moderna horticultura e fruticultura é necessário utilizar novos critérios de adubação, capazes de atender a elevada necessidade nutricional imposta pela alta exportação dos nutrientes, tendo como finalidade a manutenção da fertilidade do solo.

A agricultura moderna visa o ambiente solo não só como suporte, mas sim à manutenção deste sistema como organismo vivo, e pensando desta forma o conceito de adubação deve extrapolar a necessidade nutricional da cultura e atender quantidade de nutrientes exigidos no sistema de produção em questão. Para alcançar este objetivo é necessário o uso de práticas agrícolas com tecnologias capazes de garantir a eficiência do aproveitamento de nutrientes às plantas após aplicação dos fertilizantes no solo.

Para atender este critério tecnológico o SPILP mostra sua importância para fertilidade do solo quando comparado aos atuais sistemas intensivos com menor sustentabilidade de produção agrícola, o que resulta em ganhos econômicos e ambientais, uma vez que a agricultura conservacionista é potencializada pela diversidade do sistema integrado, onde se criam novas rotas de ciclagem de nutrientes e novos processos ecossistêmicos emergem.

O Brasil, atualmente, depende de importações para suprir mais de 75% de sua necessidade de fertilizantes nitrogenados. Com o

aumento do consumo interno, cresce a demanda por importações, tornando o suprimento do produto vulnerável aos meios externos e, isso, reforça a necessidade de reciclar fontes orgânicas, e da otimização do uso do N.

A grande geração de fertilizantes orgânicos, principalmente, os provenientes dos sistemas produtivos de suínos e aves no sul do Brasil, traz a responsabilidade de utilizá-los na agricultura de acordo com indicações técnicas para que não sejam encarados como potencial poluidor do ambiente e sim como fertilizantes aptos a aumento da produtividade agrícola.

Para determinação da dose adequada de fertilizante orgânico a ser utilizada é indispensável o conhecimento do teor e da eficiência de utilização dos nutrientes presentes no resíduo. Em relação ao N, a eficiência é dependente do balanço entre as reações que disponibilizam N (mineralização) e, das reações que levam a perda de N do sistema (volatilização, lixiviação e desnitrificação).

Com base na hipótese de que a adubação orgânica é igual ou superior aos fertilizantes minerais em SPILP quando adotados os mesmos critérios de aporte de N, P e K no solo, e de que esta prática traz como vantagem a manutenção da fertilidade do solo, o objetivo deste trabalho foi avaliar a resposta da adubação com doses de cama de aves e dejetos de suínos, com base no N em SPILP demonstrado por teor de carbono no solo, dinâmica de N, P e K no sistema solo-planta, produtividade do centeio e milho, bem como no balanço de nutrientes entre os anos de 2011 a 2013.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 O sistema de produção integração lavoura-pecuária

A integração da agricultura com a pecuária, como atividade voltada à produção de alimentos, remete aos princípios da civilização humana no período Neolítico, quando da domesticação das plantas e dos animais (CARVALHO et al., 2007). Destarte os SPILP estejam em fase midiática, como sistemas de produção não são novidade. Os sistemas de ILP alcançam 2,5 bilhões de hectares no mundo, sendo responsáveis por mais de 50 % da carne e mais de 90 % do leite consumidos.

O SPILP estão em voga, pois novidade é o uso desse sistema sob os pilares da agricultura conservacionista, no caso o SPD, porém é diferenciado pela presença da atividade pecuária participar do sistema, independente da presença de animais, sendo suficiente a adubação com fertilizantes orgânicos provenientes da suinocultura e avicultura, bem como a remoção da pastagem de inverno para produção de silagem para bovinocultura de leite estabelece argumentos suficientes para caracterizar o SPILP (FAO, 2009).

A adoção do SPILP pode contribuir para a redução entre 36,1% a 38,9% as emissões nacionais de CO₂ até 2020, conforme comprometimento do governo brasileiro, bem como apresenta solução compatível com as atuais demandas da sociedade. Dentre as várias iniciativas nesse sentido está o fomento à adoção do SPILP no Brasil, cuja contribuição estimada na redução de CO₂ equivalente estaria

entre 18 e 22 milhões de toneladas pelo comprometimento em incrementar em pelo menos quatro milhões de ha as áreas operando neste tipo de sistema.

A *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO) considera o SPILP-PD como uma das vias sustentáveis para se atingir o objetivo de alimentar 9 bilhões de pessoas em 2050. A FAO reconhece que o sistema SPILP-PD É capaz de incrementar a resiliência ambiental pelo aumento da diversidade biológica, pela efetiva e eficiente ciclagem e reciclagem de nutrientes, com melhoria da qualidade do solo, provimento de serviços ecossistêmicos e contribuição para adaptação e mitigação das mudanças climáticas.

No passado, a integração de culturas produtoras de grãos com a atividade pecuária limitava-se a restritas opções. Contudo, atualmente, existem mais opções tecnológicas que se aplicam às mais diversas situações sócio-econômicas dos produtores, onde a integração pode ser feita pelo consórcio, sucessão ou ainda rotação de culturas anuais com espécies forrageiras. Deste modo, a finalidade do SPILP vai desde a recuperação de pastagens degradadas, a manutenção de altas produtividades das pastagens e, principalmente, a produção forrageira na entressafra (KLUTHCOUSKI & YOKOYAMA, 2003).

Assim, a integração é a forma mais rentável de recuperação das pastagens degradadas, pois este tem sido um dos maiores problemas enfrentados ao longo dos anos pela atividade agropecuária. De acordo com Cezar (2007), existe uma estimativa onde, aproximadamente dos 100 milhões de hectares de pastagens cultivadas no Brasil, 80% apresentam algum grau de degradação e

60% já estão degradadas com perda do vigor, e, portanto, redução da capacidade de produção em quantidade e qualidade de forragem.

O SPILP é mais sustentável do que a monocultura muitas vezes mais dependente da maior utilização de insumos, tais como os fertilizantes e principalmente defensivos (TRACY & ZHANG, 2008; RUFINO et al., 2009; PARIZ et al., 2009; PARIZ, 2010; CARVALHO et al., 2010).

Segundo Balbino et al. (2011), o SPILP tem como objetivo intensificar o uso da terra e fundamenta-se na integração espacial e temporal dos componentes do sistema produtivo, para atingir patamares cada vez mais elevados de qualidade do produto e competitividade.

O SPILP é a diversificação e rotação das atividades na propriedade e permite a intensificação do uso da terra e aumento da sustentabilidade dos sistemas de produção, principalmente naquelas áreas destinadas a culturas de cobertura de solo, além de permitir a integração entre a produção vegetal e animal (CRUZ et al., 2006). Uma vez que, o pastejo possibilita a ciclagem de nutrientes ao solo através das fezes e urina dos animais (ASSMANN et al., 2008; BRAZ et al., 2002).

As vantagens do SPILP permitem a produção de alimento para suplementar o gado em épocas críticas, aproveitamento de resíduos de fertilizantes orgânicos e minerais, maior eficiência do uso de máquinas e implementos com a racionalização no emprego da mão-de-obra (CARVALHO et al., 1990), diversificação da renda, resultante da produção vegetal e animal na mesma área (FONTANELI et al., 2000), redução de riscos de insucesso econômico, já que há

diversificação de atividades econômicas (AMBROSI et al., 2001), e aumento da renda por área se comparada a sistemas não integrados (FONTANELI et al., 2000).

O uso de pastagens pode beneficiar as culturas produtoras de grãos subsequentes, em razão da melhoria da fertilidade do solo, por meio da reciclagem de nutrientes, adicionando N ao solo via leguminosas (AMADO et al., 2001; GIACOMINI et al., 2003). Contudo, trabalhos sobre SPILP, sob SPD, no que se refere às oscilações nas propriedades do solo, são raros no Sul do Brasil (SPERA et al., 2010).

A sustentabilidade do SPILP tem como fundamento o manejo das plantas (forrageiras e culturas comerciais) e dos animais de forma que, ao mesmo tempo, não cause restrições ao ambiente radicial (compactação do solo) e se produza quantidades de resíduos suficientes para o estabelecimento e a consolidação do plantio direto (balanço positivo de carbono).

Os SPILP em SPD são sistemas complexos por natureza, com inúmeras interações espaço-temporais que provocam alterações constantes nas características e nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo.

2.2 Os fertilizantes orgânicos no sistema solo-planta

Os fertilizantes orgânicos, dentre eles os biofertilizantes de suínos e a cama de aves, muitas vezes são tidos como resíduos com grande capacidade de poluição ambiental se forem administrados de forma inadequada. Entretanto, se forem manejados de forma

adequada, levando em consideração a composição química do solo, do biofertilizante e a extração dos nutrientes pelas plantas, será possível estipular a quantidade a ser aplicada de forma sustentável, sempre utilizando as práticas agrícolas adequadas de aplicação para cada situação específica.

Com base nestas informações a aplicação dos biofertilizantes de animais poderá trazer resultados semelhantes aos fertilizantes minerais sem prejudicar o ambiente, fator que confere a ele maior grau de sustentabilidade, pois estarão promovendo a reciclagem dos nutrientes já explorados em jazidas não renováveis, bem como a maior economia financeira o que, provavelmente, permitirá maior lucratividade ao produtor rural.

O reuso dos efluentes da atividade de suínos traz ainda como subsídio a conservação e uso eficiente da água para a agricultura, através de sistemas de irrigação ou aplicação por equipamentos tratorizados, podendo contribuir para o melhor aproveitamento deste recurso natural, aumentando a sustentabilidade do sistema de produção agropecuário.

Nos últimos quinze anos muita atenção passou a ser dada às necessidades de desenvolvimento tecnológico, com vista à disposição dos resíduos gerados por animais, de forma a causar o mínimo impacto sobre o ambiente, obtendo maior aproveitamento na reciclagem destes resíduos. Entretanto, descarte destes dejetos no solo surge como possibilidade de reaproveitar a energia indisponível pelos vários segmentos da atividade antrópica e, desta forma, transformá-los em subprodutos através da capacidade cicladora do solo,

proporcionada pela ampla diversidade de espécies microbianas e de vias metabólicas (BARILLI, 2005).

A aplicação de dejetos fluídos de suínos e, ou, cama de frango na forma sólida poderão possibilitar o aumento do estoque de carbono orgânico (C-org.) no solo, de forma direta pela presença destes elementos em suas composições químicas, bem como pela forma indireta, em razão da maior produção de biomassa vegetal, devido ao fornecimento de macro e micronutrientes às plantas, além de atuarem ainda como condicionadores de solo por estarem atuando em seus atributos físicos, bem como possibilitar o maior aporte de microbiota do ambiente (BAYER & MIELNICZUK, 1997).

Nos últimos anos o setor agropecuário brasileiro vem se modernizando e intensificando a produção de suínos e aves, com isto, provocando um aumento significativo da demanda por energia e no volume de resíduos gerados, o que traz à consideração dos estudiosos e da sociedade em geral, a questão crucial ao desenvolvimento desta cadeia produtiva, que é o controle e a utilização dessa grande quantidade dos resíduos, havendo a possibilidade de acumular determinados nutrientes. Esta situação torna-se preocupante em regiões onde não há áreas de descarte deste material, em razão da topografia da região, tomando como exemplo o estado de Santa Catarina, no qual 64% das propriedades rurais não tem área apta para depositar 50 m³ de dejetos de suínos (PILON et al., 2003).

Existe a quantidade de 2,5 milhões de toneladas de fósforo (P) nos esterco de suíno e frango, produzidas no Brasil em 2003, para estes autores o contexto da exigência das culturas, os cálculos apontam para 2,6 vezes mais P produzido nos esterco (1,08 milhões

de toneladas) do que aplicado por meio de fertilizante (0,42 milhões de toneladas) na região Sul em 2003 (SHIGAKI et al., 2006).

Na suinocultura onde há, aproximadamente, 36,8 milhões de cabeças abatidas anualmente no Brasil (IBGE 2011) com o critério de que cada animal produz em média 5 L dejetos dia⁻¹, e que a representação dos valores médios para N, P₂O₅ e K₂O são de 3,75, 3,29 e 1,88 g L⁻¹ (COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO, 2004), espera-se que os valores estimados possam chegar a quantidades próximas as de 251.952 t de N, 221.061 t de P₂O₅ e 126.325 t de K₂O.

Devido ao aumento constante da população mundial que, segundo dados publicados pela FAO (2008), em 2050 chegará aos 9,1 bilhões de habitantes, a demanda por alimentos também apresenta comportamento semelhante. Deste modo, para satisfazer a necessidade nutricional da população mundial a produção de cereais deverá passar de 2,1 bilhões de toneladas para 3,0 bilhões de toneladas. A produção mundial de carnes também sofrerá aumentos, passando de 200 milhões para 470 milhões de toneladas sendo, as maiores taxas de crescimento anual ocorrerão na carne de frango (3,65%), seguida da bovina (2,15%) e da carne suína (2,0%) (PALHARES, 2012).

O Brasil possui o quarto maior rebanho mundial de suínos ficando atrás apenas da China, da União Europeia e dos Estados Unidos. O rebanho suíno no ano de 2011 obteve um incremento de 0,9%, com cerca de 39,307 milhões de cabeças. Ainda sobre estes índices, de acordo com a FAO (2008) o Brasil ocupa a sexta posição na classificação mundial dos principais países produtores de leite

bovino, possuindo um rebanho nacional de aproximadamente 22,44 milhões de cabeças, sendo a Região Sul responsável por 32% da produção leiteira. Isso merece destaque, pois nos últimos tempos os maiores crescimento foram observados nessa região, chegando a 19,1% (EMBRAPA, 2009). Destaca-se também que dentre os estados brasileiros, o maior rebanho suíno encontra-se em Santa Catarina (20,6%), seguido pelos estados do Rio Grande do Sul (15,2%), Paraná (13,4%) e Minas Gerais (13,2%) (IBGE, 2011).

No Brasil há a necessidade de ações estratégicas para o desenvolvimento de tecnologias que permitam o reaproveitamento de cama de aves como fertilizantes orgânicos, pois existe o abate de 5,5 bilhões de aves de corte (FAO, 2009), sendo que a visão prospectiva para esse agronegócio prevê taxa de crescimento em 3,64 % ao ano, o que corresponde ao aumento 49,4 % na produção até o ano de 2020 (AGE/MAPA, 2010). Neste cenário a geração dos resíduos deverá seguir a mesma proporção, o que denota a importância de racionalidade para o reaproveitamento do co-produto de cama de aves, para que estes possam ser utilizados como alternativa na forma de fertilizantes orgânicos ou organominerais, quando adotados critérios técnicos.

Entre os fertilizantes orgânicos a cama de aves é o co-produto de origem animal mais utilizado na Região Sul do Brasil, devido à abundância, preço e facilidade de manipulação (ROGERI, 2010). Em razão da quantidade de 16.243.286 toneladas de cama produzidos pelo sistema de produção de aves de corte (IPEA 2012) é possível estimar contribuição de 568.515, 645.731 e 487.298 t de N, P₂O₅ e K₂O, aproximadamente, levando-se em consideração os teores

médios 35, 40 e 30 g kg⁻¹ de N, P₂O₅ e K₂O em base seca (SIQUEIRA et al., 1987). E utilizadas com critérios técnicos, poderá proporcionar inúmeros benefícios nas propriedades físicas, químicas e biológicas, estando este efeito relacionado à quantidade adicionada ao solo (RAIJ et al., 1991).

Entretanto a adubação com biofertilizante de suínos e aves vai muito além da disponibilidade de N, P e K às plantas, pois além destes estão presentes micronutrientes e compostos como ácido húmico, ácido fúlvico, ácidos graxos, os quais podem permitir a complexação destes nutrientes, disponibilizando-os de forma gradativa às plantas, evitando, principalmente, a fixação do P aos sesquióxidos de Fe e Al do solo. Além disso, metade do N se encontra na forma orgânica, devendo, portanto, ser mineralizado pelos microrganismos do solo, para depois poder ser aproveitado pelas plantas, fatores que conferem sincronia entre a disponibilidade dos nutrientes com o ciclo da cultura.

Com a aplicação do resíduo de suíno e ou aves por períodos prolongados, observa-se melhorias nos atributos do solo conforme aumenta o tempo de aplicação, elevando a fertilidade do solo e a possibilidade de recuperação de áreas que estejam degradadas, uma vez que o resíduo poderá agir como condicionador do ambiente solo (BARILLI, 2005).

A incorporação da matéria orgânica (M.O) na forma de esterco animal ou de compostos orgânicos influencia todas as propriedades do solo como: aumento da CTC, disponibilidade de nutrientes para as culturas, complexação de elementos tóxicos e micronutrientes, fatores fundamentais em solos tropicais, os quais são

altamente intemperizados e ácidos (SANTOS & CAMARGO, 1999), além de proporcionar a melhoria na estrutura, caracterizada pela diminuição de densidade do solo, aumento da porosidade e da taxa de infiltração de água, além de aumentar direta e indiretamente a capacidade do solo de armazenar água (KIEHL, 1985), constituindo-se, portanto, o componente fundamental para a capacidade produtiva dos solos tropicais e subtropicais.

A M.O, fonte fundamental de nutrientes para as plantas, pode ser utilizada como critério básico para as recomendações de N para as culturas e, isto é feito em particular nos estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, os quais atribuem 5% do total da MO presente ao teor disponível de N (ANGHINONI, 1985). Entretanto, para maior aproveitamento do N, as preocupações devem estar voltadas para a redução das perdas de N-NH₃ por volatilização e de N-NO₃ por lixiviação.

Barilli (2005), trabalhando com dejetos de suínos em Latossolo Vermelho distroférico, constatou o aumento nos valores de matéria orgânica, fator que confere um novo equilíbrio ao solo. Esse resultado também corroboram os de Bayer & Mielniczuk (1997) que, trabalhando com dejetos de suínos, constataram o aumento do teor de M.O.

2.3 Carbono orgânico do solo

Práticas adequadas de manejo como a implantação de sistemas integrados de cultivo, com espécies que tenham alta produção de biomassa permitem a manutenção ou mesmo o acúmulo

C-org. no sistema solo planta, sendo esta mudança do uso da terra uma estratégia importante para mitigar a emissão de gases de efeito estufa (CARVALHO et al., 2010).

As práticas de manejo conservacionistas que priorizam o aporte de M.O contribuem no sequestro de C, com especial ênfase ao sistema de produção integração lavoura-pecuária, plantio direto, a utilização de culturas de cobertura, rotação de culturas, os quais em longo prazo aumentam ou mantêm a quantidade e a qualidade da MOS, tendo como consequência melhoria das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (LAL, 2004; MACEDO, 2009; FERREIRA et al., 2012; PAUL et al., 2013).

A adubação nitrogenada proporciona o aporte de C-org. no solo relacionam esta ação ao aumento da fitomassa da parte aérea, raízes e produtividade de grãos (FREITAS et al., 1996; AMADO, 1997; FERNANDES, 1998). Lovato et al. (2004) observaram aporte médio de 4,1 t de C-org. ha⁻¹ ano⁻¹ na camada superficial e Leite et al. (2009) observaram aporte na ordem de 10,2 a 10,4 t ha⁻¹ ano⁻¹ na camada de 10-20cm.

O acúmulo de C-org. em maiores profundidades é explicado pelo crescimento radicular, bem como a percolação desta partícula por canais naturais ou bioporos (SANDERMAN et al., 2008; LEITE et al., 2009). Além disso, em geral os solos com altos teores de argila tem grande capacidade de estocar carbono por apresentar maior superfície específica e melhor agregação (SIX et al., 2000).

A associação do SPILP-PD proporciona elevada entrada de resíduo vegetal pelo uso de culturas e pastagens em relação aos sistemas somente com produção de grãos (SOUZA et al., 2009, 2010),

tanto na superfície como no perfil do solo pelas raízes (ANGHINONI et al., 2011; LOSS et al., 2011), o que permite suportar maior estoque de carbono orgânico total (COT) e N especialmente na camada de 0,0-30 cm, respectivamente, em relação à área sem pastagem no SPD (LOSS et al., 2012).

A aplicação de resíduos orgânicos pode aumentar a decomposição do carbono e melhorar sua estabilidade a longo prazo, em razão de proporcionar aumento na concentração de C alkyl e C aromático e redução do CO-alkyl presentes na M.O (LI et al., 2013). Lembrando que o C alkyl é descrito como o C presente em um radical com fórmula geral (C_nH_{2n+1}) formado a partir da remoção de um hidrogênio de um alcano; o C aromático é a estrutura insaturada de anéis benzênicos ou de compostos que se assemelham ao benzeno; C O-alkyl é o carbono ao oxigênio em um radical com fórmula (R-O) formado a partir da remoção de um grupo alquila de um éter.

O incremento de C-org. em solos pode ser obtido através de seu aporte pela adubação, rotação de culturas, intensificação dos cultivos por unidade de tempo, utilização de culturas de cobertura na entressafra, fertilização adequada, incremento nas doses de N, estímulo ao crescimento radicular, entre outros (STEWART et al., 2007). Em sistemas de produção de PD pode-se observar aumento de até $3,47 \text{ t ha}^{-1}$ no estoque de C-org. após três anos, representando incremento médio anual de $1,16 \text{ t ha}^{-1}$, o que é considerado alto (CORAZZA et al., 1999).

O trabalho de Brunetto et al. (2012) demonstrou que a aplicação de dejetos de suínos na dose de $180 \text{ kg de N ha}^{-1}$ em SPD ao longo de vários anos contribuiu no incremento de C-org. do solo na

condição de Argissolo Vermelho até a profundidade de 30 cm, sendo que esta mesma contribuição é decorrente também da alta produção de biomassa. Os trabalhos de Barilli (2005), Hati et al. (2006), Gong et al. (2009), também com dejetos de suínos, demonstraram também o aumento nos teores de C-org. no solo. Já, o trabalho de Scherer et al. (2010) com aplicações sucessivas de dejetos de suínos entre 15 a 25 anos em sistema plantio direto, demonstrou que o teor de C-org. no solo não foi alterado na condição de Neossolo litólico, Cambissolo háplico e Latossolo vermelho.

Adeli et al. (2007), aplicando doses anuais de $6,7 \text{ t ha}^{-1}$ com cama de aves, ao fim de três anos de estudo verificaram aumento de 18, 20 e 34% no N, COT e estabilidade de agregados do solo, respectivamente, em comparação com o tratamento com adubo mineral. No sistema plantio direto a aplicação de cama de aves aumenta a mineralização de C e N no solo, permite à retenção de nutrientes e MO no sistema (TEWOLDE et al., 2008), sendo esta afirmação justificada pelo aporte de C-org. na ordem de 2,25 e $1,83 \text{ g kg}^{-1}$ nas culturas de milho (*Zea mays* L.) e soja (*Glycine Max* L. Merrill) em comparação com $1,73$ e $1,11 \text{ g kg}^{-1}$ nas mesmas culturas com fertilizante mineral, para camada de 0-5 cm (WATTS et al., 2010).

Malhi & Gill (2002) salientaram que a adição de fertilizantes orgânicos, com o aumento na disponibilidade de nutrientes, aumentou a produção de biomassa aérea e de raízes, e, conseqüentemente, adicionou C-org. ao solo. Segundo, Bayer et al. (2011), em média 21,1% do C adicionado pelas raízes é incorporado

na M.O, enquanto a conversão do C da biomassa aérea para a M.O é em média de 12,2%.

Trabalhos realizados por Balbinot Jr. et al. (2009), Calegari et al. (2009) e Boddey et al. (2010) demonstraram que a intensidade de pastejo no SPILP tem influenciado a quantidade e distribuição dos dejetos excretados pelos animais, promovendo o aporte de C e N em superfície e em profundidade no solo.

Outro aspecto importante a ser considerado é o tipo de manejo de solo. Bayer (1996) verificou que o manejo do solo realizado de forma a conservar a agregação, reflete maior proteção física da MO e também na recuperação dos estoques de C-org. no solo.

O recobrimento de sítios de fixação do ortofosfato pelo C-org. foi investigado por Mora & Canales (1995), que verificaram que a adsorção de ortofosfato aumenta quando a MO é extraída do solo, o que gera uma maior área de superfície de minerais amorfos e novos sítios ativos para adsorção dentro da matriz inorgânica do solo.

2.4 Dinâmica de nitrogênio no sistema solo-planta

O conhecimento da ciclagem dos nutrientes em SPILP é de extrema importância, pois as perdas e adições de C e nutrientes modificam a dinâmica do solo e aumentam a eficiência de uso de nutrientes pelas plantas e conseqüente redução dos impactos ambientais (KLIEMANN et al., 2006; VIOLA et al., 2013).

É difícil entender a dinâmica do N no solo por envolver reações como imobilização/mineralização; nitrificação/desnitrificação;

lixiviação/volatilização; adsorção/sorção; entre outros mecanismos, os quais são provenientes da interação entre microrganismos e colóides do solo e mediados por fatores climáticos de difícil previsão (CANTARELLA & DUARTE, 2004).

A aplicação repetida por longo prazo de diferentes fontes de C-org. podem afetar a estrutura, atividade e as comunidades de microrganismos com produção de diferentes tipos de enzimas (HAO et al., 2003, GONG et al., 2009), promove o aumento de C-org. lábil do solo, MO e teores de carboidratos (CAI & QIN, 2006), sugerindo que esta prática agrícola afeta a dinâmica de mineralização (BOOTH et al., 2005), e a adição de MO lábil ao solo aumenta acentuadamente a imobilização de N em curto prazo (MULLER et al., 2011).

A vantagem de que amônio ($N-NH_4^+$) seja mantido em formas mais estáveis presentes na MOS está relacionada à construção de reservas deste nutriente no solo, que acaba por estimular a produtividade do ecossistema (RASTETTER et al., 1997). Repetidas aplicações de fertilizantes minerais por longo prazo promovem maior produção de NO_3^- , diminuindo o NH_4^+ , condição que permite maiores perdas de N, tanto através de emissões gasosas de óxido nitroso, quanto por lixiviação de nitrato (HAO et al., 2003; DAMBREVILLE et al., 2006).

De acordo com Kluthcouski et al. (2005), o N disponibilizado às plantas provém da MOS, da reciclagem dos resíduos de culturas e dos fertilizantes nitrogenados de origem mineral ou orgânica. Sendo que em sistemas de produção conservacionistas a eficiência de recuperação do N pode ser melhorada devido aos

processos de mineralização e imobilização do N pela fauna microbiana do solo ser mais eficiente (LIU et al., 2011).

Aplicações em longo prazo de forma orgânica de N desloca a mineralização para a formação do N orgânico na forma lábil, enquanto a aplicação de N na forma mineral favorece a mineralização de N orgânico na forma recalcitrante (ZHANG et al., 2012). O uso preferencial dos fertilizantes orgânicos pode resultar em menor acúmulo de nitrato (NO_3^-) em relação aos minerais e, conseqüentemente, diminuir as perdas de N associadas à lixiviação e volatilização (MENG et al., 2005).

Diante do grande número de reações que o N pode desempenhar no solo seu aproveitamento quando usado na forma mineral fica na ordem entre 11 a 68% (LARA CABEZAS et al., 2000; GIACOMINI et al., 2009), sendo a outra parte atribuída ao N orgânico do solo, fração que corresponde a 95% do N total do solo, os quais podem ter alta ou baixa labilidade, dependendo do tipo de cadeia orgânica em que esteja inserido. Estudos mostram que 60% a 70% do N encontrado na biomassa vegetal é reciclado e novamente absorvido pelas plantas (SPAIN & SALINAS, 1985).

O solo pode conter um reservatório entre 1 e 10 toneladas de N na forma orgânica, dependendo do tipo de solo, na camada de 0 a 20 cm (PHELAN, 2009). Vale ressaltar que quando as concentrações de N solúvel são elevadas, os aminoácidos representam uma proporção significativa de N presente em solos agrícolas (HOLST et al., 2012; JAMTGARD et al., 2010) e de floresta (INSELSBACHER & NÄSHOLM, 2012).

Salton (2005) constatou que nos resíduos vegetais de milho (*Pennisetum americanum* L.) e braquiária (*Brachiaria brizantha*) existem altos teores de N, além da grande quantidade de fitomassa produzida, chegando a representar uma disponibilidade potencial de 209 e 250 kg ha⁻¹ de N ano⁻¹, respectivamente. A adoção do SPD tem proporcionado aumento no estoque de N na ordem de 345 kg ha⁻¹, representando incremento anual médio de 115 kg ha⁻¹ (CORAZZA et al., 1999). Malavolta (1980) relatou valores de produção de massa seca da parte aérea de forrageiras variando de 13.000 a 25.000 Mg ha⁻¹, os quais podem proporcionar valores extraídos entre 200 a 300 kg ha⁻¹ de N.

Gomes Junior (2006) verificou retorno de 17 kg de N por tonelada de palhada para braquiária brizanta cv. MG-5. De acordo com Magalhães (1997), essa gramínea, com seis toneladas de biomassa seca da parte aérea pode reciclar, aproximadamente, 62 kg ha⁻¹ de N.

Apesar dos benefícios do efeito residual da adubação da cultura produtora de grãos no SPILP serem descritos por Martha Júnior & Vilela (2007), há necessidade de adubação nitrogenada na cultura forrageira, não podendo esta ficar na dependência apenas do efeito residual da cultura produtora de grãos. Deve-se ressaltar que em condições onde há elevada relação C/N da palhada os microrganismos decompositores irão condicionar a imobilização, podendo haver em alguns casos déficit deste elemento a cultura, caso doses deste elemento não sejam disponibilizados no sistema (WENDLING et al., 2007; BARDUCCI et al., 2009).

Fertilizantes nas formas orgânicas favorecem a disponibilidade de N no solo em razão dos compostos orgânicos serem precursores dos processos de amonificação e nitrificação, e trabalhos recentes admitem que parte do N absorvido pelas culturas é proveniente de formas orgânicas do próprio solo e, ou outras fontes orgânicas (PHELAN, 2009). Isto evidencia o conceito de mixotrofia, ou seja, as plantas podem absorver tanto nutrientes de forma inorgânica ou orgânica, o que em geral é considerada como exceção (RAVEN et al., 2009).

As plantas em geral têm a capacidade para adquirir e metabolizar aminoácidos de acordo com Inselsbacher & Nasholm (2012), sendo a principal forma de obtenção destes compostos orgânicos a hidrólise de proteínas na superfície da raiz e no apoplasto cortical através da atividade proteolítica das exoenzimas proteases de raiz, onde os substratos e produtos de degradação podem ser relevantes para as plantas na absorção de N (KOHLI et al., 2012).

O potencial das plantas em absorver N orgânico solúvel, principalmente na forma de aminoácidos, pode ser mais importante do que têm sido previsto, pois diversos mecanismos envolvendo de ecologia à biologia molecular têm evidenciando esse potencial (WATERWORTH & BRAY, 2006; RENTSCH et al., 2007; NASHOLM et al., 2009; TEGEDER & RENTSCH, 2010; GARDENAS et al., 2011).

A pesquisa em N orgânico concentrou-se em aminoácidos, mas oligômeros N, incluindo di, tri e tetrapéptidos, também são potenciais fontes de N às culturas, sendo que estes peptídeos oligômeros podem entrar nas células da raiz através de transportador

especializado de proteínas, permite aumento do crescimento na planta quando é fornecida fonte orgânica de N, com especial ênfase para dipeptídeos, o que indica que ele é transportado através das membranas por canais iônicos (SOPER et al., 2011). Sendo a cinética de absorção para N orgânico caracterizada em função da espécie vegetal (HILL et al., 2011; SVENNERSTAM et al., 2011).

2.5 Dinâmica do fósforo no sistema solo-planta

Práticas de manejo envolvendo adubação orgânica em SPILP apresentam influências positivas sob a eficiência de nutrientes e C no solo, tornando-os disponíveis às plantas e microrganismos do solo já no primeiro ano após sua aplicação (GINTING et al., 2003; EGHBALL et al., 2004; SCHOMBERG et al., 2009), com especial ênfase aos que apresentam seu deslocamento preferencial pelo processo de difusão, como o P (DAO, 2014). Vale ressaltar que em regiões com criação intensiva e que se utiliza os fertilizantes orgânicos sem critérios técnicos em grande quantidade e por longo período de tempo, elevados teores de P pode ser detectados no solo (PAGLIARI & LABOSKI, 2013).

O P é o nutriente mais limitante da produtividade de biomassa em solos tropicais (NOVAIS & SMYTH, 1999) em consequência do material de origem e da forte interação de adsorção com colóides e sesquióxidos de Fe, manganês (Mn) e Al (RAIJ, 1991), em que menos de 0,1% encontra-se em solução (FARDEAU, 1996).

A disponibilidade de P no solo leva em consideração fatores como: material de origem, vegetação de cobertura, uso de fertilizantes, condições climáticas e atividade microbiana (McDOWELL & STEWART, 2006). No entanto, P liberado depende de fatores tais como o pH da solução, características do ácido orgânico e mineralogia do solo (BOLAN et al., 1994; STROM et al., 2002).

A dinâmica no solo é regida por forte adsorção de íons ortofosfato pelos constituintes do solo (BROUWERE et al., 2003); relacionados ao pH do solo, principalmente nas condições de acidez, a qual contribui para concentrações crescentes de Al, Fe e Mn trocável que reagem facilmente com fosfato, aumentando a precipitação diminuindo a sua biodisponibilidade (HAYNES & MOKOLOBATE, 2003).

A adição de MO em solos pode contribuir para reduzir a adsorção do P, pois a decomposição desse material favorece a produção de OH⁻, que compete com os íons fosfatos pelos sítios de adsorção; os íons hidroxilas contribuem para aumentar o pH do meio e nestas condições a interação do fosfato com os íons metálicos Fe e Al diminui; a mineralização da MO libera SO₄²⁻ e F⁻, compostos estes que apresentam alta afinidade com Al e Fe e dessa forma contribuem para liberação do fosfato para o meio; os ácidos orgânicos liberados na decomposição da MO solubilizam o fosfato de formas lábeis, deixando-o disponível (NOVAIS & SMYTH, 1999; IYAMUREMYE, 1996).

Cada solo traz intrínseco o seu processo físico-químico regulado por propriedades como pH, Al solúvel, Fe, cálcio (Ca) e teor

de MO, que associados condicionarão a dissolução, adsorção e dessorção do P no sistema (NWOKE et al., 2003)

A eficiência agronômica dos adubos fosfatados pode ser afetada pelas fontes de fosfato, propriedades do solo, modos de aplicação e espécies vegetais (CHIEN & MENON, 1995).

O P-orgânico representa fonte de suprimento às plantas e microrganismos, com especial ênfase em solo de baixos níveis de P biodisponível (MAKAROV et al., 2005; PARFITT et al., 2005), seus teores no solo são estimados entre 654-1942 mg dm³, que representa 49-64% do fósforo total (BORIE et al., 1989) e a incorporação de resíduos orgânicos pode melhorar as condições do solo quanto ao aumento na disponibilidade de P (MOKOLOBATE & HAYNES, 2003; PYPERS et al., 2005).

A biodisponibilidade do P às plantas é razão de sua mineralização que pode ocorrer de várias formas e em intervalos de tempo diferentes (CHEN et al., 2003; NWOKE et al., 2003).

O P-orgânico estabilizado na matriz do solo é derivado da humificação de microrganismos, plantas e resíduos animais, que por sua vez formam moléculas recalcitrantes, que diferente do P-não lábil pode voltar à solução do solo em curto intervalo de tempo (TARAFDAR & CLAASSEN, 2003).

Dependendo do tipo de ligação, o P-orgânico pode ser classificado como: ortofosfatomonoéster (D-glucose-6-fosfato), diesterortofosfato (L- α -phosphatidyl colina), polifosfatos orgânicos (adenosina-5-trifosfato – ATP) e pirofosfatos (2-aminoethyl ácido fosfônico (TURNER et al., 2002; BRICENO et al., 2004).

O ortofosfato monoéster apresenta apenas uma ligação covalente, onde P está ligado à molécula orgânica (o que denota maior labilidade desta estrutura orgânica), esta forma de estrutura corresponde entre 17 a 64% do P total presente no solo, nesta estrutura temos exemplos dos inositolhexafosfato, glucose-6-fosfato, para-nitrofenil fosfato e nucleotídeos, são também provenientes da degradação das macromoléculas fosfolípidos e ácidos nucleicos, já os ortofosfato de diéster estão presentes na ordem entre 5-10% e pirofosfato é de 0-3% do P total do solo (TURNER et al., 2002; BRICENO et al., 2004).

Ortofosfato diéster pode ser fonte importante de P para as plantas, uma vez que tem densidade de carga mais baixa o que permite interação iônica com menor constituinte do solo em comparação com monoésterortofosfato, e, portanto, é mais exposto a degradação enzimática (TARANTO et al., 2000; McDOWELL & STEWART, 2006) e liberação de ortofosfato subsequente. Borie & Rubio (2003) indicaram que, em solo agrícola, os ácidos nucleicos e fosfolípidos são de origem microbiana e estão presentes em pequenas quantidades, o baixo nível possivelmente indica que estes compostos são fontes de P de ciclo rápido, entretanto pode constituir compostos importantes para nutrição de microrganismos e plantas (MAKAROV et al., 2005).

A aplicação de fertilizantes orgânicos proporciona aporte de C-org. ao sistema, o qual durante sua mineralização gera ácidos húmicos e ácidos orgânicos que podem ser adsorvidos em superfícies do solo diminuindo o potencial de adsorção de P por bloqueio de sítios para a formação de complexos com Al, Fe e Ca, (HAYNES & MOKOLOBATE, 2003; MKHABELA & WARMAN, 2005).

O sistema de produção envolvendo fertilizantes orgânicos leva em consideração a necessidade nutricional de N pela cultura, quando não leguminosa, havendo, neste caso, maior aporte de P ao solo que a planta necessitaria, sem levar em consideração sua fixação ao solo, levando ao excedente de P que não é usado (ATIA & MALLARINO, 2002; NELSON et al., 2003; WIENHOLD, 2005). E alguns casos esse aumento pode ocorrer na sub-superfície do solo (GALE et al., 2000).

Sucessivas aplicações de fertilizantes orgânicos, em quantidades que excedem a demanda da cultura, podem causar a movimentação de P no perfil do solo, devido a diminuição da capacidade de adsorção do solo (HESKETH & BROOKES, 2000), além da possibilidade da movimentação no perfil de P na forma orgânica (MOZAFFARI & SIMS, 1994, EGHBALL et al., 1996).

Ácidos orgânicos de baixo peso molecular estão contidos em fertilizantes orgânicos, sendo sua concentração e origem proveniente da matéria prima que irá compor o fertilizante. O P nos fertilizantes orgânicos é dependente da espécie, fisiologia animal, composição nutricional, faixa etária, duração de armazenagem, teor de umidade e tipo de material de origem quando for cama (ATIA & MALLARINO, 2002; McDOWELL & STEWART, 2005; HANSEN et al., 2004).

Ânions orgânicos como ácido cítrico, ácido acético málico, malônico, maleico, succínico, ácido fórmico, podem competir com ortofosfato por sítios de cargas e também substituir P ligado às argilas, produzindo aumento na disponibilidade (PYPERS et al., 2005).

A utilização dos ácidos orgânicos de baixo peso molecular tem sido relacionada com a mobilização de nutrientes, principalmente com P insolúvel, que, portanto, aumenta a sua biodisponibilidade (BOLAN et al., 1994; STROM et al., 2002), auxiliando na dissolução de compostos de P insolúveis, ligados a Ca, Fe e Al (BOLAN et al., 1994; GEELHOED et al., 1999; JONES et al., 2003.).

A disponibilidade de P às plantas cultivadas em solos ácidos depende em grande parte do grau com que os íons fosfato formam complexos solúveis ou são lentamente adsorvidos pelas superfícies minerais (MORA et al., 2004).

As plantas retiram P a partir da solução do solo principalmente como íons ortofosfato (H_2PO_4^- , $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$ ou PO_4^{3-}), formas estas dependentes do pH da solução. Outras formas de P também podem ser descritas quanto à absorção de P pelas plantas como pirofosfato, polifosfato (TURNER et al., 2003) e fosfoesteres. Essas moléculas são produtos da degradação microbiana, vegetal ou da própria matéria orgânica recalcitrante do solo (BRICENO et al., 2004).

A identificação do P nos resíduos (forma orgânica ou inorgânica) é pré-requisito fundamental para a compreensão da dinâmica do nutriente no solo, mecanismos responsáveis pela liberação e pelas formas potencialmente biodisponíveis de P ao longo do tempo (KWABIAH et al., 2003).

Fertilizantes orgânicos quando incorporados no solo, têm influência na composição, no aumento da biomassa microbiana e na atividade enzimática (SPEIR et al., 2004; OEHL et al., 2004). O papel da fosfatase do solo é catalisar a hidrólise das ligações de éster de

fosfato, o que permite ao ortofosfato ser liberado a partir de compostos orgânico e aumentar o P biodisponível. (THIEN & MYERS, 1992; DENG & TABATABAI, 1997; RAO et al., 2000).

O SPD melhora a disponibilidade de P em razão do maior aporte de C-org. que confere a redução dos sítios de adsorção de P nos colóides do solo (HAYNES & MOKOLOBATE, 2001; PYPERS et al., 2005) o que resulta em aumento significativo da reserva P disponível (IYAMUREMYE et al., 1996). Kwabiah et al. (2003) demonstraram a capacidade dos resíduos vegetais para aumentar P biodisponível no solo.

Em razão da distribuição das espécies químicas de ortofosfato na solução do solo, sua constituição na fase sólida e biodisponibilidade está relacionada com o pH do meio e pela presença de espécies de ânions orgânicos ou inorgânicos que competem por alguns sítios de adsorção (SINGH & LAL, 2005).

A resposta do aumento de P disponível nas maiores profundidades pode ser atribuído a solos onde o pH é menor que 5,8 as espécies de ortofosfatos tendem a interagir com os minerais de Fe e Al e acima desse valor com os minerais Ca e magnésio (Mg) (SHARPLEY, 1995), sendo que a biodisponibilidade e a movimentação deste elemento no solo ocorre, em valores de pH entre 6 e 7 (McDOWELL & CONDRON, 2004).

A disponibilidade de P pelos fertilizantes orgânicos pode ser interpretada em razão de que toda MO possui caráter aniônico e a adsorção do ortofosfato quando ocorre é por intermédio de cátions como Ca, Al, e Fe que estão retidos na superfície do ortofosfato (McBRIDE, 1994; GUPPY et al., 2005).

O que permite formar diferentes tipos de compostos como fosfato inositol (STEWART & TIESSEN, 1987), o que faz que esta forma esteja presente em maior porcentagem entre os P orgânicos no solo (RHEINHEIMER et al., 2000 e 2002).

Já compostos de ácidos nucleicos, fosfolipídios e P esterés são mais vulneráveis à mineralização, ocasionando assim menor quantidade armazenada no solo (GATIBONI, 2003).

Vale ressaltar ainda que as formas orgânicas de P agem como base de Lewis e podem ser adsorvidas aos grupos funcionais de superfície dos compostos inorgânicos do solo, como os argilominerais, óxidos e hidróxidos de Fe e Al, com diferentes energias de ligação, ficando ou não disponíveis à mineralização, ou susceptível às perdas para o ambiente (PELLEGRINI, 2005).

A adição de material orgânico em solos pode contribuir para reduzir a adsorção do P, pois a decomposição desse material favorece a produção de OH^- , que compete com os íons fosfatos pelos sítios de adsorção; os íons hidroxilas contribuem para aumentar o pH do meio e nestas condições a interação do fosfato com os íons metálicos Fe e Al diminui; a mineralização da M.O libera SO_4^{2-} e F^- , compostos estes que apresentam alta afinidade com Al e Fe e dessa forma contribuem para liberação do fosfato para o meio; os ácidos orgânicos liberados na decomposição da M.O solubilizam o fosfato de formas lábeis, deixando-o disponível (NOVAIS & SMYTH, 1999; IYAMUREMYE, 1996).

Sucessivas aplicações de fertilizantes orgânicos, em quantidades que excedem a demanda da cultura, podem causar a movimentação de P no perfil do solo, devido à diminuição da

capacidade de adsorção do solo (HESKETH & BROOKES, 2000), além da possibilidade da movimentação no perfil de P na forma orgânica (MOZAFFARI & SIMS, 1994, EGHBALL et al., 1996).

A adição antropogênica de P no solo, por meio da adição de fertilizantes minerais ou orgânicos, agregam quantidades significativas de P solúvel no sistema (VERMA et al., 2005), o que eleva o grau de saturação da solução, favorecendo as reações de precipitação dos ortofosfatos com íons de Fe, Al e Ca com formação de minerais amorfos desses compostos, de diferentes graus de solubilidade (REDDY et al., 2005).

O uso de fertilizantes orgânicos e minerais promoveu o acúmulo e maior disponibilidade de níveis de P no solo, sendo que no adubo mineral + orgânico, o aporte de P foi na forma de ortofosfato inorgânico (62,2-81,8% P extraído de NaOH + EDTA), e que a soma das formas de P inorgânico (ortofosfato + pirofosfato) variou de 70,3-86,6% (GATIBONI et al., 2013), isso indica que o P foi acumulado principalmente nas formas inorgânicas, devido aos altos níveis de P inorgânico que já estão presentes em esterco (CASSOL et al., 2001; KOOPMANS et al., 2003; McDOWELL & STEWART, 2005) ou devido à rápida hidrólise enzimática após a aplicação no solo (HE et al., 2008).

De acordo com Dormaar & Chang (1995), o aporte contínuo de elevadas quantidades de P no solo por meio de aplicações sucessivas de adubo, contribui para o aumento da quantidade total de P ao longo do perfil do solo, a qual está associada à hidrólise de compostos orgânicos com posterior adsorção de P inorgânico e orgânico aos colóides do solo (HOUNTIN et al., 1997).

Ajiboye et al. (2007) demonstraram que em extrato alcalino de esterco bovino, 92% do total de P pertenciam à categoria ortofosfato e apenas 5% de monoéster e 3 % para a categoria diéster. Em camas de frango, o ortofosfato representou apenas 43% do total de P, monoéster 51%, 47% em ácido fítico e diéster apenas 6%.

Lourenzi et al. (2013) verificaram aumentos significativos no teor total de P após aplicação de dejetos 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, sendo que na na camada de 0-2 cm houve incrementos de 105, 216 e 345% e em 25-30 cm foram notados aumentos de 12, 20 e 65%, o que permitiu elevar os níveis de P disponível em 762, 1.466 e 3.883 %, na camada de 0-2 cm, e 19, 188 e 300%, na camada de 50-60 cm. Na média, 80% do N, 78% do P e 95% do K presentes nas dietas alimentares estão presentes no dejetos fresco dos animais, dependendo da espécie animal e do tipo de dieta (KIRCHMANN, 1994).

Os efeitos de aplicação de doses de adubo na forma de P bioativo total com repetidas adições anuais de esterco, aumentou de 114 mg kg⁻¹ a 197 e 291 mg kg⁻¹ no solo com a aplicação de 15 e 30 mg kg⁻¹ de P de esterco. O aumento médio foi de 88 mg kg⁻¹ para cada incremento na taxa de 15 kg ha⁻¹ de P pelo esterco, sendo que a adição de esterco resultou em aumentos médios em P lábil total de 73% e 156 % com 15 e 30 kg P ha⁻¹, respectivamente (DAO, 2014).

A aplicação de fertilizantes orgânicos proporciona aporte de C-org. ao sistema, o qual durante sua mineralização gera ácidos húmicos e ácidos orgânicos que podem ser adsorvidos em superfícies do solo diminuindo o potencial de adsorção de P por bloqueio de sítios para a formação de complexos com Al, Fe e Ca, (MKHABELA & WARMAN, 2005), ânions orgânicos como ácido cítrico, ácido acético

málico, malónico, maleico, succínico, ácido fórmico, podem competir com ortofosfato por sítios de cargas e também substituir P ligado às argilas, aumentando a disponibilidade (PYPERS et al., 2005).

2.6 Dinâmica do potássio no sistema solo-planta

O K é, em geral, o segundo nutriente mineral requerido em maior quantidade pelas espécies vegetais e tem alta mobilidade na planta, seja no interior da célula, nos tecidos vegetais, no xilema ou no floema (ROSOLEM et al., 2006).

A disponibilidade de K no solo é controlada principalmente pela reação de troca de cátions, pois a ampla maioria dos solos cultivados tem predominância de cargas elétricas negativas. Nessa reação há um fluxo contínuo de cátions entre as fases líquida e sólida do solo, promovido pelo deslocamento da água, pela absorção de nutrientes pelas raízes das plantas e pela adsorção do solo (WIETHOLTER, 2007).

A disponibilidade e a capacidade de suprimento de K dependem da presença de minerais primários e secundários que contém esse nutriente, da aplicação de fertilizantes e da CTC, além da contribuição da ciclagem do nutriente pelas plantas, (ROSOLEM et al., 1988), o que caracteriza estes fatores como os principais aspectos para a mobilidade e dinâmica do K no perfil do solo.

O K ocorre no solo principalmente nas formas de K da solução, K trocável, K não trocável e K estrutural (SPARKS & HUANG, 1985). O K presente na solução está imediatamente disponível às plantas e caracteriza 0,1-0,2 % do K total do solo, sendo

que esta concentração representa apenas 5% do total da demanda das culturas, entretanto essa forma é rapidamente reabastecida pelo K trocável, que representa 1-2 % do total no solo (McLEAN & WATSON, 1985) e a transferência das formas não trocáveis de K, com representatividade até 10 % do total, para trocável depende da demanda e capacidade extratora das plantas pelo nutriente do que das propriedades do solo, como textura e mineralogia (GARCIA et al., 2008; KAMINSKI et al., 2010). Trazendo assim a grande importância das formas de K trocáveis e não trocáveis para nutrição das plantas que constituirão o sistema de produção.

A aplicação insuficiente de fertilizante pode levar ao esgotamento das reservas do solo (ROSOLEM et al., 1993; OBORN et al., 2005), principalmente em sistemas de produção onde sua exportação ocorre em grandes quantidades e em pequeno intervalo de tempo (RENGEL & DAMON 2008; SIMONSSON et al., 2009). Por outro lado aplicação excessiva pode intensificar as perdas por lixiviação (ROSOLEM et al., 2010), mesmo em solos com média e alta capacidade de troca catiônica (ERNANI et al., 2007; WERLE et al., 2008), condições que caracterizam a importância para o adequado manejo da adubação potássica.

O sistema de produção com cultivo de plantas com capacidade de extrair quantidades consideráveis de K e a adição de fertilizantes potássicos pode influir na relação entre as reservas de K do solo e na sua disponibilidade, acarretando alterações dos minerais potássicos do solo (PERNES-DEBUYSER et al., 2003; SIMONSSON et al., 2009). A determinação do teor de K trocável tem sido o método mais utilizado para avaliar a disponibilidade de K do solo e, em

consequência, a probabilidade de obtenção de resposta no rendimento das culturas à adição de fertilizante (WIETHOLTER, 2007).

O fluxo de K no solo, da solução em direção à superfície das raízes ocorre em razão do gradiente de concentração formado pela absorção pelas plantas que promove esse processo cinético de movimento físico do íon (BALDWIN et al., 1973), os quais são controlados preferencial pelos processo de fluxo de massa e difusão (BARBER, 1995), visto que esses fatores têm relação com a água móvel e água estacionária, sua mobilidade no sistema solo-planta fica condicionada, também, as condições climáticas, o que destaca a importância da inter-relação entre sua mobilidade no solo e a disponibilidade às plantas.

O movimento de K no perfil do solo depende do tipo de solo e na maioria dos casos ocorre com certa limitação (WIETHOLTER, 2007), sendo que uma chuva de 50 mm geralmente não é suficiente para deslocar o K em profundidades maiores que 8 cm em Latossolo Vermelho Distroférico (ROSOLEM et al., 2006). Porém, a quantidade de K que pode ser lixiviado em solos arenosos e com baixa CTC é alta, quando sujeitos à alta precipitação, indica-se o parcelamento de fertilizantes K durante o período de crescimento da cultura, para reduzir a perda de K por lixiviação (KOLAR & GREWAL, 1994).

O aumento do teor de K nas plantas com o aumento da dose desse nutriente, mesmo que a disponibilidade de K seja maior do que a faixa ótima pode ocorrer pelo fato que as plantas absorvem quantidade acima da sua necessidade metabólica, acumulando o elemento nos cloroplastos, nas mitocôndrias e, especialmente, nos

vacúolos, caracterizando o “consumo de luxo” desse nutriente (GOMMERS et al., 2005). O aumento do acúmulo de K nos tecidos de plantas em decorrência da adubação potássica, ou do seu efeito residual tem sido reportado por diversos trabalhos (SIMONETE et al., 2002; KAMINSKI et al., 2007; FRAGA et al., 2009).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Local do experimento

O experimento foi conduzido nos anos agrícolas de 2011 a 2013, no Instituto Federal Catarinense (IFC) Campus Concórdia, no município de Concórdia, com as seguintes coordenadas geográficas, latitude 27° 12' 0,08" e longitude 52° 4' 58,22". O sistema de produção adotado foi integração lavoura-pecuária em sistema plantio direto com as culturas de milho, cv. Syngenta (Celeron LT) consorciado com braquiária MG-5 ou Xaraés, durante o verão e centeio (*Secale cereale* L.), manejado em duplo propósito durante o inverno.

O clima da região pertence ao subtropical úmido (Cfa), onde os meses mais frios (junho e julho) apresentam temperaturas médias em torno de 15° C e temperatura média de 23° C, segundo a classificação de Köppen. As chuvas são regulares e bem distribuídas, sem deficiências hídricas e com precipitações totais anuais acima de 1.500 mm e altitude de 569 m acima do nível do mar. O relevo predominante é ondulado com declividade de 8%.

Os dados diários referentes às temperaturas máxima, mínima e precipitação pluvial durante os dois anos de condução do experimento foram coletados na Estação Meteorológica da Embrapa Suínos e Aves, sendo que os valores de temperatura representam a média a cada dez dias e os de precipitação a soma para este mesmo período de avaliação (Figura 1).

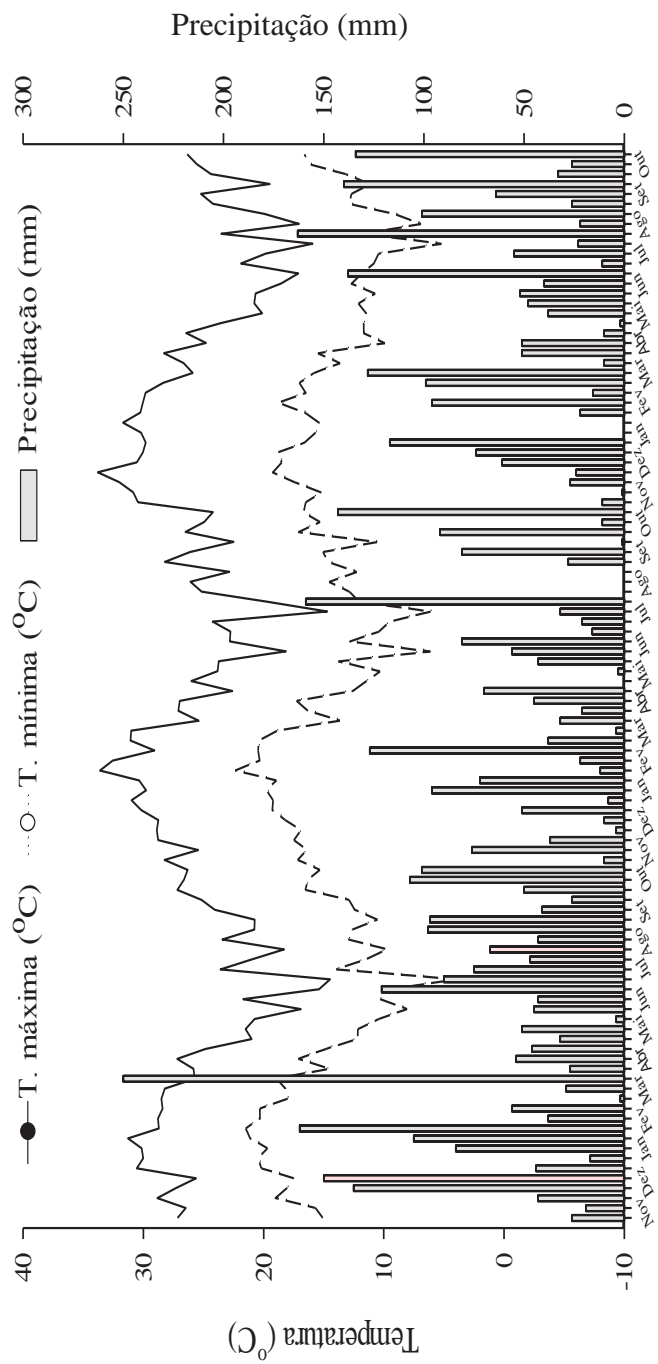


Figura 1 - Precipitação (mm), temperaturas máxima (°C) e mínima (°C), registradas durante a condução do experimento, nos anos agrícolas de 2011/2013.

O solo da área experimental foi descrito como Nitossolo Vermelho Eutroférico típico, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2009). Esta área foi manejada com lavoura de milho no verão e cobertura vegetal com aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) e nabo (*Raphanus sativus* L.) no inverno desde 1994 até 2011. Durante este período foram realizadas duas calagens aplicando-se cinco toneladas de calcário dolomítico por ha.

A fertilização da área era realizada com dejetos de suínos, o volume utilizado foi de 50,0 m³ ha⁻¹ ano, seguindo instrução normativa do órgão estadual de meio ambiente de Santa Catarina (FATMA). No caso do milho foram aplicados fertilizantes minerais conforme a necessidade da cultura definido pela análise de solo e necessidade nutricional da cultura.

Antes da semeadura da pastagem de inverno houve uma prática de escarificação para descompactação superficial da área e posterior dessecação com aplicação do herbicida glifosate (2.160 g ha⁻¹ de i.a.), e em seguida, foi realizada a semeadura.

Em março de 2011 foi amostrado o solo, na profundidade de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm amostrando-se vinte amostras simples para constituir a composta, utilizando-se trado tipo holandesas, com o objetivo de realizar análise física e química necessária para o cálculo da necessidade de calagem, conforme resultados apresentados na Tabela 1. A interpretação dos resultados permite descrever que o solo do experimento não necessitou de calagem, com base na metodologia por saturação por bases nas culturas de milho e centeio (RAIJ et al. 1996).

Tabela 1 - Atributos físico-químicos em amostras de solo anterior à adubação. Concórdia, SC em 2011

| Atributos | Camadas | | | |
|--|---------|---------|----------|----------|
| | 0-5cm | 5-10 cm | 10-20 cm | 20-40 cm |
| N (mg kg ⁻¹) | 1885 | 1707 | 1543 | 1203 |
| Cu (mg kg ⁻¹) | 4,7 | 5,46 | 4,4 | 3,9 |
| K (mg kg ⁻¹) | 590 | 406 | 346 | 232 |
| Mg (mg kg ⁻¹) | 588 | 488 | 508 | 452 |
| Ca (mg kg ⁻¹) | 1676 | 1344 | 1912 | 1496 |
| H + Al (mmol _c kg ⁻¹) | 57 | 60 | 58 | 54 |
| CTC (mmol _c kg ⁻¹) | 205 | 178 | 205 | 172 |
| V (%) | 72 | 66 | 72 | 69 |
| P (mg kg ⁻¹) | 100 | 80 | 70 | 24 |
| Zn (mg kg ⁻¹) | 5,1 | 4,4 | 3,6 | 1 |
| C-org. (g kg ⁻¹) | 18 | 17 | 17 | 14 |
| pH (H ₂ O) | 5,8 | 5,6 | 5,5 | 5,3 |
| Argila (g kg ⁻¹) | 680 | 680 | 700 | 700 |

3.2 Delineamento experimental

O experimento foi realizado em condição de campo com delineamento de blocos casualizados, com quatro repetições, em fatorial 4 x 3+1 (quatro doses de N e quatro fontes de fertilizantes). As unidades experimentais foram formadas por parcelas de 5 x 5 m (25 m²), distantes 2,5 m entre blocos, não havendo espaço entre as parcelas. Os tratamentos fertilizantes foram: um controle (ausência de adubação), dois fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos líquidos de suínos e dois minerais M1 e M2, em interação com três doses que corresponderam a 100, 200 e 300 kg ha⁻¹ de N. A escolha das doses teve como critério estabelecer progressão aritmética para demonstrar o comportamento matemático de cada fertilizante, bem como estabelecer a dose mais eficiente para cada variável analisada.

3.3 Fertilizantes orgânicos e minerais

Os fertilizantes minerais M1e M2 foram formulados a partir das fontes uréia para N, superfosfato triplo para P e cloreto de potássio para K, sendo que M1 corresponde à composição do dejetto líquido de suínos e o M2 à cama de aves. Antes de cada cultura a ser instalada no SPILP eram estabelecidas as formulações minerais após análise dos fertilizantes orgânicos e a representação dos teores estabelecidos de N, P e K são apresentados na Tabela 2 para cada ciclo de cultura.

Tabela 2 - Teor de nitrogênio, fósforo e potássio na cama de aves e dejetto líquido de suínos e as quantidades de fósforo e potássio aportados no sistema de produção em sua respectiva cultura

| Tratamentos | Teor de nutrientes no fertilizante (g kg ⁻¹ ou L ⁻¹) | | | Aporte de P (kg ha ⁻¹) | | | Aporte de K (kg ha ⁻¹) | | |
|---------------------------------|---|------|------|------------------------------------|-----|-----|------------------------------------|-----|-----|
| | N | P | K | Doses de N | | | | | |
| | | | | 100 | 200 | 300 | 100 | 200 | 300 |
| Cultivo do centeio 2011 | | | | | | | | | |
| Cama | 20,3 | 11,6 | 26,9 | 57 | 114 | 171 | 132 | 265 | 397 |
| Dejeto | 4,20 | 0,42 | 2,43 | 10 | 20 | 30 | 58 | 116 | 174 |
| Cultivo do milho 2011/12 | | | | | | | | | |
| Cama | 20,7 | 13,4 | 12,8 | 64 | 128 | 192 | 62 | 124 | 186 |
| Dejeto | 3,72 | 1,43 | 1,54 | 39 | 78 | 117 | 41 | 82 | 123 |
| Cultivo do centeio 2012 | | | | | | | | | |
| Cama | 19,3 | 36,1 | 46,2 | 190 | 380 | 570 | 242 | 484 | 726 |
| Dejeto | 2,9 | 0,85 | 1,14 | 29 | 58 | 87 | 38 | 76 | 114 |
| Cultivo do milho 2012/13 | | | | | | | | | |
| Cama | 21,8 | 13,3 | 13,4 | 61 | 122 | 183 | 61 | 122 | 183 |
| Dejeto | 3,85 | 0,99 | 4,23 | 26 | 52 | 78 | 109 | 218 | 327 |

O dejetto líquido de suínos é oriundo de sistema de criação de ciclo completo do IFC, Campus Concórdia, onde os animais permanecem alojados em sistema de piso compacto desde o nascimento até o abate com peso vivo médio de 120 kg e idade média de 145 dias. A cama de aves também é oriunda do IFC, onde é feita a criação de aves de corte, sendo que as camas usadas neste trabalho foram oriundas de 5 a 6 lotes, conforme na Tabela 2.

A diferença quanto ao teor de P e de K na cama e dejetto e suas quantidades aportadas no SPILP (Tabela 2) mostram a necessidade da identificação dos nutrientes nos resíduos, como pré-requisito fundamental para compreensão da indicação de adubação, com a finalidade de manter o balanço de nutrientes adequado entre produtividade e qualidade ambiental.

3.4 Culturas implantadas

Para a safra de verão, nos dois anos agrícolas no ano 2011/2012 e 2012/2013 foi cultivado o híbrido simples, super precoce, com alto valor produtivo e ótima qualidade de grãos, indicado para áreas de alta fertilidade, o cv. Celeron TL Syngenta. O cv. Celeron TL é um híbrido desenvolvido para ser utilizado em várias regiões, desde o Rio Grande do Sul até o sul do Mato Grosso do Sul. A semeadura de milho foi feita em consórcio com a braquiária MG-5 ou Xaraés, (*Urochloa.sp.*)

Para a formação de pastagem, no período de inverno dos mesmos anos agrícolas, foi semeado o Centeio cv. BRS Serrano. A densidade de semeadura indicada é de 250 a 350 sementes m^{-2}

(40 a 60 kg ha⁻¹), podendo ser semeado a partir de abril (FONTANELI et al., 2012).

3.5 Condução do experimento

Anteriormente à implantação da pastagem, a área experimental foi dessecada, mediante a aplicação de herbicida glifosate (1.800 g ha⁻¹ de i.a.). No dia 15/05/2011 foi realizada a aplicação dos fertilizantes em todas as parcelas menos no controle, sendo desnecessário a aplicação de calcário. A aplicação dos fertilizantes orgânicos e minerais era feita toda na base ao lado da linha de semeadura e em superfície.

Todas as operações de semeadura das culturas foram realizadas utilizando-se semeadora adubadora, equipada com disco duplo.

A semeadura de centeio foi realizada no dia 16/05/2011, em linhas, com espaçamento entre linhas de 0,17 m, sendo que a emergência das plântulas ocorreu entre 7 a 10 dias após a semeadura. Os cortes de centeio foram realizados nas datas de 26/07/, 29/08 e 03/10/2011.

Para a determinação da produção de biomassa seca da parte aérea foram realizadas três subamostras por parcela com área de 0,25 m² (0,50 m x 0,50 m) cada, totalizando uma área amostral de 0,75 m² por parcela sendo os cortes realizados com auxílio de uma tesoura de aparar gramado, deixando-se uma altura de resteva de cerca de 7 cm. Esse material foi colocado em saco de papel e secos em estufa com ar forçado, à 60°C, até peso constante; posteriormente,

foram pesados para quantificação da biomassa seca da parte aérea e posteriormente moído para determinação de teores de N, P, K, Ca e Mg do tecido vegetal em todos os cortes.

Após a amostragem, as parcelas foram roçadas, com roçadeira do tipo costal, à gasolina, deixando-as niveladas à mesma altura na qual foram cortadas as áreas amostrais acima descritas; em seguida, com auxílio de ancinhos, foi retirado todo o material vegetal roçado, presente sobre as parcelas.

Para a safra de milho 2011/2012 foi semeado a cv. Celeron TL Syngenta com população de 8-9 sementes por metro linear, com espaçamento entre linhas de 0,80 m. A emergência das plantas ocorreu no dia 23/11/2011. Cada parcela foi constituída por 6 linhas com 5 metros de comprimento. O florescimento pleno do cultivar de milho ocorreu em 23/01/2012 e a colheita foi efetuada manualmente e individualmente por unidade experimental em 13/04/2012.

O uso de irrigação foi adotado no mês de fevereiro, época de florescimento do milho, quando foi suprida a necessidade hídrica de 50 mm de água, aplicada em duas vezes no intervalo de 15 dias. Em 05/06/2012 foi realizada a semeadura de centeio no mesmo sistema ao ano anterior. Nesse ano, o primeiro corte foi realizado no dia 20/08/2012 e o segundo, no dia 24/09/2012, seguindo os mesmos procedimentos descritos anteriormente.

Em 06/11/2012, foi realizada a semeadura do milho híbrido simples transgênico, cv. Syngenta (Celeron LT) no mesmo sistema do ano anterior. A emergência das plantas ocorreu no dia 13/11/2012. Cada parcela era constituída por 6 linhas de 5 metros de

comprimento. O florescimento pleno do cultivar de milho ocorreu em 19/02/2013. A colheita foi realizada manualmente e individualmente por unidade experimental em 07/04/2013.

Foram realizadas amostragens estratificadas do solo no final de cada ciclo da cultura tanto de verão como de inverno, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade. Foram retiradas, aleatoriamente, três amostras simples para cada camada constituindo uma amostra composta, sendo uma na linha e duas na entrelinha da cultura presente na área, com a utilização de trado tipo holandes. As amostras compostas foram secadas ao ar e peneiradas (malha 2 mm). Posteriormente, foram submetidas à análise no laboratório de Solos da Embrapa Suínos e Aves para determinação de C, N, P e K conforme metodologia proposta por Tedesco et al. (1995).

Para produção de matéria seca e diagnose foliar das culturas foram cultivados milho e centeio, nas quais, além dos rendimentos de grãos e biomassa da parte aérea, foram avaliadas as variáveis: teores de N, P e K na cultura, onde foram amostradas 20 folhas opostas e abaixo a espiga, quando a planta encontrava-se no estágio de florescimento, sendo que a análise química do tecido vegetal seguiu a metodologia de Malavolta et al. (1997).

O material foi acondicionado em sacos de papel devidamente identificados e levados para secagem em estufa de ventilação forçada à temperatura de 65 °C, até atingirem peso constante. Em seguida, as plantas foram moídas e submetidas à análise para determinação dos teores dos nutrientes (N, P e K), segundo os métodos descritos por Malavolta et al. (1997).

Nos dois anos agrícolas, foi determinado o valor de rendimento de grãos da cultura do milho onde foram colhidos manualmente 2 fileiras com 2 m de comprimento e 0,8 m de largura entre fileiras totalizando 3,2 m², após, foi realizada a trilha manual, pesagem e secagem separando-se a palha e os grãos, em seguida, foi determinado o peso dos grãos colhidos para o cálculo de rendimento de grãos por hectare, sendo que os valores de rendimentos de grãos foram obtidos pela colheita e pesagem dos grãos produzidos, e posterior correção do peso para base seca de 13% de umidade.

Para o cálculo do balanço de nutrientes determinou-se a saída ou exportação de nutrientes calculada a partir da produção agrícola pelas culturas de milho e centeio, juntamente com os dados de concentração de nutrientes no produto colhido. A partir destas informações foi possível avaliar a exportação de nutrientes pelas culturas.

A determinação de entrada de nutrientes no sistema esteve relacionada ao aporte pela respectiva dose de cada fertilizante, demonstrado pela Tabela 2, e pela subtração entre saída e entrada de cada nutriente no sistema de produção integração lavoura pecuária pode-se chegar a valores positivos e negativos que representam o excesso ou esgotamento quanto mais distante do valor zero, denotando assim a importância desta variável para qualidade ambiental e sustentabilidade do SPILP. Para o balanço de fósforo no sistema de produção foram considerados apenas 30 % do P disponível dos fertilizantes, em razão deste valor corresponder a disponibilidade deste nutrientes na maioria dos sistemas de produção.

3.6 Análise estatística

Foi adotado o modelo para análise de variância inerente ao delineamento em blocos casualizados considerando os fatores fertilizantes, dosagens e blocos. Após confirmado a significância da referente variável as médias de tratamentos foram comparadas pelo teste t de Student, protegido pela significância do teste F global, com nível de 5 % de probabilidade como taxa de erro para tomada de decisão. Para realizar essa análise foi usado o procedimento GLM do SAS (SAS, 2008). Foram testados os efeitos linear e quadrático entre doses, dentro de cada fertilizante.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Carbono do solo

Durante o primeiro ano agrícola, representado pela safra de inverno de 2011 com centeio e de verão de 2011/2012 com milho, pode-se observar que a aplicação de doses crescentes de N com diferentes fontes deste nutriente no SPILP permitiu comportamento crescente de C-org. na camada de 0–5 cm para os fertilizantes minerais (M1 e M2), sendo a dose de 200 kg ha⁻¹ dos mesmos superior aos orgânicos (cama e dejetos), bem como a dose de 300 kg ha⁻¹ de M1 superior aos demais (Tabela 3). As doses de maior representatividade para teor de C-org. em M1 e M2 foram de 300 e 250 kg ha⁻¹ de N para camada de 0-5 cm.

Trabalhos de adubação nitrogenada que demonstraram o aporte C-org. no solo relacionam esta ação ao aumento da fitomassa da parte aérea, raízes e produtividade de grãos (FREITAS et al., 1996; AMADO, 1997; FERNANDES, 1998). Lovato et al. (2004) observaram aporte médio de C-org. 4,1t ha⁻¹ ano⁻¹ na camada superficial e Leite et al. (2009) observaram aporte de 10,2 a 10,4 t ha⁻¹ ano⁻¹, na camada de 10-20 cm, resultados que corroboram, em parte, aos encontrados neste trabalho.

Comportamentos crescentes para teor de C-org. em razão de doses crescentes de N puderam ser observados, também, na camada de 5–10 cm para M1, onde a dose de 300 kg ha⁻¹ foi superior aos orgânicos, e na camada de 20–40 cm para dejetos e M1, sendo que a partir da dose de 100 kg ha⁻¹ destes tratamentos mostram ser superior

à cama, resultado que se repete apenas para as doses de 200 e 300 kg ha⁻¹ no tratamento M1 (Tabela 3).

Tabela 3 - Teor de carbono orgânico do solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais, em sistema de produção integração lavoura-pecuária na safra de 2012

| Tratamento | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|---|-----------------------------------|------|-------|-------|--|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| C org. (g dm ⁻³) 0 - 5 cm | | | | | |
| Cama | 13 | 18 | 16 b | 16 b | $\bar{m} = 16$ |
| Dejeto | 13 | 21 | 13 b | 17 b | $\bar{m} = 16$ |
| M1 | 13 | 16 | 23 a | 23 a | $13,7 + 0,034^{**}x$ R ² = 0,87 |
| M2 | 13 | 22 | 23 a | 20 ab | $13,6 + 0,10^{**} - 0,0002^{**}x^2$ R ² = 0,98 |
| C org. (g dm ⁻³) 5 - 10 cm | | | | | |
| Cama | 14 | 16 | 17 | 15 b | $\bar{m} = 16$ |
| Dejeto | 14 | 17 | 16 | 19 b | $\bar{m} = 17$ |
| M1 | 14 | 16 | 21 | 24 a | $13,6 + 0,032^{**}x$ R ² = 0,95 |
| M2 | 14 | 22 | 19 | 20 ab | $\bar{m} = 19$ |
| C org. (g dm ⁻³) 10 - 20 cm | | | | | |
| Cama | 16 | 18 | 18 | 17 | $\bar{m} = 17$ |
| Dejeto | 16 | 16 | 19 | 17 | $\bar{m} = 17$ |
| M1 | 16 | 18 | 19 | 20 | $\bar{m} = 18$ |
| M2 | 16 | 20 | 19 | 19 | $\bar{m} = 19$ |
| C org. (g dm ⁻³) 20 - 40 cm | | | | | |
| Cama | 14 | 15 b | 17 bc | 16 b | $\bar{m} = 16$ |
| Dejeto | 14 | 20 a | 19 ab | 18 ab | $14,2 + 0,064^{**} - 0,0002^{**}x^2$ R ² = 0,89 |
| M1 | 14 | 18 a | 20 a | 20 ab | $13,8 + 0,05^{**} - 0,0001^{**}x^2$ R ² = 0,99 |
| M2 | 14 | 19 a | 14 d | 19 a | $\bar{m} = 17$ |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste de t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeto e os minerais M1 corresponde à composição do dejeto e o M2 à cama. \bar{m} = média.

O acúmulo de C-org. em maiores profundidades é explicado pelo crescimento radicular, bem como a percolação desta

partícula por canais naturais ou bioporos (SANDERMAN et al., 2008; LEITE et al., 2009). Além disso, em geral os solos com altos teores de argila tem grande capacidade de estocar C por apresentar maior superfície específica e melhor agregação (SIX et al., 2000).

A associação do SPILP-PD proporciona elevada entrada de resíduo vegetal pelo uso de culturas e pastagens em relação aos sistemas puros de produção de grãos (SOUZA et al., 2009, 2010), tanto na superfície como no perfil do solo pelas raízes (ANGHINONI et al., 2011; LOSS et al., 2011), o que permite suportar maior estoque de COT e nitrogênio especialmente na camada de 0-30 cm, respectivamente, em relação à área sem pastagem no SPD (LOSS et al., 2012). Segundo Nicoloso et al. (2008), o solo sob ILP tem potencial para ser um dreno de C atmosférico e favorecer o acúmulo da MOS.

No segundo ano agrícola (2012/2013) cultivou-se novamente centeio, como cultura de inverno, e milho, no verão. Durante este período, o teor de C-org. cresceu com o fertilizante M2, em todas as camadas, sendo que com a dose de 300 kg de N ha⁻¹ o teor de C foi superior a cama, nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, e para o M1 na camada de 5-10 cm e ao dejetos na de 20-40 cm (Tabela 4).

A aplicação de resíduos orgânicos pode aumentar a decomposição do C e melhorar sua estabilidade a longo prazo, em razão de proporcionar aumento na concentração de C alkyl e C aromático e redução do C O-alkyl presentes na MOS (LI et al., 2013).

Brunetto et al. (2012) demonstraram que a aplicação de dejetos de suínos na dose de 180 kg de N ha⁻¹, em SPD ao longo de

vários anos contribuiu no incremento de C-org. do solo, na condição de Argissolo Vermelho, até a profundidade de 30 cm, é decorrente da alta produção de biomassa.

Pode-se observar comportamento crescente para teor de C-org. para M1 e dejetos na camada de 20–40 cm. Após dois anos de SPILP, o tratamento com 300 kg de N ha⁻¹ de M2 promoveu o aporte de C-org. no solo com 2,4 t ha⁻¹ nas camadas superficiais de 0–5 e 5–10 cm, 4,8 t ha⁻¹ na camada de 10–20 cm e 12 t ha⁻¹ na camada de 20–40 cm (Tabela 4).

Os trabalhos de Barilli (2005), Hati et al. (2006), e Gong et al. (2009), com dejetos de suínos, demonstraram o aumento nos teores de C-org. no solo. Já, o trabalho de Scherer et al. (2010) com aplicações sucessivas de dejetos de suínos entre 15 a 25 anos em SPD, demonstrou que o teor de C-org. no solo não foi alterado na condição de Neossolo litólico, Cambissolo háplico e Latossolo vermelho.

Adeli et al. (2007), aplicando doses anuais de 6,7 Mg ha⁻¹ com cama de aves, ao fim de três anos de estudo, verificaram aumento de 18, 20 e 34% no N, C total e estabilidade de agregados do solo, respectivamente, em comparação com o tratamento com adubo mineral.

Bayer et al. (2011) citaram que, em média 21,1% do C adicionado pelas raízes passa a ser incorporado à M.O, enquanto a conversão do C da biomassa aérea para a M.O é em média de 12,2%.

Outro aspecto importante a ser considerado é o tipo de manejo de solo. Bayer (1996) demonstrou que o manejo do solo realizado de forma a conservar a agregação, reflete maior proteção física da matéria orgânica e também na recuperação dos estoques de

carbono no solo. Esses dados corroboram com os obtidos neste estudo com SPILP e favorecido pela adoção por muitos anos de aplicação de dejetos em SPD (histórico da área) que pode ter influenciado a presença de teores de C-org. em camadas de subsuperfície.

Tabela 4 - Teor de carbono orgânico do solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais no sistema de produção integração lavoura-pecuária na safra 2013

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|---------------------------------------|-----------------------------------|-----|-----|-------|--|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| C org. (g dm ⁻³) 0-5 cm | | | | | |
| Cama | 19 | 20 | 20 | 20 b | $\bar{m} = 20$ |
| Dejeto | 19 | 19 | 19 | 21 b | $\bar{m} = 20$ |
| M1 | 19 | 21 | 21 | 21 b | $\bar{m} = 21$ |
| M2 | 19 | 19 | 20 | 23 a | $20 - 0,014^* + 0,00009^* x^2 R^2 = 0,97$ |
| C org. (g dm ⁻³) 5-10 cm | | | | | |
| Cama | 18 | 20 | 19 | 18 b | $\bar{m} = 18,6$ |
| Dejeto | 18 | 18 | 20 | 20 ab | $\bar{m} = 18,9$ |
| M1 | 18 | 18 | 20 | 19 b | $\bar{m} = 18,5$ |
| M2 | 18 | 19 | 19 | 21 a | $17,8 + 0,013^{**} x R^2 = 0,78$ |
| C org. (g dm ⁻³) 10-20 cm | | | | | |
| Cama | 17 | 18 | 18 | 16 b | $\bar{m} = 16,9$ |
| Dejeto | 17 | 18 | 18 | 19 a | $\bar{m} = 17,8$ |
| M1 | 17 | 15 | 17 | 19 a | $\bar{m} = 17,2$ |
| M2 | 17 | 16 | 19 | 20 a | $15,9 + 0,013^{**} x R^2 = 0,79$ |
| C org. (g dm ⁻³) 20-40 cm | | | | | |
| Cama | 13 | 15 | 16 | 16 ab | $\bar{m} = 15,0$ |
| Dejeto | 13 | 17 | 17 | 15 b | $13,3 + 0,044^{**} - 0,0001^{**} x^2 R^2 = 0,99$ |
| M1 | 13 | 14 | 15 | 18 a | $12,8 + 0,015^{**} x R^2 = 0,92$ |
| M2 | 13 | 14 | 14 | 18 a | $12,8 + 0,015^{**} x R^2 = 0,75$ |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste de t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeto e os minerais M1 corresponde à composição do dejeto e o M2 à cama. \bar{m} = média.

4.2 Dinâmica de nitrogênio no sistema solo-planta

A aplicação de fertilizantes orgânicos e minerais em SPILP foi pouco expressivo em relação à alteração nos teores de nitrogênio total Kjeldhal, onde pode-se notar comportamento linear crescente para dejetos na camada de 5-10 cm e quadrático decrescente até a dose 111 kg ha^{-1} no tratamento M2 na camada de 10-20 cm, e não houve diferença entre tratamentos para a mesma dose nas camadas específicas (Tabela 5). A razão do teor de N no tratamento controle ser semelhante aos demais tratamentos remete ao histórico da área ter apresentado por muitos anos aplicação de dejetos, cama e adubação mineral para a semeadura do milho em SPD e cobertura vegetal durante o período de inverno com aveia preta e nabo o que dificultou a representatividade quanto ao aporte de doses crescentes de N no sistema, tanto por fertilizantes orgânicos como minerais.

É difícil determinar a dinâmica do N no solo por envolver reações como imobilização/mineralização; nitrificação/desnitrificação; lixiviação/volatilização; adsorção/sorção; entre outros mecanismos, os quais são provenientes da interação entre microrganismos e colóides do solo e mediados por fatores climáticos de difícil previsão (CANTARELLA & DUARTE, 2004).

De acordo com Kluthcouski et al. (2005), o N disponibilizado às plantas provém da MOS, da reciclagem dos resíduos de culturas e dos fertilizantes nitrogenados de origem mineral ou orgânica. Sendo que em situações de manutenção da fertilidade em sistemas de produção conservacionistas a eficiência de recuperação do N pode ser melhorada devido aos processos de mineralização e

imobilização do N pela fauna microbiana do solo ser mais eficiente (LIU et al., 2011).

Tabela 5 - Teor de nitrogênio total Kjeldhal do solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2012

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|----------------------------------|-----------------------------------|-----|--------|-------|--|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| N (g dm ⁻³) 0-5 cm | | | | | |
| Cama | 2,2 | 2,3 | 2,3 | 2,4 | $\bar{m} = 2,3$ |
| Dejeto | 2,2 | 2,3 | 2,3 | 2,4 | $\bar{m} = 2,3$ |
| M1 | 2,2 | 2,2 | 2,3 | 2,2 | $\bar{m} = 2,2$ |
| M2 | 2,2 | 2,2 | 2,1 | 2,2 | $\bar{m} = 2,2$ |
| N (g dm ⁻³) 5-10 cm | | | | | |
| Cama | 2,0 | 2,1 | 2,2 ab | 2,3 | $\bar{m} = 2,2$ |
| Dejeto | 2,0 | 2,2 | 2,3 a | 2,3 | $2,1 + 0,0009^{**} x$ R ² = 0,68 |
| M1 | 2,0 | 2,1 | 2,0 bc | 2,1 | $\bar{m} = 2,1$ |
| M2 | 2,0 | 2,2 | 2,0 c | 2,1 | $\bar{m} = 2,1$ |
| N (g dm ⁻³) 10-20 cm | | | | | |
| Cama | 2,0 | 2,1 | 1,9 | 1,9 b | $\bar{m} = 2,0$ |
| Dejeto | 2,0 | 2,0 | 2,0 | 2,1 a | $\bar{m} = 2,0$ |
| M1 | 2,0 | 1,9 | 2,0 | 1,8 b | $\bar{m} = 1,9$ |
| M2 | 2,0 | 1,9 | 1,9 | 2,2 a | $1,9 - 0,002^{*}x + 0,000009^{**} x^2$ R ² = 0,92 |
| N (g dm ⁻³) 20-40 cm | | | | | |
| Cama | 1,8 | 1,9 | 1,9 | 1,9 | $\bar{m} = 1,9$ |
| Dejeto | 1,8 | 1,9 | 1,8 | 2,0 | $\bar{m} = 1,9$ |
| M1 | 1,8 | 1,8 | 2,0 | 2,0 | $\bar{m} = 1,9$ |
| M2 | 1,8 | 1,8 | 1,8 | 1,8 | $\bar{m} = 1,8$ |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste de t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeto e os minerais M1 corresponde à composição do dejeto e o M2 à cama. \bar{m} = média.

Aplicações em longo prazo de forma orgânica de N desloca a mineralização para a formação do N orgânico na forma lábil, enquanto a aplicação de N na forma mineral favorece a mineralização

de N orgânico na forma recalcitrante (ZHANG et al., 2012). Bem como o uso preferencial dos fertilizantes orgânicos pode resultar em menor acúmulo de NO_3^- em relação aos minerais e, conseqüentemente, diminuir as perdas de N associadas à lixiviação e volatilização (MENG et al., 2005).

Diante do grande número de reações que o N pode desempenhar no solo seu aproveitamento quando usado na forma mineral fica na ordem entre 11 a 68% (LARA CABEZAS et al., 2000; GIACOMINI et al., 2009), sendo a outra parte atribuída ao N orgânico do solo, fração que corresponde a 95% do N total do solo, os quais podem ter alta ou baixa labilidade, dependendo do tipo de cadeia orgânica em que esteja inserido. Estudos mostram que 60% a 70% do nitrogênio encontrado na biomassa vegetal é reciclado e novamente absorvido pelas plantas (SPAIN & SALINAS, 1985).

No segundo ano agrícola a aplicação de fertilizantes orgânicos e minerais proporcionou comportamento decrescente até a dose de 111 kg ha^{-1} no tratamento M2 na camada de 5-10 cm e comportamento linear crescente para dejetos na camada de 20-40 cm, não havendo, novamente, diferença entre tratamentos para a mesma dose em cada camada específica (Tabela 6).

Semelhante ao primeiro ano agrícola a pequena interferência da aplicação de doses crescentes de N por fertilizantes orgânicos e minerais está relacionado a manutenção da fertilidade para este nutriente, permitindo com que a dose zero seja tão eficiente quanto os demais tratamentos para fornecimento deste nutriente as plantas, sendo o mesmo proveniente da M.O aportada anteriormente ao trabalho e não apenas do fornecimento pelos fertilizantes.

Tabela 6 - Teor de nitrogênio total Kjeldhal do solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária na safra 2013

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|----------------------------------|-----------------------------------|-----|-------|-----|--|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| N (g dm ⁻³) 0-5 cm | | | | | |
| Cama | 1,9 | 2,0 | 2,3 a | 1,9 | $\bar{m} = 2,0$ |
| Dejeto | 1,9 | 1,9 | 1,8 b | 1,9 | $\bar{m} = 1,9$ |
| M1 | 1,9 | 1,8 | 1,9 b | 1,8 | $\bar{m} = 1,8$ |
| M2 | 1,9 | 1,7 | 1,8 b | 2,1 | $\bar{m} = 1,9$ |
| N (g dm ⁻³) 5-10 cm | | | | | |
| Cama | 1,7 | 1,8 | 1,7 | 1,7 | $\bar{m} = 1,7$ |
| Dejeto | 1,7 | 1,7 | 1,6 | 1,8 | $\bar{m} = 1,7$ |
| M1 | 1,7 | 1,7 | 1,7 | 1,8 | $\bar{m} = 1,7$ |
| M2 | 1,7 | 1,6 | 1,7 | 1,9 | $1,6-0,002*x+0,000009*x^2$ R ² = 0,99 |
| N (g dm ⁻³) 10-20 cm | | | | | |
| Cama | 1,6 | 1,7 | 1,4 | 1,5 | $\bar{m} = 1,6$ |
| Dejeto | 1,6 | 1,6 | 1,6 | 1,7 | $\bar{m} = 1,6$ |
| M1 | 1,6 | 1,6 | 1,6 | 1,6 | $\bar{m} = 1,6$ |
| M2 | 1,6 | 1,6 | 1,6 | 1,7 | $\bar{m} = 1,6$ |
| N (g dm ⁻³) 20-40 cm | | | | | |
| Cama | 1,4 | 1,6 | 1,5 | 1,5 | $\bar{m} = 1,5$ |
| Dejeto | 1,4 | 1,5 | 1,5 | 1,8 | $1,38+0,001*x$ R ² = 0,71 |
| M1 | 1,4 | 1,6 | 1,5 | 1,6 | $\bar{m} = 1,5$ |
| M2 | 1,4 | 1,5 | 1,5 | 1,7 | $\bar{m} = 1,5$ |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste de t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeto e os minerais M1 corresponde à composição do dejeto e o M2 à cama. \bar{m} = média.

Em solo com fertilidade construída, pode-se adotar a adubação de manutenção, para repor apenas a quantidade de nutrientes a ser exportada para produzir 1.000 kg de grãos ou biomassa seca da parte aérea pela cultura.

O solo pode conter reservatório entre 1 e 10 toneladas de N na forma orgânica, dependendo do tipo de solo, na camada de 0 a 20 cm (PHELAN, 2009).

Vale ressaltar que quando as concentrações de N solúvel são elevadas, os aminoácidos representam proporção significativa de N presente em solos agrícolas (HOLST et al., 2012; JAMTGARD et al., 2010) e de floresta (INSELBACHER & NÄSHOLM, 2012).

Salton (2005) constatou que nos resíduos vegetais de milho e braquiária existem altos teores de N, além da grande quantidade de fitomassa produzida, chegando a representar uma disponibilidade potencial entre 209 e 250 kg ha⁻¹ de N ano⁻¹, respectivamente. A adoção do SPD tem proporcionado aumento no estoque de N na ordem de 345 kg ha⁻¹, representando incremento anual médio de 115 kg ha⁻¹ (CORAZZA et al., 1999). Malavolta (1980) relatou valores de produção de massa seca da parte aérea de forrageiras variando de 13.000 a 25.000 t ha⁻¹, os quais podem proporcionar valores extraídos entre 200 a 300 kg ha⁻¹ de N.

Gomes Junior (2006) verificou retorno de 17 kg de N por tonelada de palhada para *U. brizantha* cv. MG-5. De acordo com Magalhães (1997), essa gramínea com seis toneladas de biomassa seca da parte aérea pode reciclar, aproximadamente 62 kg ha⁻¹ de N, respectivamente.

Apesar dos benefícios do efeito residual da adubação no SPILP serem descritos por Martha Júnior & Vilela (2007) há necessidade de adubação nitrogenada na cultura forrageira, não podendo esta ficar na dependência apenas do efeito residual da cultura produtora de grãos. Deve-se ressaltar que em condições onde há

elevada relação C/N da palhada os microrganismos decompositores irão condicionar a imobilização, podendo haver em alguns casos déficit deste elemento a cultura, caso doses deste elemento não sejam disponibilizados no sistema (WENDLING et al., 2007; BARDUCCI et al., 2009).

Fertilizantes nas formas orgânicas favorecem a disponibilidade de N no solo em razão dos compostos orgânicos serem precursores dos processos de amonificação e nitrificação, e trabalhos recentes admitem que parte do N absorvido pelas culturas é proveniente de formas orgânicas do próprio solo e, ou outras fontes orgânicas (PHELAN, 2009). O que evidencia o conceito de mixotrofia, ou seja, as plantas podem absorver tanto nutrientes de forma inorgânica ou orgânica, o que em geral é considerada como exceção (RAVEN et al., 2009).

Para o primeiro corte de centeio pode-se observar que o uso de fertilizantes orgânicos e minerais no SPILP demonstrou comportamento linear crescente para teor de N em tecido vegetal da parte aérea nos tratamentos dejetos, M1 e M2, sendo a dose de 300 kg ha⁻¹ de N em M1 e M2 superior ao tratamento com cama (Tabela 7). Os teores de N no centeio no primeiro corte mostram-se superior ao valor de 26 g kg⁻¹ descrito por Raij et al. (2001) e dentro da faixa de suficiência entre 25-35 g kg⁻¹ indicada pelo mesmo autor.

No segundo corte de centeio, a aplicação de fertilizantes orgânicos e minerais mostrou comportamento linear crescente para teor de N em tecido vegetal da parte aérea nos tratamentos dejetos e M2, sendo que, os mesmos tratamentos apresentam superioridade na dose de 300 kg ha⁻¹ em relação à cama e M1 (Tabela 7).

Tabela 7 - Teor de nitrogênio no tecido de centeio BRS Serrano em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais, em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2011

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|---|-----------------------------------|-----|-----|-------|--------------------------------------|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| 1º Corte (g kg ⁻¹) - 70 *DAE | | | | | |
| Cama | 34 | 36 | 38 | 37 b | $\bar{m} = 36$ |
| Dejeto | 34 | 37 | 40 | 40 ab | $35,1+0,02^{**}x \quad R^2 = 0,77$ |
| M1 | 34 | 40 | 39 | 41 a | $35,68+0,02^{**}x \quad R^2 = 0,63$ |
| M2 | 34 | 39 | 42 | 42 a | $35,33+0,02^{**}x \quad R^2 = 0,77$ |
| 2º Corte (g kg ⁻¹) - 33 **DAR | | | | | |
| Cama | 29 | 29 | 32 | 30 b | $\bar{m} = 30$ |
| Dejeto | 29 | 30 | 32 | 36 a | $28,76+0,02^{**}x \quad R^2 = 0,89$ |
| M1 | 29 | 31 | 33 | 32 b | $\bar{m} = 31$ |
| M2 | 29 | 31 | 36 | 36 a | $29,79 +0,02^{**}x \quad R^2 = 0,90$ |
| 3º Corte (g kg ⁻¹) - 34 **DAR | | | | | |
| Cama | 23 | 23 | 25 | 24 | $\bar{m} = 24$ |
| Dejeto | 24 | 23 | 24 | 24 | $\bar{m} = 24$ |
| M1 | 23 | 21 | 22 | 25 | $\bar{m} = 23$ |
| M2 | 23 | 23 | 27 | 26 | $\bar{m} = 25$ |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste de t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeto e os minerais M1 corresponde à composição do dejeto e o M2 à cama. \bar{m} = média. DAE – Dias após a emergência. **DAR – Dias após o rebrote.

O comportamento para teor de N no tecido de centeio para o 1º e 2º corte pode ser correlacionado com o mesmo comportamento do teor de N no solo para o tratamento de dejeto na camada de 5-10 cm e para M2 na camada de 10-20 cm (Tabela 5), evidenciando maior disponibilidade desse nutriente para absorção pela planta forrageira.

O terceiro corte não apresentou diferença para teor de N no tecido em função de doses crescentes no mesmo fertilizante, bem

como diferença entre fertilizantes para a mesma dose (Tabela 7). É possível verificar redução para o teor de N no tecido de centeio à medida que foram realizados os cortes, lembrando que, a adubação nitrogenada do sistema ocorreu apenas no momento da semeadura, resultado que caracteriza provável esgotamento deste nutriente no solo pela exportação de nutrientes durante os primeiros dois cortes.

As plantas em geral têm a capacidade para adquirir e metabolizar aminoácidos (INSELSBACHER & NASHOLM, 2012), sendo a principal forma de obtenção destes compostos orgânicos a hidrólise de proteínas na superfície da raiz e no apoplasto cortical através da atividade proteolítica das exoenzimas proteases de raiz, onde os substratos e produtos de degradação podem ser relevantes para as plantas na absorção de N (KOHLI et al., 2012).

O potencial das plantas em absorver N orgânico solúvel, principalmente na forma de aminoácidos, pode ser mais importante do que têm sido previsto, pois diversos mecanismos envolvendo de ecologia à biologia molecular têm evidenciado esse potencial (WATERWORTH & BRAY, 2006; RENTSCH et al., 2007; NASHOLM et al., 2009; TEGEDER & RENTSCH, 2010; GARDENAS et al., 2011).

A pesquisa em N orgânico concentrou-se em aminoácidos, mas oligômeros N, incluindo di, tri e tetrapéptidos, também são potenciais fontes de N às culturas, sendo que estes peptídeos oligômeros podem entrar nas células da raiz através de transportador especializado de proteínas, permite aumento do crescimento na planta quando é fornecida fonte orgânica de N, com especial ênfase para di-

péptidos, o que indica que ele é transportado através das membranas por canais iônicos (SOPER et al., 2011). Sendo a cinética de absorção para N orgânico caracterizada em função da espécie vegetal (HILL et al., 2011; SVENNERSTAM et al., 2011).

A aplicação de fertilizantes orgânicos e minerais em SPILP para o segundo ano agrícola (2012) e no primeiro corte de centeio BRS Serrano mostra comportamento quadrático crescente para os tratamentos dejetos e M2, e há diferença entre tratamentos para dose 300 kg de N ha⁻¹ onde o tratamento com cama foi superior aos demais (Tabela 8).

Já no segundo corte do centeio BRS serrano não foi possível observar diferença para teor de N no tecido de centeio quanto ao aumento de doses no mesmo fertilizante, porém houve significância entre fertilizantes na dose de 100 kg de N ha⁻¹, onde o M2 demonstra-se inferior aos demais (Tabela 8).

Os maiores teores de N no tecido de centeio BRS serrano do primeiro corte em 2012 tem correlação com o comportamento do teor de N no solo para o tratamento M2 na camada 5-10 cm e para dejetos na camada de 20-40 cm (Tabela 6), semelhante ao ocorrido no primeiro ano agrícola para esta pastagem de inverno.

Os tratamentos que receberam fertilizantes apresentam teores de N no tecido dentro da faixa de suficiência entre 25-35 g kg⁻¹ (RAIJ et al., 2001), com exceção do M1 para a dose de 100 kg de N ha⁻¹ e de dejetos na dose 300 kg de N ha⁻¹. Já no segundo corte apenas os tratamentos com cama nas doses de 100 e 300 kg de N ha⁻¹ e dejetos com 100 kg de N ha⁻¹ apresentam-se dentro da faixa de suficiência considerada adequada a cultura. Ainda é importante lembrar que o

centeio de 2012 recebeu adubação apenas durante a semeadura, semelhante ao ano anterior.

Tabela 8 - Teor de nitrogênio no tecido de centeio BRS Serrano em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2012.

| Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | | |
|---|----|------|-----|-------|---|
| Tratamentos | 0 | 100 | 200 | 300 | Regressão |
| 1º Corte (g kg ⁻¹) 75 *DAE | | | | | |
| Cama | 22 | 26 | 29 | 29 a | $\bar{m} = 27$ |
| Dejeto | 22 | 25 | 26 | 22 c | $22 + 0,046 * x - 0,0002 * x^2$ R ² = 0,99 |
| M1 | 22 | 23 | 25 | 26 b | $\bar{m} = 24$ |
| M2 | 22 | 26 | 26 | 25 bc | $23 + 0,046 * x - 0,0001 * x^2$ R ² = 0,99 |
| 2º Corte (g kg ⁻¹) 34 **DAR | | | | | |
| Cama | 22 | 26 a | 21 | 25 | $\bar{m} = 24$ |
| Dejeto | 22 | 25 a | 20 | 23 | $\bar{m} = 23$ |
| M1 | 22 | 19 a | 22 | 23 | $\bar{m} = 22$ |
| M2 | 22 | 19 b | 21 | 24 | $\bar{m} = 22$ |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste de t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeto e os minerais M1 corresponde à composição do dejeto e o M2 à cama. \bar{m} = média. DAE – Dias após a emergência. **DAR – Dias após o rebrote.

Durante a cultura de inverno do ano de 2011 houve maior precipitação pluviométrica em relação ao mesmo período do ano de 2012, condição que permitiu haver três cortes no primeiro ano de cultivo contra apenas dois cortes do segundo ano (Figura 1). A menor disponibilidade de água no solo no segundo ano agrícola traz a menor evapotranspiração pela planta e, conseqüentemente, menor absorção de N, o que reflete nos menores teores deste nutriente no tecido quando comparou-se os dois anos de produção de forragem para o mesmo período de corte.

Em ambos os anos agrícolas pode-se notar que houve redução quanto ao teor de N no tecido de centeio em razão do período de corte, diminuindo este valor do primeiro para o terceiro em 2011 e do primeiro para o segundo em 2012 tal efeito é atribuído à diluição do nutriente pela maior biomassa da parte aérea.

Segundo a Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS RS/SC, 2004), a indicação de adubação nitrogenada na cultura do milho deve ser baseada no teor de MOS, na expectativa de rendimento de grãos e na cultura antecedente. Em anos nos quais as condições climáticas são favoráveis à cultura, a quantidade de N requerida via adubação para otimizar a produtividade de grãos, pode alcançar valores superiores a 150 kg ha^{-1} . Estima-se que a necessidade de N para produção de uma tonelada de grãos de milho varie entre 20 a 28 kg ha^{-1} de N (CANTARELLA, 2004).

A aplicação de fertilizantes nitrogenados na forma mineral demonstra maior eficiência para disponibilidade de N à cultura do milho quando relacionado às formas orgânicas (cama e dejetos), bem como o incremento das doses no sistema permite elevar o teor de N no tecido para dejetos, M1 e M2 na safra de milho de 2011/2012 (Tabela 9).

Esta afirmação é justificada em razão dos resultados demonstrarem comportamento linear crescente para teor de N no tecido da parte aérea no dejetos e quadrático crescente para M1 e M2 (Tabela 9). Os tratamentos com fertilizantes minerais M1 e M2 mostram-se superior aos orgânicos nas doses de 100, 200 e $300 \text{ kg de N ha}^{-1}$, sendo o M2 superior ao M1 na dose de $300 \text{ kg de N ha}^{-1}$ e o

dejeito superior a cama quando houve aporte destas formas orgânicas no sistema.

Tabela 9 - Teor de nitrogênio no tecido foliar de milho em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária na safra 2011/2012 e 2012/2013.

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|---------------------------------------|-----------------------------------|------|------|------|--|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| (g kg ⁻¹) Safra 2011/2012 | | | | | |
| Cama | 14 | 16 c | 15 c | 18 d | $\bar{m} = 16$ |
| Dejeito | 14 | 19 b | 23 b | 26 c | $15+0,038^{**}x$ R ² = 0,98 |
| M1 | 14 | 23 a | 28 a | 28 b | $14-0,113^{**}x+0,00022^{**}x^2$ R ² = 0,99 |
| M2 | 14 | 22 a | 28 a | 29 a | $15-0,102^{**}x+0,00017^{**}x^2$ R ² = 0,99 |
| (g kg ⁻¹) Safra 2012/2013 | | | | | |
| Cama | 15 | 20 b | 23 b | 27 | $15+39,2^{**}x$ R ² = 0,99 |
| Dejeito | 15 | 19 b | 25 b | 27 | $15+41,2^{**}x$ R ² = 0,94 |
| M1 | 15 | 26 a | 31 a | 30 | $15+131,5^{**}-0,266^{**}x^2$ R ² = 0,99 |
| M2 | 15 | 25 a | 30 a | 29 | $\bar{m} = 25$ |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste de t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeito e os minerais M1 corresponde à composição do dejeito e o M2 à cama. \bar{m} = média.

Wild et al. (2011) aplicaram vários materiais orgânicos ao solo, incluindo cama de aves, e verificaram que a nitrificação foi concluída antes de 53 dias. Aita et al. (2007) verificaram que todo o amônio decorrente da aplicação de dejetos líquidos de suínos ao solo nitrificou ainda mais rápido, tendo ocorrido nos primeiros 20 dias.

Os teores de N no tecido foliar do milho no primeiro ano agrícola somente estiveram dentro da faixa de suficiência, que fica entre 27 e 35 g kg⁻¹ (RAIJ et al., 1996) quando aplicados os fertilizantes minerais M1 e M2 a partir da dose de 200 kg de N ha⁻¹, e

bem próximo o dejetos na dose de 300 kg de N ha⁻¹, condições que permitem prever o adequado fornecimento deste nutriente à nutrição da cultura, e que garantiu as maiores produtividades neste ano agrícola. No entanto, vale ressaltar que produtividades iguais ou superiores a 8500 Mg ha⁻¹ foram alcançadas quando teores de N no tecido foram iguais ou superiores a 15 g kg⁻¹.

Vale ressaltar que a menor eficiência dos fertilizantes orgânicos em comparação aos minerais para disponibilidade de N a cultura do milho está relacionada a maior porcentagem estar presente em frações orgânica (STEWART & TIESEN, 1987; GATIBONI, 2003), principalmente na cama onde esta fração é ainda maior que nos dejetos. A fração orgânica permite maior recalcitrância quanto à disponibilidade, ou seja, está ocorrendo liberação de forma lenta, condição que irá ser atenuada no segundo ano, onde as maiores doses dos orgânicos se mostram semelhante aos minerais, havendo no entanto, a superioridade destas formas solúveis nas menores doses (100 e 200 kg ha⁻¹), onde ainda não foi alcançado a estabilidade quanto ao fornecimento adequado N à milho pelos orgânicos.

Os dejetos que apresentam maior relação C:N, contendo altos teores de fibra e lignina são decompostos mais lentamente no solo, o que proporciona a liberação de nutrientes de forma gradativa às plantas, além de favorecer o acúmulo de M.O (CQFS-RS/SC, 2004).

Giacomini & Aita (2008) avaliaram cama sobreposta e dejetos líquidos de suíno como fonte de N para o milho e encontraram maior disponibilidade de N no solo, nos tratamentos que receberam aplicação de dejetos indicando que a cama sobreposta dos suínos apresenta baixa taxa de mineralização.

A composição mineral da cama de aves contém teores entre 2,6-3,0% de N, 3,9-4,5% de P e 1,0-3,0% de K (GIANELLO & ERNANI, 1983), além de apresentar frações com solubilidades distintas, algumas prontamente disponíveis às plantas (formas minerais solúveis) e outras na forma orgânica (ácidos de baixo peso molecular e graxos), sendo estimado que 60 % estejam na forma orgânica, 30 % como amônio e 10 % na forma nítrica e amídica (SIMS & WOLF, 1994), enquanto que cerca de 66% do N, 33% do P e K do dejetos está na fração mineral (MATTIAS et al., 2010).

A sugestão contida nas tabelas de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina é de que apenas 50 e 80 % do N contido na cama e dejetos sejam considerados disponíveis às culturas no primeiro cultivo e outros 20 % se tornem disponíveis durante o cultivo subsequente (CQFS, 2004), resultados estes que corroboram os discutidos por Lourenço et al. (2013).

Na safra do milho em 2012/13 os tratamentos cama e dejetos apresentaram comportamento linear crescente para teor de N no tecido da parte aérea, enquanto em M1 houve quadrático crescente (Tabela 9). Neste ano os tratamentos com fertilizantes minerais (M1 e M2) foram mais eficientes que os orgânicos à cama e dejetos nas doses de 100 e 200 kg de N ha⁻¹, o que implica em dizer que os orgânicos começam a ser tão eficientes quanto aos minerais já no segundo ano agrícola quando são aplicados 300 kg de N ha⁻¹ para disponibilidade de N à cultura do milho.

Doses de fertilizantes minerais iguais ou superiores a 200 kg de N ha⁻¹ e dose de 300 kg de N ha⁻¹ na forma orgânica com cama e dejetos, permite que haja teores de N no tecido dentro da faixa de

suficiência considerada adequada para a cultura, que fica entre 27 e 35 g kg⁻¹, conforme descrito por Raij et al. (1996).

Em razão de dois anos de aplicação de fertilizantes orgânicos não ter ocorrido incremento de C-org. (Tabela 3), desta forma sugere que nos primeiros cultivos a contribuição da adubação orgânica para disponibilidade de N no milho provém exclusivamente de sua composição química, onde as diferentes formas e porcentagens determinaram a dinâmica no solo e, conseqüentemente, o tempo de solubilidade e posterior disponibilidade à cultura, já com aplicações sucessivas destes fertilizantes orgânicos começa a ocorrer a estabilidade do sistema quanto a disponibilidade de N, e quando esta situação for estabelecida quantidades menores poderão ser aplicadas para obter a mesma produtividade agrícola.

4.3 Dinâmica de fósforo no sistema solo-planta

Práticas de manejo envolvendo adubação orgânica em sistema de produção conservacionistas apresentam influências positivas sob a eficiência de nutrientes e C no solo, tornando-os disponíveis às plantas e microrganismos já no primeiro ano após sua aplicação (GINTING et al., 2003; EGHBALL et al., 2004; SCHOMBERG et al., 2009), com especial ênfase aos que apresentam seu deslocamento preferencial pelo processo de difusão, como o P (DAO, 2014).

Assim, como ocorreu com o N doses crescentes de P também foram adicionadas ao SPILP, sendo aportado 121, 242 e 363 kg de P ha⁻¹ na forma de cama e 49, 98 e 196 kg de P ha⁻¹ na forma de

dejeito no ano de 2011 e 251, 502, 753 kg de P ha⁻¹ na forma de cama e 55, 110 e 165 kg de P ha⁻¹ na forma de dejeito no ano de 2012, havendo a mesma ordem de grandeza entre cama/M2 e dejeito/M1 (Tabela 2).

E levando em consideração que a eficiência agrônômica dos adubos fosfatados pode ser afetada pelas fontes de fosfato, propriedades do solo, modos de aplicação e espécies vegetais (CHIEN & MENON, 1995).

As doses crescentes de P no sistema pelos fertilizantes orgânicos e minerais demonstraram relação direta positiva quanto ao teor de P disponível, sendo caracterizado nos fertilizantes orgânicos cama e dejeito por comportamento linear crescente nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm e quadrático crescente na camada de 20-40 cm; enquanto para os fertilizantes minerais pode-se observar comportamento linear quadrático para M1, apenas na camada de 0-5 cm, enquanto comportamento linear crescente para M2 foi observado nas camadas de 0-5 e 20-40 cm (Tabela 10).

A interação entre a disponibilidade de P no solo e a quantidade aportada no sistema pelos fertilizantes está relacionado ao ortofosfato na solução apresentar rápida adsorção aos colóides do solo, a qual sofre interferência direta do pH do meio e presença de espécies de ânions orgânicos ou inorgânicos que competem por sítios de adsorção (SINGH & LAL, 2005).

A disponibilidade de P pelos tratamentos cama e dejeito pode ser interpretada em razão de que toda MO possui caráter aniônico e a adsorção do ortofosfato quando ocorre é por intermédio de cátions como Ca, Al, e Fe que estão retidos na superfície do

ortofosfato (McBRIDE, 1994; GUPPY et al., 2005), permitindo formar diferentes tipos de compostos como fosfato inositol, o qual dificulta o processo de mineralização e favorece seu acúmulo no solo, condição que também caracteriza pouca labilidade e disponibilidade

Tabela 10 - Teor de fósforo do solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária na safra de 2012

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|----------------------------------|-----------------------------------|--------|--------|--------|---|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| P (g dm ⁻³) 0-5 cm | | | | | |
| Cama | 78 | 159 | 183 ab | 181 a | 99,7 + 0,34**x R ² = 0,76 |
| Dejeto | 78 | 130 | 145 bc | 176 a | 85,7 + 0,31**x R ² = 0,95 |
| M1 | 78 | 187 | 104 c | 84 b | 90,3 + 0,91* - 0,003*x ² R ² = 0,57 |
| M2 | 78 | 110 | 235 a | 214 a | 79,0 + 0,53**x R ² = 0,80 |
| P (g dm ⁻³) 5-10 cm | | | | | |
| Cama | 79 | 140 ab | 140 | 154 a | 94,4 + 0,22**x R ² = 0,75 |
| Dejeto | 79 | 75 c | 119 | 178 a | 61,4 + 0,34**x R ² = 0,85 |
| M1 | 79 | 169 a | 83 | 70 b | $\bar{m} = 100$ |
| M2 | 79 | 111 bc | 134 | 144 a | $\bar{m} = 117$ |
| P (g dm ⁻³) 10-20 cm | | | | | |
| Cama | 59 | 116 | 116 a | 163 a | 62,4 + 0,33**x R ² = 0,88 |
| Dejeto | 59 | 55 | 127 a | 153 ab | 40,8 + 0,34**x R ² = 0,90 |
| M1 | 59 | 99 | 58 c | 51 c | $\bar{m} = 67$ |
| M2 | 59 | 86 | 110 ab | 110 b | $\bar{m} = 91$ |
| P (g dm ⁻³) 20-40 cm | | | | | |
| Cama | 38 | 90 a | 68 ab | 43 b | 41,7 + 0,57** - 0,002**x ² R ² = 0,86 |
| Dejeto | 38 | 67 b | 78 a | 138 a | 41,6 + 0,07*x + 0,001*x ² R ² = 0,96 |
| M1 | 38 | 70 ab | 33 c | 43 b | $\bar{m} = 46$ |
| M2 | 38 | 81 ab | 58 ab | 118 a | 41,5 + 0,22**x R ² = 0,66 |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste de t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeto e os minerais M1 corresponde à composição do dejeto e o M2 à cama. \bar{m} = média.

às plantas (STEWART & TIESSEN, 1987), o que faz que esta forma esteja presente em maior porcentagem entre os P orgânicos no solo (RHEINHEIMER et al., 2000 e 2002), já compostos de ácidos nucléicos, fosfolipídios e fósforo esteres são mais vulneráveis à mineralização, ocasionando assim menor quantidade armazenada no solo (GATIBONI, 2003).

Vale ressaltar ainda que as formas orgânicas de P agem como base de Lewis e podem ser adsorvidas aos grupos funcionais de superfície dos compostos inorgânicos do solo, como os argilominerais, óxidos e hidróxidos de Fe e Al, com diferentes energias de ligação ficando ou não disponíveis à mineralização, ou susceptível às perdas para o ambiente (PELLEGRINI, 2005).

A disponibilidade de P no solo quanto ao uso dos fertilizantes minerais (M1 e M2) aplicados no sistema, ficaram bastante sujeitos a interação do pH em H₂O do meio, que neste trabalho se caracterizou entre 4,9 e 6,1 neste período analisado. Lembrando que valores de pH em H₂O menor que 5,8 permite que ortofosfatos tenham maior interação com minerais de Fe e Al e acima desse valor com os minerais Ca e Mg (SHARPLEY, 1995), assim, valores iguais ou superior 6,0 permite maior biodisponibilidade e movimentação deste elemento no solo (McDOWELL & CONDRON, 2004).

Sucessivas aplicações de fertilizantes orgânicos, em quantidades que excedem a demanda da cultura, podem causar a movimentação de P no perfil do solo, devido à diminuição da capacidade de adsorção do solo (HESKETH & BROOKES, 2000),

além da possibilidade da movimentação no perfil de P na forma orgânica (MOZAFFARI & SIMS, 1994; EGHBALL et al., 1996).

Ainda é importante lembrar que antes do início do experimento os teores de P no solo apresentam-se na classe considerada muito alta conforme descrito pela CQFS (2004) e justificado pelo histórico da área com aplicação de muitos anos de fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de plantio direto. E permite afirmar que esta manutenção de fertilidade para P não será efeito limitante a produtividade da cultura.

A diferença para teor de P disponível no solo em razão do aumento crescente para fertilizantes orgânicos cama e dejetos demonstrada em todas as profundidades está relacionado à presença da forma orgânica deste nutriente, o que confere menor grau de adsorção ao solo quando comparado à forma mineral, o que justifica a maior significância para estes fertilizantes em relação ao mineral quanto ao incremento deste nutriente no solo. A disponibilidade de P no solo leva em consideração fatores como: material de origem, vegetação cobertura, uso de fertilizantes, condições climáticas e atividade microbiana (McDOWELL & STEWART, 2006).

Em sistemas de produção onde fertilizantes orgânicos foram aportados pode-se verificar que o acúmulo e disponibilidade de P no solo, sendo a forma inorgânica de ortofosfato+pirofosfato a de maior contribuição, com intervalos entre 70 a 87 % (GATIBONI et al., 2013), justificado também por estas formas ser predominante na composição química dos esterco (CASSOL et al., 2001; KOOPMANS et al., 2003; McDOWELL & STEWART, 2005).

O P nos fertilizantes orgânicos é dependente da espécie, fisiologia animal, composição nutricional, faixa etária, duração de armazenagem, teor de umidade e tipo de material de origem quando for cama (ATIA & MALLARINO, 2002; McDOWELL & STEWART, 2005; HANSEN et al., 2004).

Em trabalho realizado por Dortzbach (2009), SPD com adubação orgânica com cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos em aplicações superiores a uma e duas vezes a recomendação de N para milho e aveia, observou percolação de P até 60 cm de profundidade.

Porém, quando se compara mineral e orgânico dentro da mesma dose, a disponibilidade de P no solo seguiu a seguinte ordem no ano de 2012: na dose 100 o tratamento M1 é superior ao dejetos e M2 na camada de 5-10 cm, bem como a cama mostra-se superior ao dejetos na camada de 20-40 cm; na dose 200 o tratamento M2 é superior a M1 e Dejetos na camada 0-5 cm, enquanto cama e dejetos mostram superior ao M1 nas camadas de 10-20 e 20-40 cm; e para dose 300 os fertilizantes cama, dejetos e M2 são superiores a M1 nas camadas de 0-5 cm e 5-10 cm, enquanto a cama é superior M1 e M2, e dejetos é maior que M1 na camada de 10-20 cm, enquanto que dejetos e M2 são superiores a cama e M1 para camada de 20-40 cm (Tabela 10).

Esta heterogeneidade para teor de P disponível no solo entre os fertilizantes orgânicos e minerais na mesma dose é razão do solo se apresentar com fertilidade construída para estes nutrientes bem como as diferenças de biomassa de raiz, parte aérea e produtividade das culturas que estiveram presentes no sistema de produção integração lavoura-pecuária terem permitido diferentes mobilidades

deste nutriente no perfil, sendo em profundidade justificado pelo crescimento radicular, bem como na superfície haver a contribuição, também, da decomposição da biomassa seca da parte, as quais diferem em função de cada tratamento.

A diferença para teores de P no solo entre fertilizantes minerais com doses crescentes de 121, 242 e 363 kg de P ha⁻¹ em M2 e 49, 98 e 196 kg de P ha⁻¹ em M1 aportados no sistema justifica os valores inferiores em M1 a partir da segunda dose, o que também permite concluir que ainda está ocorrendo maior grau de fixação do P nestas condições, indicando que quando quantidades superiores do elemento na forma mineral são aportadas ao sistema (tratamento M2) sítios de adsorção são superados e permite haver maior disponibilidade no solo, sendo esta afirmação justificada pelos altos teores de P em todas as profundidades (Tabela 10).

Cassol et al. (2012) com aplicação de 200 m³ ha⁻¹ de dejetos verificou o aumento do teor de P extraível nas camadas inferiores, até 40 cm, evidenciando a transferência do elemento em profundidade.

Semelhante ao que ocorreu no ano de 2011/12, o teor de P disponível no solo em 2012/13 apresenta relação direta e positiva em função das doses crescentes de P no solo tanto por fertilizantes orgânicos como minerais (Tabela 11), onde o tratamento M2 apresenta comportamento crescente em todas as camadas, sendo linear para 0-5 cm e quadrático para as demais, já M1 apresenta comportamento linear crescente apenas para 20-40 cm; entre os fertilizantes orgânicos a cama de aves apresenta comportamento linear crescente nas camadas 0-5 e 5-10 cm e quadrático para 20-40 cm, enquanto o dejetos

apresenta comportamento linear crescente para 5-10 cm e quadrático para as camadas posteriores.

Tabela 11 - Teor de fósforo do solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária na safra de 2013

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|----------------------------------|-----------------------------------|---------|---------|---------|--|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| P (g dm ⁻³) 0-5 cm | | | | | |
| Cama | 64,3 | 101,0 a | 124,0 a | 140,0 a | $70,33 + 0,25^{**} x R^2 = 0,97$ |
| Dejeto | 64,3 | 59,4 b | 72,5 b | 85,1 b | $\bar{m} = 70,3$ |
| M1 | 64,3 | 52,3 b | 60,8 b | 63,4 b | $\bar{m} = 60,2$ |
| M2 | 64,3 | 69,8 b | 85,6 b | 133,0 a | $54,99 + 0,22^{**} x R^2 = 0,84$ |
| P (g dm ⁻³) 5-10 cm | | | | | |
| Cama | 61,3 | 76,9 a | 108,0 | 111,0 a | $62,33 + 0,18^{**} x R^2 = 0,92$ |
| Dejeto | 61,3 | 58,6 ab | 89,4 | 79,4 b | $59,39 + 0,08^* x R^2 = 0,56$ |
| M1 | 61,3 | 44,6 b | 99,4 | 49,4 c | $\bar{m} = 63,7$ |
| M2 | 61,3 | 45,0 b | 85,0 | 112,0 a | $57,78 - 0,13^* + 0,001^* x^2 R^2 = 0,91$ |
| P (g dm ⁻³) 10-20 cm | | | | | |
| Cama | 48,1 | 55,0 | 54,4 b | 49,1 b | $\bar{m} = 51,6$ |
| Dejeto | 48,1 | 61,9 | 72,5 a | 50,9 b | $46,67 + 0,28^{**} - 0,0009^{**} x^2 R^2 = 0,89$ |
| M1 | 48,1 | 41,3 | 51,1 b | 56,0 b | $\bar{m} = 49,1$ |
| M2 | 48,1 | 52,0 | 32,9 c | 108,0 a | $54,01 - 0,38^* + 0,002^{**} x^2 R^2 = 0,79$ |
| P (g dm ⁻³) 20-40 cm | | | | | |
| Cama | 31,6 | 42,7 b | 53,0 a | 44,6 | $30,65 + 0,19^{**} - 0,0005^{**} x^2 R^2 = 0,93$ |
| Dejeto | 31,6 | 41,0 b | 53,6 a | 43,8 | $30,27 + 0,19^{**} - 0,0005^{**} x^2 R^2 = 0,87$ |
| M1 | 31,6 | 38,7 b | 39,1 b | 43,1 | $32,83 + 0,03^{**} x R^2 = 0,89$ |
| M2 | 31,6 | 60,6 a | 35,0 b | 39,4 | $35,78 + 0,18^* - 0,00062^* x^2 R^2 = 0,30$ |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste de t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeto e os minerais M1 corresponde à composição do dejeto e o M2 à cama. \bar{m} = média.

A justificativa quanto à significância para teor de P disponível em função das doses crescentes deste nutriente no solo para cama e M2 é proveniente da quantidade de P aportada ao sistema que

fora de 251, 502 e 753 kg de P ha⁻¹ contra 55, 110 e 165 kg de P ha⁻¹ em dejetos e M1 (Tabela 2), provendo desta forma maior disponibilidade deste nutriente no sistema de produção, principalmente na maior dose e nas primeiras camadas do solo (0-5 e 5-10 cm).

A relação direta entre disponibilidade de P no solo e as doses crescentes deste nutriente por fertilizantes orgânicos e minerais pode estar relacionada ao sítio de adsorção deste nutriente já encontrar-se preenchido, o que confere sua disponibilidade ao sistema solo-planta, principalmente nas maiores doses, bem como estes valores estar representando a fertilidade do solo após a quarta aplicação de fertilizante no SPILP.

A aplicação de fertilizantes orgânicos proporciona aporte de C-org. ao sistema, o qual durante sua mineralização gera ácidos húmicos e ácidos orgânicos que por sua vez também são adsorvidos, diminuindo assim o potencial de sítios para formação de complexos com Al, Fe e Ca, (MKHABELA & WARMAN, 2005).

Ânions orgânicos como ácido cítrico, ácido acético málico, malônico, maleico, succínico, ácido fórmico, além de competir com ortofosfato por sítios de cargas, sendo que em determinadas concentrações poderá dessorver o P ligado aos colóides, pelo princípio da concentração, aumentando assim sua disponibilidade (PYPERS et al., 2005).

Os ácidos orgânicos de baixo peso molecular estão relacionados com a mobilização de nutrientes, principalmente P insolúvel, que, portanto, aumenta a sua biodisponibilidade (BOLAN et al., 1994;. STROM et al., 2002), auxiliando na dissolução de

compostos de P insolúveis, ligados a Ca, Fe e Al (BOLAN et al., 1994; GEELHOED et al, 1999; JONES et al, 2003).

Pode-se observar que a diferença para P disponível no solo no ano de 2012/13 entre fertilizantes na mesma dose segue o mesmo padrão de aporte deste nutriente onde o fertilizante cama mostra superioridade aos demais nas doses de 100 e 200 kg de N ha⁻¹, sendo superior a M1 e dejetos e semelhante ao M2 na dose de 300 kg de N ha⁻¹ para camada de 0-5 cm; novamente a cama demonstrou maior disponibilidade em relação a M1 e M2 na dose de 100 kg de N ha⁻¹ e superior ao dejetos e M1 na dose de 300 kg de N ha⁻¹ para camada de 5-10 cm; o dejetos foi superior a todos os tratamentos na dose de 200 kg de N ha⁻¹, enquanto M2 supera os demais na dose de 300 kg de N ha⁻¹ para camada de 10-20 cm; M2 mostra maior disponibilidade em relação aos demais na dose de 100 kg de N ha⁻¹, enquanto cama e dejetos foram superiores aos minerais na dose 200 kg de N ha⁻¹ na camada de 20-40 cm (Tabela 11).

As justificativas destas diferentes respostas para teor de P lábil entre fertilizantes para mesma dose aportada ao SPILP são somadas as já discutidas anteriormente no ano de 2012.

Dessa forma sugere-se que P-orgânico que esteve presente tanto em cama como em dejetos, com especial ênfase para cama em razão do maior aporte ao sistema solo-planta, permitiu que houvesse diferente dinâmica quanto à disponibilidade de P no solo em relação aos seus pares fertilizantes minerais, contribuindo ainda mais com o P-orgânico já presente no solo, o qual pode representar 49-64% do P total (BORIE et al., 1989), e que caracteriza outro enfoque de adubação a nutrição de plantas quanto ao nutriente P.

O SPD melhora a disponibilidade de P em razão do maior aporte de C-org. que confere a redução dos sítios de adsorção de P nos colóides do solo (HAYNES & MOKOLOBATE, 2003; PYPERS et al., 2005) o que resulta em aumento significativo da reserva P disponível (IYAMUREMYE et al., 1996). Kwabiah et al. (2003) mostraram a capacidade dos resíduos vegetais para aumentar P biodisponível no solo.

A disponibilidade do P às plantas é razão de sua mineralização no solo que pode ocorrer de várias formas e em intervalos de tempo diferentes (CHEN et al, 2003;. NWOKE et al, 2003), a qual tem como principal fator a velocidade com que os íons fosfatos formam complexos solúveis ou são lentamente adsorvidos pelas superfícies minerais (MORA et al., 2002) resultados estes que foram discutidos anteriormente para teor de P lábil e que será direcionado à absorção das culturas de centeio e milho.

O uso de fertilizantes orgânicos e minerais no SPILP alterou o teor de P no tecido do centeio, onde houve relação direta entre esta variável e o aumento das doses N por fertilizantes orgânicos no solo, que condiciona doses crescentes de P (Tabela 12). Desta forma no primeiro corte houve comportamento quadrático para todos os fertilizantes avaliados; enquanto no segundo nota-se comportamento linear crescente em cama e dejetos; e no terceiro apenas o dejetos apresentou comportamento quadrático crescente.

A maior absorção de P pelas plantas de centeio BRS Serrano em função de doses crescentes de N no solo é justificado em razão da maior disponibilidade de P no solo, principalmente na camada de 0-5 cm (Tabela 10), sendo que nesta camada superficial

ocorre maior acúmulo de raízes o que permite elevar a absorção de nutrientes.

A adoção de adubação com os fertilizantes cama e dejetos em SPILP sempre apresentou comportamento crescente em relação à disponibilidade de P no solo em todas as camadas no ano de 2011 (Tabela 10) o que permitiu a crescente absorção deste nutriente no tecido de centeio para o segundo corte para ambos os fertilizantes orgânicos (Tabela 12), enquanto no terceiro corte apenas o dejetos apresentou resposta quanto à absorção de P pelo centeio em função desta prática adotada.

As plantas podem absorver formas de P além dos ortofosfatos (H_2PO_4^- , $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$ ou PO_4^{3-}) presentes na solução do solo como: pirofosfato, polifosfato (TURNER et al., 2003), fosfoesteres; moléculas de produtos da degradação microbiana, vegetal ou da própria MO recalcitrante do solo (BRICENO et al., 2004).

Desta forma, práticas agrícolas que contribuem para melhorar a eficiência de microrganismos no solo irá influenciar a maior liberação da enzima fosfatase, a qual permitirá maior velocidade de catálise e hidrólise das ligações de éster de fosfato orgânico e, conseqüentemente, o ortofosfato será liberado a partir de compostos orgânicos, condição esta que permite aumentar o P disponível. (THIEN & MYERS, 1992; DENG & TABATABAI, 1997; RAO et al., 2000).

A adubação orgânica resulta em maior disponibilidade de P as plantas, pois tende a aumentar o teor de P no solo, como conseqüência da diminuição da fixação deste pelos sesquióxidos de

Fe, Mn e Al, pois interferem no bloqueio dos sítios de fixação desses minerais (TEIXEIRA, 2013).

Entretanto, a adubação com cama e dejetos teve pouca interferência quanto ao teor de C no solo (Tabelas 3 e 4), em razão dos teores já estarem em níveis considerados altos, o que confere a importância destas práticas na manutenção da MOS em SPILP.

Tabela 12 - Teor de fósforo no tecido de centeio BRS Serrano em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2011

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|--|-----------------------------------|--------|--------|--------|---|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| (g kg ⁻¹) 1º Corte 70 *DAE | | | | | |
| Cama | 3,7 | 5,3 a | 5,2 b | 5,8 a | 3,8 + 0,01**x - 0,00003** x ² R ² = 0,88 |
| Dejeto | 3,7 | 5,8 a | 5,8 a | 5,3 a | 3,8 + 0,023**x - 0,00006** x ² R ² = 0,96 |
| M1 | 3,7 | 4,0 b | 4,6 c | 3,9 c | 3,7 + 0,008**x - 0,00003** x ² R ² = 0,74 |
| M2 | 3,7 | 4,4 b | 4,7 bc | 4,6 b | 3,7 + 0,009**x - 0,00002* x ² R ² = 0,99 |
| (g kg ⁻¹) 2º Corte 33 **DAR | | | | | |
| Cama | 4,3 | 4,4 | 4,4 | 5,2 a | 4,2 + 0,002** x R ² = 0,65 |
| Dejeto | 4,3 | 4,4 | 4,7 | 5,3 a | 4,2 + 0,003** x R ² = 0,87 |
| M1 | 4,3 | 4,2 | 4,2 | 4,1 c | $\bar{m} = 4,20$ |
| M2 | 4,3 | 4,3 | 4,6 | 4,7 b | $\bar{m} = 4,46$ |
| (g kg ⁻¹) 3º Corte 34 ** DAR | | | | | |
| Cama | 3,9 | 3,7 a | 4,0 a | 3,8 ab | $\bar{m} = 3,87$ |
| Dejeto | 3,9 | 3,3 c | 3,5 c | 3,5 c | 3,8 - 0,006**x + 0,00002**x ² R ² = 0,76 |
| M1 | 3,9 | 3,4 bc | 3,7 bc | 3,7 bc | $\bar{m} = 3,69$ |
| M2 | 3,9 | 3,6 ab | 4,0 ab | 4,0 a | $\bar{m} = 3,86$ |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste de t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejetos e os minerais M1 corresponde à composição do dejetos e o M2 à cama. \bar{m} = média. DAE – *Dias após emergência. **DAR – Dias após rebrote.

Práticas de manejo conservacionistas podem resultar na manutenção ou incremento da MOS (SIQUEIRA NETO et al., 2009;

CARIDE et al., 2012). A manutenção do teor de C no solo é essencial para sustentabilidade da agricultura, uma vez que os aumentos nos seus níveis conduzem, geralmente, a maior produtividade das culturas, e aumento na eficiência de utilização dos nutrientes (MALHI et al., 2001; LAL, 2004; PAUL et al., 2013).

Ácidos orgânicos de baixo peso molecular aumentam a biodisponibilidade de P devido a mobilização de nutrientes, principalmente P insolúvel (STROM et al., 2002), auxiliando na dissolução de compostos de P insolúveis, ligados a Ca, Fe e Al (JONES et al., 2003), muitos destes ácidos encontram-se presentes em fertilizantes orgânicos compostos de cama e dejetos (MKHABELA & WARMAN, 2005), o que ajudaria a explicar a relação direta de absorção de P pelo centeio em relação as doses crescentes de N no sistema.

Vale ressaltar que no ano de 2011 todos os tratamentos, incluindo o controle, demonstram teor de P no tecido de centeio dentro da faixa de suficiência descrita entre 2-5 g kg⁻¹ (RAIJ et al., 2001), e permite afirmar que estas plantas podem expressar seu máximo potencial genético de produção.

Pode-se verificar diferença para teor de P no tecido de centeio entre fertilizantes na mesma dose, sendo que no primeiro corte a cama e o dejetos são superiores aos minerais nas doses de 100 e 300 kg de N ha⁻¹ e na dose de 200 kg de N ha⁻¹ o dejetos mostra-se superior aos demais; já no segundo corte na dose de 300 kg de N ha⁻¹ a cama e o dejetos mostraram maior absorção em relação aos minerais; e no terceiro corte os tratamentos cama e M2 demonstram superior aos demais para todas as doses (Tabela 12).

Vale destacar que em razão dos fertilizantes serem distribuídos no momento da semeadura, a maior absorção no terceiro corte demonstrado nos tratamentos cama e M2 é razão do maior aporte deste nutriente no solo por estes fertilizantes (Tabela 2), o que proporcionou maior efeito residual. Lembrando ainda que, a imobilização ou absorção pelos microrganismos e plantas reduz temporariamente a disponibilidade no meio (SINGH & LAL, 2005).

No ano de 2012, pode-se observar que o incremento de doses de N permite elevar o teor de P no tecido de centeio, demonstrado pelo comportamento linear crescente em todos os tratamentos no primeiro corte, e não houve diferença para o segundo corte (Tabela 13). Estes resultados do primeiro corte são justificados em razão do teor de P no solo apresentar, também, relação direta com incremento das doses de N fertilizantes, com maior ênfase para M2 em todas as profundidades, cama nas profundidades de 0-5, 5-10 e 20-40 cm, dejetos nas profundidades de 5-10, 10-20 e 20-40 cm e M1 apenas na profundidade de 20-40 cm (Tabela 11).

É importante lembrar que o P apresenta seu deslocamento no solo até as raízes, preferencialmente, pelo processo de difusão, ou seja, depende de boa disponibilidade de água para que possa ser fornecido de forma adequada à cultura, no entanto durante o inverno de 2012 não houve boa disponibilidade hídrica (Figura 1) para que houvesse adequada mobilidade e posterior absorção pela cultura, condição que auxilia a não resposta de absorção pelo centeio durante o segundo corte mesmo com o incremento de doses de fertilizantes orgânicos e minerais no sistema de produção.

Tabela 13 - Teor de fósforo no tecido de centeio em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária no ano 2012

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|---|-----------------------------------|-----|-----|-----|---------------------------------------|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| (g kg ⁻¹) 1° Corte 75 *DAE | | | | | |
| Cama | 3,0 | 3,7 | 3,7 | 3,7 | 3,2 + 0,002* x R ² = 0,62 |
| Dejeto | 3,0 | 3,7 | 3,7 | 3,8 | 3,2 + 0,002** x R ² = 0,70 |
| M1 | 3,0 | 3,6 | 4 | 4,2 | 3,1 + 0,004** x R ² = 0,96 |
| M2 | 3,0 | 3,9 | 3,8 | 3,9 | 3,3 + 0,002* x R ² = 0,57 |
| (g kg ⁻¹) 2° Corte 34 **DAR | | | | | |
| Cama | 3,1 | 3,0 | 3,1 | 2,6 | $\bar{m} = 2,9$ |
| Dejeto | 3,3 | 3,1 | 3,1 | 2,6 | $\bar{m} = 3,0$ |
| M1 | 3,1 | 2,9 | 3,1 | 3,1 | $\bar{m} = 3,1$ |
| M2 | 3,1 | 3,0 | 3,0 | 2,9 | $\bar{m} = 3,0$ |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste de t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeto e os minerais M1 corresponde à composição do dejeto e o M2 à cama. \bar{m} = média. *DAE – Dias após emergência. **DAR – Dias após rebrote.

Novamente, durante o período de 2012 nota-se que o centeio apresentou teor de P no tecido dentro da faixa de suficiência considerada adequada para cultura (RAIJ et al., 1996), o que permite expressar seu potencial genético produtivo, em razão do solo já apresentar teor adequado para este nutriente.

Durante a safra de milho 2011/12 o uso de fertilizantes orgânicos e minerais no SPILP mostrou comportamento quadrático crescente para os tratamentos cama, M1 e M2 quanto ao teor de P no tecido de milho (Tabela 14), onde pode-se notar que M2 foi superior a cama e dejeto nas doses 100, 200 kg de N ha⁻¹ e na dose de 300 kg de N ha⁻¹ difere apenas em relação à cama. Já, M1 foi superior a cama nas doses de 100, 200 e 300 kg ha⁻¹ e maior que dejeto nas duas

últimas doses de maior aporte, enquanto o dejetos mostrou ser superior a cama em todas as doses quando eles foram aportados ao sistema.

Tabela 14 - Teor de fósforo em tecido de milho em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária na safra 2011/12

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|---------------------------------------|-----------------------------------|--------|-------|--------|--|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| (g kg ⁻¹) Safra 2011/2012 | | | | | |
| Cama | 1,5 | 1,4 c | 1,6 c | 2,2 c | 1,5 - 0,002 + 0,00001**x ² R ² = 0,99 |
| Dejeto | 1,5 | 1,8 b | 2,5 b | 2,5 b | $\bar{m} = 2,1$ |
| M1 | 1,5 | 2,1 ab | 2,8 a | 2,8 a | 1,4 - 0,009** + 0,000014**x ² R ² = 0,97 |
| M2 | 1,5 | 2,3 a | 2,9 a | 2,7 ab | 1,4 - 0,012** + 0,00002**x ² R ² = 0,98 |
| (g kg ⁻¹) Safra 2012/2013 | | | | | |
| Cama | 1,5 | 2,2 | 2,5 | 2,8 | 1,6 + 3,93** x R ² = 0,96 |
| Dejeto | 1,5 | 2,2 | 2,4 | 2,8 | 1,6 + 3,94** x R ² = 0,95 |
| M1 | 1,5 | 2,4 | 2,7 | 2,6 | 1,8 + 3,54** x R ² = 0,72 |
| M2 | 1,5 | 2,3 | 2,7 | 2,9 | 1,5 + 8,25** - 0,011* x ² R ² = 0,99 |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste de t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejetos e os minerais M1 corresponde à composição do dejetos e o M2 à cama. \bar{m} = média.

A adubação com os fertilizantes cama e dejetos em SPILP sempre apresentou comportamento crescente em relação à disponibilidade de P no solo em todas as camadas no ano de 2012 (Tabela 10) o que permite explicar a crescente absorção deste nutriente no tecido de milho para os fertilizantes orgânicos e minerais (Tabela 14). Lembrando que o maior teor de P no solo ocorreu em função de doses crescentes deste nutriente pela aplicação de fertilizantes orgânicos e minerais com o aumento das doses de N no SPILP (Tabela 2).

As plantas podem absorver formas de P além dos ortofosfatos (H_2PO_4^- , $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$ ou PO_4^{3-}) presentes na solução do solo como: pirofosfato, polifosfato (TURNER et al., 2003), fosfoesteres; moléculas de produtos da degradação microbiana, vegetal ou da própria matéria orgânica recalcitrante do solo (BRICENO et al., 2004).

Desta forma, práticas agrícolas que contribuem para melhorar a eficiência de microrganismos no solo irá influenciar a maior liberação da enzima fosfatase, a qual permitirá maior velocidade de catálise e hidrólise das ligações de éster de fosfato orgânico e, conseqüentemente, o ortofosfato será liberado a partir de compostos orgânicos, condição esta que permite aumentar o P disponível. (THIEN & MYERS, 1992; DENG & TABATABAI, 1997; RAO et al., 2000).

O tratamento sem aplicação e cama nas doses de 100 e 200 kg ha⁻¹ e dejetos com 100 kg ha⁻¹ estão aquém da faixa de suficiência adequada que é de 2,0 a 4,0 g kg⁻¹ conforme Raij et al. (1996). O que permite afirmar sobre a menor resposta na disponibilidade do P ao sistema quando são aplicadas estas doses de fertilizantes orgânicos para o primeiro ano de milho. Condição que contribui para menor produtividade da cultura quando comparada aos demais tratamentos.

Na safra de milho 2012/13, pode-se observar que o incremento de doses de N por fertilizantes orgânicos e minerais permite elevar o teor de P no tecido de milho para todos os fertilizantes, demonstrado pelo comportamento linear crescente para cama, dejetos e M1 e quadrático crescente para M2 (Tabela 14).

Resultados que podem ser justificados em razão do teor de P no solo apresentar, relação direta com incremento das doses de N por fertilizantes orgânicos e minerais (Tabela 11).

Após a quarta aplicação de fertilizantes no SPILP pode-se notar que os tratamentos cama nas doses 100 e 200 kg ha⁻¹ e dejetos com 100 kg ha⁻¹ apresentam teor de P no tecido dentro da faixa de suficiência considerada adequada, assim como todos os tratamentos onde fora aplicada a adubação, (RAIJ et al., 1996), condição que não se aplicou à safra 2011/12 nestes três tratamentos. Tal contribuição permite afirmar que começa a ocorrer estabilidade quanto ao fornecimento de P às plantas, nas menores doses de orgânicos, permitindo que a planta possa expressar o potencial genético para produtividade, demonstrando assim fertilidade construída para esse nutriente.

A adubação orgânica resulta em maior disponibilidade de P as plantas, pois tende a aumentar o teor de P no solo, como consequência da diminuição da fixação deste pelos sesquióxidos de Fe, Mn e Al, pois interferem no bloqueio dos sítios de fixação nesses minerais (TEIXEIRA, 2013).

Trabalhos de Pypers et al. (2005) e Mkhabela & Warman (2005) discutem sobre o aumento de disponibilidade de P no sistema solo-planta em razão da presença de ácidos de baixo peso molecular e graxos que competem com o ortofosfato por sítios de carga, o que diminui o potencial de adsorção quando for usada adubação por fertilizantes orgânicos.

As diferentes concentrações de ortofosfato que constitui o total de P presente no fertilizante orgânico ajudam a esclarecer a

diferença de absorção de P no milho que ocorrerá entre dejetos e cama, uma vez que em dejetos 92 % do P total encontra-se na forma de ortofosfato, enquanto em cama apenas 43 % do total encontra-se nesta fração solúvel (AJIBOYE et al., 2007).

4.4 Dinâmica de potássio no sistema solo-planta

Para discussão dos resultados sobre a dinâmica e capacidade de suprimento do potássio levou em consideração a premissa que em sistema de produção com capacidade de extrair quantidades consideráveis de K associado à adição de fertilizantes potássicos pode influir nas relações entre as reservas de K do solo, sua disponibilidade e produtividade (TINKER & NYE, 2000; PERNES-DEBUYSER et al., 2003; SIMONSSON et al., 2009).

Nos solos tropicais, a disponibilidade e a capacidade de suprimento de K dependem da presença de minerais primários e secundários, da aplicação de fertilizantes, da CTC, além da ciclagem do nutriente pelas plantas (ROSOLEM et al., 2012).

A aplicação de doses crescentes de N com fertilizantes orgânicos e minerais no sistema aportou ao sistema 194, 389 e 583 kg de K ha⁻¹ na forma de cama de aves e 99, 198 e 297 kg de K ha⁻¹ na forma de dejetos líquidos de suínos no ano de 2011; e 303, 606, 909 kg de K ha⁻¹ com o fertilizante orgânico cama e 147, 294 e 441 kg de K ha⁻¹ de dejetos no ano de 2012 (Tabela 2), em razão deste nutriente estar presente na composição química da cama e dejetos, sendo que nos fertilizantes minerais (M1 e M2) são aplicados as mesmas quantidades na forma de cloreto de potássio.

O uso de fertilizantes orgânicos e minerais na forragem de inverno (centeio) e milho como cultura de verão, onde foram aplicadas doses crescentes de N em SPILP permite elevar teor de K no solo com comportamento linear crescente para M2 nas camadas de 0-5, 5-10 e 20-40 cm no ano de 2011 (Tabela 15), lembrando que este tratamento aportou às mesmas quantidades de K ao sistema que o tratamento cama, sendo este não significativo.

Mesmo sabendo que o K aplicado ao solo forma fracas ligações iônicas com os grupos funcionais de superfície (KAMINSKI et al., 2007) foi possível classificar seu teor no solo a nível muito alto, conforme descrição da CQFS (2004) para os estados de Rio Grande do Sul e Santa Catarina, condição que demonstra a fertilidade construída até a profundidade de 40 cm.

Como o solo encontrava-se com fertilidade construída para K é provável que tenha ocorrido disponibilidade constante deste nutriente às plantas, uma vez que este fator é controlado principalmente pela reação de troca de cátions, pois a ampla maioria dos solos cultivados tem predominância de cargas elétricas negativas (CTC), havendo sempre fluxo contínuo de cátions entre as fases líquida e sólida do solo, promovido pelo deslocamento da água durante a absorção de nutrientes das raízes e adsorção do solo (WIETHOLTER, 2007).

No ano de 2012, os fertilizantes minerais foram superiores aos orgânicos para o teor de K disponível no solo na dose de 200 kg ha⁻¹, sendo o tratamento M2 superior aos demais na camada de 0-5 cm, enquanto na camada de 5-10 cm há superioridade de M2 em relação a cama, sendo que na mesma camada na dose de 300 kg de N

ha⁻¹ o M2 foi superior a cama e dejetos; e na camada de 20-40 cm o tratamento M2 mostrou superioridade aos demais tratamentos na dose de 300 kg de N ha⁻¹ (Tabela 15).

Tabela 15 - Teor de potássio no solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2012

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|---|-----------------------------------|-------|-------|-------|---|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| K ₂ O (cmolc dm ⁻³) 0-5 cm | | | | | |
| Cama | 14 | 13 | 13 c | 14 | $\bar{m} = 13$ |
| Dejeto | 14 | 15 | 13 c | 15 | $\bar{m} = 14$ |
| M1 | 14 | 17 | 18 b | 15 | $\bar{m} = 16$ |
| M2 | 14 | 15 | 22 a | 18 | $14,2 + 0,02 * x$ R ² = 0,57 |
| K ₂ O (cmolc dm ⁻³) 5-10 cm | | | | | |
| Cama | 11 | 10 | 11 b | 12 b | $\bar{m} = 11$ |
| Dejeto | 11 | 12 | 13 ab | 12 b | $\bar{m} = 12$ |
| M1 | 11 | 13 | 13 ab | 15 ab | $\bar{m} = 13$ |
| M2 | 11 | 14 | 15 a | 16 a | $11,7 + 0,02 * x$ R ² = 0,88 |
| K ₂ O (cmolc dm ⁻³) 10-20 cm | | | | | |
| Cama | 9 | 10 b | 8 | 9 | $\bar{m} = 9$ |
| Dejeto | 9 | 9 b | 12 | 11 | $\bar{m} = 10$ |
| M1 | 9 | 16 a | 11 | 12 | $\bar{m} = 12$ |
| M2 | 9 | 13 ab | 13 | 13 | $\bar{m} = 12$ |
| K ₂ O (cmolc dm ⁻³) 20-40 cm | | | | | |
| Cama | 9 | 11 | 9 | 12 b | $\bar{m} = 10$ |
| Dejeto | 9 | 10 | 9 | 11 b | $\bar{m} = 10$ |
| M1 | 9 | 12 | 9 | 11 b | $\bar{m} = 10$ |
| M2 | 9 | 12 | 9 | 14 a | $8,9 + 0,02 * x$ R ² = 0,72 |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste de t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejetos e os minerais M1 corresponde à composição do dejetos e o M2 à cama. \bar{m} = média.

A superioridade do fertilizante M2 quando houve significância pode ser justificada em razão da maior quantidade deste nutriente aplicado no sistema em comparação ao dejetos e M1 (Tabela

2), porém doses semelhantes de K foram aplicadas na forma orgânica, o que demonstra a menor solubilidade deste fertilizante quando comparado a forma solúvel denotado pelo cloreto de potássio.

No segundo ano de cultivo de centeio BRS Serrano e milho o teor de K no solo demonstrou comportamento linear crescente para cama e dejetos na camada de 0-5 cm e quadrático crescente para M1; na camada de 5-10 e 20-40 cm o tratamento M2 demonstrou comportamento quadrático crescente; enquanto na camada de 10-20cm houve comportamento crescente quadrático para dejetos e linear para M1 (Tabela 16).

Na dose de 100 kg de N ha⁻¹ o tratamento M2 foi superior a M1, dejetos e cama, e na dose de 200 kg de N ha⁻¹ a cama mostrou-se superior aos demais, enquanto na dose 300 kg de N ha⁻¹ cama e M2 foram superiores a M1 e dejetos na camada de 0-5 cm. Na camada de 5-10 cm o tratamento M2 demonstrou superioridade ao dejetos e M1 na dose de 100 kg de N ha⁻¹, fato que se repete na dose 300 kg de N ha⁻¹ agora para todos tratamentos, sendo que na dose de 200 kg de N ha⁻¹ a cama indica superioridade aos demais (Tabela 16). A maior disponibilidade de K nos tratamentos M2 e cama são justificados em razão da maior quantidade deste nutriente aplicado ao sistema quando se compara com M1 e dejetos (Tabela 2).

Para a camada de 10-20 cm o tratamento M2 foi superior a dejetos e M1 na dose de 100 kg de N ha⁻¹, enquanto na dose de 200 kg de N ha⁻¹ o tratamento M1 foi superior ao dejetos e M2, sendo M1 e M2 superiores a cama e dejetos na dose de 300 kg ha⁻¹. Na camada de 20-40 cm M2 foi superior aos demais nas doses de 100 e

200 kg de N ha⁻¹, enquanto na dose de 300 kg de N ha⁻¹ o tratamento M1 demonstrou superioridade em relação aos demais (Tabela 16).

Tabela 16 - Teor de potássio no solo em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2013.

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|---|-----------------------------------|-------|-------|------|---|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| K ₂ O (cmolc dm ⁻³) 0 - 5 cm | | | | | |
| Cama | 14 | 16 b | 19 a | 20 a | 14,3 + 0,02** x R ² = 0,95 |
| Dejeto | 14 | 10 c | 10 c | 9 c | 13,3 - 0,01** x R ² = 0,80 |
| M1 | 14 | 9 c | 13 b | 14 b | 13 - 0,04*x + 0,00014* x ² R ² = 0,54 |
| M2 | 14 | 20 a | 15 b | 21 a | $\bar{m} = 17,5$ |
| K ₂ O (cmolc dm ⁻³) 5 - 10 cm | | | | | |
| Cama | 14 | 11 ab | 20 a | 14 b | $\bar{m} = 14,9$ |
| Dejeto | 14 | 8 b | 12 b | 10 c | $\bar{m} = 11,2$ |
| M1 | 14 | 10 b | 14 b | 13 b | $\bar{m} = 12,9$ |
| M2 | 14 | 14 a | 12 b | 19 a | 15 - 0,05**x + 0,0002 ** x ² R ² = 0,83 |
| K ₂ O (cmolc dm ⁻³) 10 - 20 cm | | | | | |
| Cama | 11 | 13 ab | 12 ab | 10 b | $\bar{m} = 11,5$ |
| Dejeto | 11 | 7 c | 8 c | 10 b | 10 - 0,04**x + 0,0001** x ² R ² = 0,96 |
| M1 | 11 | 10 b | 14 a | 14 a | 10,30 + 0,01*x R ² = 0,74 |
| M2 | 11 | 14 a | 10 bc | 14 a | $\bar{m} = 12,4$ |
| K ₂ O (cmolc dm ⁻³) 20 - 40 cm | | | | | |
| Cama | 9 | 11 b | 13 c | 10 c | $\bar{m} = 10,8$ |
| Dejeto | 9 | 8 c | 11c | 9 c | $\bar{m} = 9,1$ |
| M1 | 9 | 7 c | 17 b | 20 a | $\bar{m} = 13,2$ |
| M2 | 9 | 16 a | 22 a | 14 b | 8,7 + 0,12**x - 0,0004** x ² R ² = 0,89 |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste de t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeto e os minerais M1 corresponde à composição do dejeto e o M2 à cama. \bar{m} = média.

Nas maiores profundidades do perfil do solo (10-20 e 20-40 cm) a maior disponibilidade de K no tratamento M1 na dose de 300 kg de N ha⁻¹, quando demonstrado estatisticamente em relação a M2

ou cama, pode estar relacionada à contribuição tanto de minerais primários e secundários que contém esse nutriente e da ciclagem do nutriente das culturas anteriores, uma vez que ele aporta menores quantidades ao sistema.

Scherer & Nesi (2009) também verificaram maior aporte de K da cama ao sistema em relação ao dejetos, sendo os resultados justificados em razão da cama adicionar 117 contra 55 kg ha⁻¹ ano⁻¹ do dejetos, o que condicionou maior disponibilidade desse nutriente a planta.

Lourenzi et al. (2013) após 19 aplicações de dejetos nas doses de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, o que caracterizou aporte de 303, 606 e 1.212 kg de K ha⁻¹, demonstrou que doses crescentes deste fertilizante orgânico promove o incremento dos níveis de K disponível na ordem de 60, 66 e 86 mg kg⁻¹ na camada de 0-10 cm. Após 20 anos de aplicação de dejetos em Argissolo Vermelho constata-se aumentos percentuais nos níveis de K disponíveis nas camadas superficiais e em profundidade (SCHERER et al., 2010). Resultados semelhantes foram corroborados por Adeli et al. (2008) e Ceretta et al. (2010) onde ressaltam os cuidados na aplicação de dejetos quanto à mobilidade de K por percolação e escoamento.

O K é o nutriente absorvido em quantidades elevadas pela maioria das culturas e exportada em grande quantidade em grãos ou matéria seca (CERETTA et al., 2003), sendo considerado o cátion inorgânico mais abundante em tecidos das plantas e ocorre de forma livre (PRABHU et al., 2007). O solo que possui elevada capacidade de suprimento do nutriente e a demanda da planta for elevada, a absorção também será maior, por outro lado, mesmo sendo alta a

demanda da planta, se a capacidade de suprimento do solo for baixa, a taxa de absorção também será baixa (TINKER & NYE, 2000).

Mesmo o solo na condição original apresentar alto teor de K disponível, a aplicação de doses crescentes de N por fertilizantes orgânicos e minerais permitiu que o centeio absorvesse o K de forma mais eficiente quanto à adoção destas práticas agrícolas, onde pode-se notar que em 2011 para o primeiro corte houve comportamento linear crescente para teor de K em tecido da parte aérea nos tratamentos cama e dejetos, e quadrático crescente para M1 e M2, sendo M2 superior aos demais tratamentos nas doses de 100 e 200 kg de N ha⁻¹, enquanto M1 foi superior na dose de 300 kg ha⁻¹ (Tabela 17).

Assim, logo após aplicação de K no sistema as formas solúveis, representadas na forma de cloreto de potássio dos fertilizantes M1 e M2 permite que a pastagem de centeio BRS Serrano consiga maior eficiência de absorção quando comparado às formas de K dos fertilizantes orgânicos cama e dejetos (Tabela 17). E quando o fertilizante orgânico dejetos aplicado na dose de 300 kg de N ha⁻¹ existe maior eficiência de absorção de K quando comparado a cama, talvez pela alta solubilidade deste nutriente pela forma fluida.

Até o segundo corte é possível demonstrar a eficiência de absorção do K no centeio em razão das doses crescentes de N aplicados pelos fertilizantes orgânicos e minerais (Tabela 17). O aumento do teor de K nas plantas com o aumento da dose desse nutriente, mesmo que a disponibilidade de K seja maior do que a faixa ótima pode ocorrer pelo fato que as plantas absorvem quantidade acima da sua necessidade metabólica, caracterizando o “consumo de luxo” (GOMMERS et al., 2005). O aumento do acúmulo de K nos

tecidos de plantas em decorrência da adubação potássica, ou do seu efeito residual tem sido reportado por diversos trabalhos (SIMONETE et al., 2002; KAMINSKI et al., 2007; FRAGA et al., 2009).

Tabela 17 - Teor de potássio no tecido de centeio em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2011

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|---|-----------------------------------|---------|----------|----------|---|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| (g kg ⁻¹) 1º Corte 70 *DAE | | | | | |
| Cama | 20,38 | 23,87 b | 23,09 b | 24,17 d | 21,28 + 0,01** xR ² = 0,63 |
| Dejeto | 20,38 | 24,50 b | 24,79 b | 29,42 c | 20,65 + 0,03** xR ² = 0,92 |
| M1 | 20,38 | 22,17 b | 22,09 b | 47,41 a | 21,40 - 0,08** + 0,0005** x ² R ² = 0,96 |
| M2 | 20,38 | 41,93 a | 40,32 a | 32,55 b | 21,22 + 0,25**x - 0,0007** x ² R ² = 0,95 |
| (g kg ⁻¹) 2º Corte 33 **DAR | | | | | |
| Cama | 31,88 | 38,13 a | 39,92 a | 38,90 a | 31,96 + 0,08** - 0,0002* x ² R ² = 0,99 |
| Dejeto | 31,88 | 36,34 a | 37,60 a | 38,49 a | 32,91 + 0,02** xR ² = 0,86 |
| M1 | 31,88 | 28,04 b | 23,09 c | 25,82 c | 32,32 - 0,07** + 0,0002** x ² R ² = 0,91 |
| M2 | 31,88 | 21,47 c | 26,36 b | 30,03 b | 31,06 - 0,11**x + 0,0004** x ² R ² = 0,78 |
| (g kg ⁻¹) 3º Corte 34 **DAR | | | | | |
| Cama | 22,49 | 23,91 | 23,79 bc | 22,21 b | \bar{m} = 23,10 |
| Dejeto | 22,49 | 23,14 | 25,55 ab | 24,31 ab | \bar{m} = 23,87 |
| M1 | 22,49 | 24,84 | 22,54 c | 25,68 a | \bar{m} = 23,88 |
| M2 | 22,49 | 25,11 | 27,66 a | 25,98 a | 22,28 + 0,05**x - 0,0001* x ² R ² = 0,94 |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste de t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeto e os minerais M1 corresponde à composição do dejeto e o M2 à cama. \bar{m} = média. *DAE – Dias após emergência. **DAR – Dias após rebrote.

No segundo corte de 2011 os tratamentos cama, M1 e M2 demonstraram comportamento quadrático crescente e linear crescente para dejeto para teor de K no tecido de centeio, onde, os tratamentos cama e dejeto demonstraram superioridade em todas as doses de N em

relação aos demais. No terceiro corte do centeio BRS Serrano somente M2 demonstrou comportamento quadrático crescente, mostrando que M2 foi superior a M1 e cama na dose de 200 kg de N ha⁻¹; e na dose de 300 kg de N ha⁻¹ M1 e M2 foram superiores ao tratamento cama (Tabela 17).

O teor de K no tecido de centeio BRS Serrano esteve dentro da faixa de interpretação considerada adequada, a qual possui valores entre 19 a 23 g kg⁻¹, para todos os tratamentos, podendo ser observado no primeiro e segundo corte teores acima da faixa adequada (Tabela 17). No primeiro corte o fertilizante M2 na dose de 100 e 200 mostrou superioridade em relação aos demais tratamentos, bem como na dose de 300 segue a seguinte ordem de grandeza: M1 > M2 > cama > dejetos. Já no segundo corte pode-se observar superioridade dos fertilizantes orgânicos e relação aos minerais quando estes foram aplicados ao sistema. E no terceiro corte o fertilizante M2 mostra-se superior a cama para nas doses de 200 e 300 e M na dose de 200 kg de N ha⁻¹.

Os altos níveis de K no tecido mostra a alta disponibilidade desse nutriente no solo (Tabela 15) bem como o aporte de grandes quantidades de K pelos fertilizantes ao sistema (Tabela 2), sendo que também há contribuição do resíduo vegetal remanescente da cultura anterior neste caso o milho e sabendo-se que a translocação de K para os grãos é relativamente baixa, proporciona reciclagens de 70 a 80% do nutriente, ficando ainda mais disponível para a absorção pela cultura subsequente.

Em trabalho realizado por Lima et al. (2005), onde avaliaram o acúmulo de nutrientes pela biomassa da parte aérea de

diferentes espécies forrageiras e verificaram que o nutriente acumulado em maior quantidade, pelas espécies de sorgo de Guiné, milho e painço, foi o K, sendo seguido por N, Ca, Mg e P. Esses maiores acúmulos de K confirmam a alta reciclagem desse elemento pelas gramíneas, o que pode favorecer a rotação e a sucessão com leguminosas fornecedoras de N (RAIJ et al., 1997).

Para os teores de K em tecido da parte aérea de centeio BRS Serrano no ano de 2012, pode-se observar no primeiro corte comportamento linear crescente para cama e quadrático crescente para M2, sendo que o tratamento cama foi superior a dejetos e M2 na dose de 200 kg de N ha⁻¹, enquanto na dose de 300 kg ha⁻¹ demonstrou superioridade em relação a dejetos e M1 (Tabela 18).

Para teores de K no tecido de centeio BRS Serrano durante o segundo corte em 2012 pode-se observar relação direta entre aplicação de doses crescentes de cama, dejetos e M1 demonstrado pelo comportamento quadrático crescente em cama e dejetos e linear crescente para M1 (Tabela 18). Neste ano não foi possível distinguir diferenças entre fertilizantes na mesma dose.

Novamente, os teores de K no tecido de centeio BRS Serrano estiveram acima da interpretação da faixa de suficiência considerada adequada para a cultura (RAIJ et al., 1996), o que caracteriza adequada nutrição para cultura mesmo no tratamento sem aplicação de fertilizantes, o que justifica a manutenção da fertilidade deste solo para K, bem como a possibilidade de haver o fornecimento do K não trocável para trocável no Nitossolo Vermelho distroférrico.

Doses de K na ordem de 150 e 300 mg dm⁻³ não são suficientes para suprir a demanda *U. ruziziensis*, as quais promoverão

a redução no teor de K trocável e de K não trocável do solo, indicando provável esgotamento mesmo quando há adições suficientes de fertilizantes potássicos (ROSOLEM et al 2012).

Tabela 18 - Teor de potássio no tecido de centeio BRS Serrano em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária em 2012

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|---|-----------------------------------|------|--------|---------|---|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| (g kg ⁻¹) 1º Corte 75 *DAE | | | | | |
| Cama | 29,5 | 29,7 | 32,6 a | 32,8 a | 29,25 + 0,01** x R ² = 0,85 |
| Dejeto | 29,5 | 28,2 | 28 b | 26,7 c | $\bar{m} = 28,1$ |
| M1 | 29,5 | 27,9 | 33 a | 29,4 b | $\bar{m} = 29,9$ |
| M2 | 29,5 | 26,1 | 26,2 b | 30,9 ab | 29,61 - 0,057** + 0,0002** x ² R ² = 0,99 |
| (g kg ⁻¹) 2º Corte 34 **DAR | | | | | |
| Cama | 33,6 | 40,3 | 39,8 | 38,6 | 33,88 + 0,074** - 0,0002** x ² R ² = 0,93 |
| Dejeto | 33,6 | 37,2 | 41,8 | 35,9 | 32,98 + 0,083** - 0,0002* x ² R ² = 0,82 |
| M1 | 33,6 | 36,8 | 38,3 | 39,2 | 34,48 + 0,016* x R ² = 0,74 |
| M2 | 33,6 | 36,5 | 38,2 | 35,8 | $\bar{m} = 36,0$ |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeto e os minerais M1 corresponde à composição do dejeto e o M2 à cama. \bar{m} = média. *DAE – Dias após emergência. **DAR – Dias após rebrote.

O teor de K em tecido na parte aérea da cultura do milho na safra 2011/2012 demonstra comportamento linear crescente nos tratamentos cama, M1 e M2, e quadrático crescente para dejeto, sendo este superior em todas as doses de N em comparação aos demais (Tabela 19). Resultado que pode ser justificado em M2 em razão deste fertilizante ter permitido maior disponibilidade de K no solo nas profundidades de 0-5, 5-10 e 20-40 cm no ano de 2012.

A razão da maior resposta de absorção de K no milho quando se utilizou dejetos pode ser explicada em razão da maior produção de biomassa seca da parte aérea de centeio BRS Serrano proporcionada por esse fertilizante. É importante ressaltar que o K a partir de resíduos de culturas e o K não trocável, K restabelece o teor K trocável no solo, permitindo desta forma contribuir para nutrição das plantas em curto prazo (KAMINSKI et al., 2007; SIMONSSON et al., 2007).

De acordo com Garcia et al. (2008) a presença da braquiária possui a capacidade de induzir a liberação do K não trocável do solo, uma vez que a saída do tecido vegetal ocorre de forma rápida e permite o retorno no solo na forma trocável, disponível ao milho cultivado em sucessão. Sendo que esta mesma afirmação pode ser direcionada ao centeio BRS Serrano quando se aplicou dejetos no ano de 2011 e posterior absorção pelo milho em 2012.

A contribuição de diferentes formas de K às plantas tem sido comumente estimada por cultivos e, ou, cortes sucessivos (FRAGA et al., 2009; ROSOLEM et al., 1988), principalmente em espécies com elevada capacidade de absorver K, condição que caracteriza relação direta entre as reservas de K do solo e disponibilidade (SIMONSSON et al., 2009).

Na safra de milho 2012/2013, os tratamentos cama e M1 demonstraram comportamento linear crescente, enquanto dejetos e M2 quadrático crescente, sendo que não houve significância entre os fertilizantes na mesma dose (Tabela 19). Desta forma, conclui-se que as cultivares de milho utilizadas em ambos os anos foram eficientes quanto absorção de K em razão de doses crescentes de N com

fertilizantes orgânicos e minerais, mesmo o solo apresentando teores de K classificados como muito alto no solo (CFQS, 2004). Afirmando desta forma que as plantas absorvem quantidade de K acima da sua necessidade metabólica, acumulando o elemento nos cloroplastos, nas mitocôndrias e, especialmente, nos vacúolos, caracterizando o “consumo de luxo” desse nutriente (GOMMERS et al., 2005).

Tabela 19 - Teor de potássio no tecido de milho em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária na safra de 2011/2012 e 2012/2013

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|---------------------------------------|-----------------------------------|--------|--------|--------|--|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| (g kg ⁻¹) Safra 2011/2012 | | | | | |
| Cama | 16,9 | 18,6 b | 18,7 b | 19,9 b | 17,0+0,010*x R ² =0,97 |
| Dejeto | 16,9 | 29,1 a | 30,9 a | 30,1 a | 17,5-0,125**x-0,0003**x ² R ² = 0,96 |
| M1 | 16,9 | 18,2 b | 18,2 b | 19,2 b | 17,3+0,009**x R ² = 0,67 |
| M2 | 16,9 | 18,1 b | 19,7 b | 19,8 b | 17,2+0,009**x R ² = 0,84 |
| (g kg ⁻¹) Safra 2012/2013 | | | | | |
| Cama | 16,4 | 20,4 | 20,4 | 21,1 | 17,5+14,2** x R ² = 0,72 |
| Dejeto | 16,4 | 21,7 | 21,2 | 20,2 | 166+58,2**x-0,156* x ² R ² = 0,92 |
| M1 | 16,4 | 20,5 | 20,6 | 21,6 | 17,8+15,8** x R ² = 0,77 |
| M2 | 16,4 | 20,1 | 22,0 | 20,0 | 16,7+56,1**x-0,144** x ² R ² = 0,99 |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeto e os minerais M1 corresponde à composição do dejeto e o M2 à cama. \bar{m} = média.

Os teores de K no tecido de milho demonstram faixa de suficiência considerada adequada que fica entre 17-35 g kg⁻¹ nos dois anos agrícolas conforme descrito por Raij et al. (1996), nos tratamentos que receberam aplicação de fertilizantes orgânicos e minerais no sistema de produção.

4.5 Produtividade da biomassa seca da parte aérea de centeio BRS Serrano

A biomassa seca do centeio BRS Serrano no primeiro corte apresentou comportamento linear crescente no tratamento cama e quadrático crescente para dejetos, M1 e M2, sendo que o tratamento dejetos mostra-se superior aos demais a partir da dose de 100 kg ha⁻¹ enquanto o tratamento M1 foi superior a cama apenas na dose de 100 kg ha⁻¹ (Tabela 20).

No segundo corte do centeio BRS Serrano o tratamento dejetos apresentou comportamento quadrático crescente para biomassa seca da parte aérea de centeio, demonstrando superioridade apenas na dose 100 kg de N ha⁻¹ em relação aos tratamentos M1 e M2 (Tabela 20).

Já o terceiro corte, a biomassa seca da parte aérea de centeio BRS Serrano demonstra comportamento linear crescente no tratamento cama e quadrático crescente para M1, M2 e dejetos, não havendo diferença entre fertilizantes dentro da mesma dose.

A produção total de biomassa seca da parte aérea de centeio em 2011 demonstrou comportamento linear crescente no tratamento cama e quadrático crescente para os demais tratamentos, em razão desta somatória seguir o mesmo ajuste matemático do primeiro e terceiro corte, onde o tratamento dejetos foi superior em todas as doses em relação ao M2, na dose 200 kg de N ha⁻¹ em comparação ao M1, e nas doses 100 e 200 kg de N ha⁻¹ em relação a cama, bem como existe a superioridade de M1 em relação a cama para a dose de 200 kg de N ha⁻¹ (Tabela 20).

Tabela 20 - Produtividade de biomassa da parte aérea de centeio em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária na safra 2011

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|---|-----------------------------------|-----------|-----------|-----------|--|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| (t ha ⁻¹) 1° Corte 70 *DAE | | | | | |
| Cama | 1.645 | 1.921 c | 2.283 b | 2.209 b | 1.706,4+2,05** x R ² = 0,83 |
| Dejeto | 1.645 | 2.878 a | 2.899 a | 3.354 a | 1.727+10,98**-0,019* x ² R ² = 0,92 |
| M1 | 1.645 | 2432 b | 2.237 b | 2.416 b | 1.713+6,67**-0,015* x ² R ² = 0,77 |
| M2 | 1.645 | 2.244 bc | 2.447 b | 2.149 b | 1.640+8,44**-0,022** x ² R ² = 0,99 |
| (t ha ⁻¹) 2° Corte 33 **DAR | | | | | |
| Cama | 3.725 | 3.985 ab | 4.132 | 4.391 | $\bar{m} = 4.058$ |
| Dejeto | 3.725 | 4.378 a | 4.914 | 3.712 | 3.644+14,41**-0,046** x ² R ² = 0,87 |
| M1 | 3.725 | 3.663 b | 4.472 | 3.768 | $\bar{m} = 3.907$ |
| M2 | 3.725 | 3.531 b | 4.398 | 3.964 | $\bar{m} = 3.904$ |
| (t ha ⁻¹) 3° Corte 34 **DAR | | | | | |
| Cama | 4.561 | 5.718 | 5.545 | 5.763 | 4.882+ 3,43** xR ² = 0,61 |
| Dejeto | 4.561 | 5.647 | 6.579 | 6.075 | 4.497+17,40**-0,039** x ² R ² = 0,96 |
| M1 | 4.561 | 5.816 | 6.395 | 6.079 | 4.550+16,9** -0,039* x ² R ² = 0,99 |
| M2 | 4.561 | 5.763 | 5.871 | 5.341 | 4.583+15,44**-0,043** x ² R ² = 0,99 |
| (t ha ⁻¹) Massa Seca Total | | | | | |
| Cama | 9.930 | 11.623 b | 11.960 c | 12.362 ab | 1.0324+7,63** x R ² = 0,85 |
| Dejeto | 9.930 | 12.903 a | 14.392 a | 13.141 a | 9.868+42,80**-0,11** x ² R ² = 0,99 |
| M1 | 9.930 | 11.911 ab | 13.104 b | 12.263 ab | 9.868+29,34**-0,07** x ² R ² = 0,98 |
| M2 | 9.930 | 11.538 b | 12.716 bc | 11.454 b | 9.829+27,26**-0,07** x ² R ² = 0,95 |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeto e os minerais M1 corresponde à composição do dejeto e o M2 à cama. \bar{m} = média. *DAE – Dias após emergência. **DAR –Dias após rebrote.

Desta forma é possível afirmar que a produção de biomassa seca da parte aérea para cultura de centeio BRS Serrano no ano de 2011 foi responsiva ao aumento crescente de doses de N

quando fornecido tanto na forma mineral quanto orgânica, podendo-se indicar doses eficientes de 300, 194, 209 e 195 kg de N ha⁻¹ para obtenção de 12362, 14031, 12942 e 12482 Mg ha⁻¹ nos tratamentos cama, dejetos, M1 e M2 (Tabela 20).

A justificativa para esta maior produção de biomassa seca da parte aérea de centeio BRS Serrano está relacionada à disponibilidade de N no sistema solo-planta para o ano de 2011, onde foi demonstrado que a aplicação de doses crescentes de dejetos proporciona aumento do teor de N no solo para camada de 5-10 cm, bem como M2 permite incremento na camada de 10-20 cm (Tabela 5) o que condicionou maior absorção deste nutriente para Dejetos e M2 para 1º e 2º corte e em M1 no 1º corte (Tabela 7).

Este aumento nos três cortes e o total da biomassa de centeio BRS Serrano produzida durante o ano agrícola de 2011 também está correlacionado ao aumento do teor de P no solo demonstrado pela cama e dejetos para todas as profundidades, em M2 para profundidade de 0-5 e 20-40 cm e em M1 na profundidade de 0-5 cm (Tabela 10), o que resultou em maior absorção deste nutriente para dejetos em todos os cortes, para cama no 1º e 3º corte, para M1 e M2 apenas no 1º corte (Tabela 12).

Hentz et al. (2008), em avaliação de pastagem natural com sobressemeadura de leguminosas e uso de cama sobreposta de suínos, obtiveram resposta acima de 97% na produção de biomassa da parte aérea em comparação ao fertilizante mineral superfosfato triplo.

O incremento de K no tecido de centeio BRS Serrano em 2011 para cada corte em função da aplicação de doses crescentes de N por fertilizantes orgânicos e minerais principalmente no primeiro e

segundo corte (Tabela 18) permite afirmar que esse nutriente, assim como o N e o P também contribuiu para maior produtividade de biomassa seca da parte aérea de centeio no SPILP. Fontaneli et al. (2009) obtiveram rendimentos com centeio BRS Serrano de 9.721 Mg de biomassa ha⁻¹ no corte para a produção de silagem e, no total de biomassa seca total com 10.773 Mg ha⁻¹, e no ano de 2004, atingiu 13,1 Mg ha⁻¹.

De acordo com Martha Júnior et al. (2006), a eficiência de conversão do N-fertilizante em forragem, em pastagens de gramíneas tropicais na região do Cerrado, é em média de 26 kg de massa seca kg⁻¹ de N aplicado, podendo, contudo, chegar a 83 kg de massa seca kg⁻¹ de N, sendo que as maiores eficiências médias foram observadas para as doses de até 150 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N. No estudo de (COSTA, 2010) ocorreu variação de 81,5 kg⁻¹ de massa seca kg⁻¹ de N na testemunha até 20,8 kg⁻¹ de massa seca kg⁻¹ de N na dose de 200 kg ha⁻¹ de N, entretanto com produção de massa seca de 2.445 e 4.159 Mg ha⁻¹, respectivamente.

Torres et al. (2005), avaliando a taxa de decomposição e liberação de nutrientes em diversas espécies de cobertura na região de Cerrado, durante dois anos agrícolas, verificaram valores de N acumulado por braquiaria brizanta de 130,8 a 41,6 kg ha⁻¹, com produtividades de massa seca em torno de 6,0 e 2,1 t ha⁻¹ apenas pela parte aérea da planta.

Em trabalhos realizados por COSTA (2010), o autor verificou que as doses crescentes de N fornecidas às espécies forrageiras após consórcio com o milho influenciaram os teores

médios de N foliar do tecido vegetal, apresentando ajuste quadrático com o maior teor deste nutriente na dose de $181,7 \text{ kg ha}^{-1}$ de N.

Em função da adequada distribuição pluviométrica durante o período de inverno no ano de 2011 (Figura 1) foi possível obter três cortes de centeio BRS Serrano, fato que não ocorreu no inverno de 2012 onde obteve-se apenas dois cortes em razão do baixo índice pluviométrico.

No segundo ano de produção de centeio BRS Serrano, observa-se comportamento linear crescente para o tratamento cama e quadrático crescente para dejetos, M1 e M2 no primeiro corte (Tabela 21), semelhante ao que ocorrera em 2011, tratamento dejetos, M1 e M2 foram superiores à cama na dose $100 \text{ kg de N ha}^{-1}$, já na dose $200 \text{ kg de N ha}^{-1}$ o dejetos foi superior a M1, enquanto o tratamento cama mostrou superioridade na dose $300 \text{ kg de N ha}^{-1}$ em relação a M1 e M2 e nessa mesma dose M2 foi superior a M1.

A maior biomassa seca da parte aérea de centeio BRS Serrano no primeiro corte em 2012 pode ser justificado em razão dos tratamentos dejetos e M2 demonstrarem relação direta positiva entre as doses crescentes de N e o teor de N no tecido, bem como a cama apresentar superioridade em relação aos demais na dose de 300 kg ha^{-1} (Tabela 8).

O segundo corte de centeio BRS Serrano para pastagem proporcionou comportamento linear crescente no tratamento cama, dejetos e M2, sendo que o tratamento M1 apresenta superioridade aos tratamentos cama, dejetos e M2 nas doses 100 e $300 \text{ kg de N ha}^{-1}$; enquanto na dose de $200 \text{ kg de N ha}^{-1}$ o tratamento M2 foi superior à cama (Tabela 21). Não foi possível a justificativa destes dados em

relação às variáveis de N no solo e no tecido referentes ao mesmo período de avaliação (Tabelas 6 e 8).

A cultura de inverno representada pelo centeio semeada em SPILP no ano de 2012 demonstrou ser favorecido em razão de doses crescentes de N no sistema, sendo que há comportamento linear crescente para cama e quadrático crescente para os demais, os tratamentos que apresentaram melhor rendimento puderam ser

Tabela 21 - Produtividade de biomassa da parte aérea de centeio em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária na safra de 2012

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|---|-----------------------------------|----------|----------|----------|--|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| (t ha ⁻¹) 1º Corte 75 *DAE | | | | | |
| Cama | 1.479 | 2.493 b | 3.307 ab | 3.860 a | 1.591,3 + 7,9**x R ² = 0,98 |
| Dejeto | 1.479 | 3.443 a | 3.667 a | 3.745 ab | 1.559,0 + 21,2** - 0,05**x ² R ² = 0,96 |
| M1 | 1.479 | 3.407 a | 3.056 b | 2.599 c | 1.588,0 + 20,1** - 0,060**x ² R ² = 0,88 |
| M2 | 1.479 | 3.412 a | 3.412 ab | 3.357 b | 1.592 + 21,3** - 0,05**x ² R ² = 0,91 |
| (t ha ⁻¹) 2º Corte 34 **DAR | | | | | |
| Cama | 3.026 | 3.677 b | 3.638 b | 3.665 b | 3.220,2 + 1,87*x R ² = 0,58 |
| Dejeto | 3.026 | 3.323 bc | 4.055 ab | 3.872 b | 3.079 + 3,3**x R ² = 0,78 |
| M1 | 3.026 | 4.641 a | 3.994 ab | 4.822 a | $\bar{m} = 4.120,7$ |
| M2 | 3.026 | 3.706 b | 4.235 a | 3.836 b | 2.987 + 11,04**x R ² = 0,96 |
| (t ha ⁻¹) Massa Seca Total | | | | | |
| Cama | 4.506 | 6.170 c | 6.945 c | 7.525 | 4.540 + 17,9** - 0,02**x R ² = 0,99 |
| Dejeto | 4.506 | 6.766 bc | 7.722 a | 7.617 | 4.517,9 + 28,0** - 0,059**x ² R ² = 0,99 |
| M1 | 4.506 | 8.048 a | 7.050 bc | 7.421 | 4.801,1 + 31,5** - 0,079**x ² R ² = 0,76 |
| M2 | 4.506 | 7.242 b | 7.647 ab | 7.193 | 4.579,3 + 32,4** - 0,08**x ² R ² = 0,98 |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejeto e os minerais M1 corresponde à composição do dejeto e o M2 à cama. *DAE – Dias após emergência. **DAR –Dias após rebrote.

caracterizados pelo M1 na dose de 100 kg ha⁻¹; pelo dejetos na dose de 200 kg ha⁻¹, o qual não diferencia de M2 nesta dose (Tabela 21).

Desta forma a maior biomassa do centeio BRS Serrano durante o inverno de 2012 pode ser justificada para M2 e dejetos quando correlacionado ao teor de N no solo para M2 na camada de 5-10 cm e dejetos na camada de 20-40 cm (Tabela 6) e, novamente para dejetos e M2 para teor de N no tecido para primeiro corte (Tabela 8), conforme já fora discutido no primeiro corte, condição que permitiu a mesma resposta para somatória dos cortes realizados no ano de 2012. Novamente, vale esclarecer que a menor biomassa seca da parte aérea alcançada, bem como o número de cortes, no ano de 2012 em relação ao ano de 2011, é justificado pelo déficit hídrico durante o período de sua condução.

A maior produtividade de centeio no ano de 2012 foi influenciada de forma positiva em razão da maior eficiência de absorção de P no tecido da parte aérea em razão da aplicação de doses crescentes de N por fertilizantes orgânicos e minerais no sistema de produção.

O incremento no teor de K no tecido de centeio BRS Serrano em função das doses crescentes de N para cama e M2 no primeiro corte, bem como cama, dejetos e M1 no primeiro corte em 2012 fornece suporte para maior produtividade de biomassa seca da parte aérea do centeio no SPILP.

4.6 Produtividade do milho

O uso do SPILP com doses crescentes de N de fertilizantes orgânicos e minerais permitiu que o milho cultivado nas safras de

2011/12 e 2012/13 fosse responsivo quanto a produtividade não apenas a este nutriente, mas também ao P e ao K, que tiveram suas concentrações crescentes aportadas ao sistema em razão da composição química da cama de aves ou dejetos utilizados na respectiva safra.

Durante a safra 2011/12 a produtividade de milho em SPILP demonstrou comportamento linear crescente para cama e dejetos e quadrático crescente para M1 e M2, onde minerais foram superiores aos orgânicos nas doses de 100 e 200 kg de N ha⁻¹, sendo o dejetos a partir da dose de 200 kg de N ha⁻¹ superior a cama e na dose de 300 kg de N ha⁻¹ demonstra a mesma eficiência que os minerais (Tabela 22).

Novakowski et al. (2013) e Oliveira et al. (2009) relataram relação direta entre adubação com cama e dejetos e a produtividade de plantas de milho, onde justificam este comportamento em razão da disponibilidade N e P no sistema quanto a utilização desta prática agrícola.

Hanish et al. (2009) também relataram efeito positivo pela adubação com cama de aviário com incremento na produtividade de milho quando compararam o uso de cama de aviário e adubação de cobertura com uréia natural.

Silva et al. (2007) avaliaram a produtividade de milho em diferentes sistemas de produção e concluíram que o sistema orgânico com adição de 40 m³ de dejetos ou 14,33 Mg ha⁻¹ de composto orgânico foi superior ao sistema mineral e sem adubação, e em alguns casos, é igual ao organomineral.

No segundo ano agrícola para cultura do milho (safra 2012/13) o uso de doses crescentes de N de fontes diferentes desse

nutriente demonstrou comportamento quadrático crescente para cama, dejetos e M1; e linear crescente para M2, onde pode-se observar superioridade na dose 100 kg de N ha⁻¹ nos tratamentos dejetos e M1 em relação a M2.

Tabela 22 - Produtividade de milho em função de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais em sistema de produção integração lavoura-pecuária nas safras 2011/2012 e 2012/2013

| Tratamentos | Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | | | Regressão |
|--|-----------------------------------|----------|-----------|----------|--|
| | 0 | 100 | 200 | 300 | |
| (t ha ⁻¹) Safra 2011/2012 | | | | | |
| Cama | 6.184 | 8.567 b | 8.698 c | 11.153 b | 6394 + 15,0**x R ² = 0,91 |
| Dejeto | 6.184 | 8.410 b | 11.753 b | 14.629 a | 5942 + 28,7**x R ² = 0,99 |
| M1 | 6.184 | 12.666 a | 14.925 a | 14.118 a | 6242 + 80,7**x - 0,182**x ² R ² = 0,99 |
| M2 | 6.184 | 11.516 a | 14.219 a | 15.621 a | 6250 + 60,5**x - 0,098**x ² R ² = 0,99 |
| (t ha ⁻¹) Safra 2012/2013 | | | | | |
| Cama | 3.327 | 6.485 ab | 7.382 | 7.812 | 3416 + 34,8** - 0,07* x ² R ² = 0,99 |
| Dejeto | 3.327 | 6.904 a | 7.702 | 8.826 | 3482 + 35,7** - 0,06* x ² R ² = 0,97 |
| M1 | 3.327 | 7.940 a | 8.859 | 8.646 | 3455 + 53,1** - 0,120** x ² R ² = 0,98 |
| M2 | 3.327 | 5.378 b | 8.250 | 9.065 | 3.491 + 20,1** x R ² = 0,96 |
| (t ha ⁻¹) Produção total de grãos no sistema | | | | | |
| Cama | 9.511 | 15.051 b | 16.079 c | 18.964 b | 9830+49**x - 0,07**x ² R ² = 0,92 |
| Dejeto | 9.511 | 15.313 b | 19.455 b | 23.454 a | 9587+59**x - 0,04**x ² R ² = 0,91 |
| M1 | 9.511 | 20.605 a | 23.783 a | 22.763 a | 9697+134**x - 0,30**x ² R ² = 0,93 |
| M2 | 9.511 | 16.893 b | 22.469 ab | 24.686 a | 9434+90**x - 0,13**x ² R ² = 0,96 |

Médias seguidas por letras distintas nas colunas diferem os fertilizantes na mesma dose pelo teste t de Student a 5 %. A nomenclatura dos fertilizantes orgânicos cama de aves e dejetos de suínos foram definidas como cama e dejetos e os minerais M1 corresponde à composição do dejetos e o M2 à cama.

O fornecimento de nutrientes pelo dejetos suíno e outros efeitos químicos, físicos e biológicos favoráveis que ele promove no

solo geralmente aumentam o rendimento ou produtividade de grãos de milho (CERETTA et al., 2005; SCHERER et al., 2007).

Os resultados positivos de produtividade do milho em ambos os anos agrícolas permitiram relação direta entre as doses crescentes de N com fertilizantes orgânicos e minerais e a produção total no sistema (Tabela 22), que é justificada em razão da manutenção da fertilidade do solo, caracterizada pela maior disponibilidade dos nutrientes N, P e K no solo, em determinadas ocasiões para cada tratamento em questão (Tabelas 5, 6, 10, 11, 15 e 16) e incremento de absorção pelo milho das safras 2011/12 e 2012/13 (Tabelas 9, 14 e 19), conforme discutido em cada variável específica.

De acordo Konzen (1999), a adubação orgânica tem proporcionado produção de grãos igual ou superior aos da adubação mineral, sendo que em áreas de Cerrado onde se faz adubações orgânicas por vários períodos culturais manifestam grandes melhorias na fertilidade do solo, principalmente pela manutenção e aumento da MOS.

Segundo Sartor et al. (2012) o aumento da produção de grãos de milho, mostrou comportamento linear com a aplicação de doses de dejetos, com incremento de 59,9 kg ha⁻¹ para cada metro cúbico aplicado.

Chantigny et al. (2007) em trabalho com aplicação de 130 kg de N ha⁻¹ na cultura do milho na forma de nitrato de amônio e dejetos líquidos de suínos durante quatro anos obtiveram uma média de 9,3 t ha⁻¹. As médias de produção foram 22% e 4% maior do que a testemunha e a adubação mineral, respectivamente.

Estudos realizados por Ceretta et al. (2005), Léis et al. (2009) e Scherer (2011) constataram incrementos de rendimento de grãos do milho em função de doses de dejetos, comprovando o valor desse resíduo como adubo.

4.7 Balanço de Nutrientes N, P e K em SPILP

Para Gustafson et al. (2006), os cálculos de fluxos e balanço de nutrientes em sistemas de produção agrícola fornecem informações básicas para a avaliação da sustentabilidade ao longo do tempo. Dessa forma, quando as saídas de nutrientes em particular são maiores que as entradas na lavoura, a condição é de insustentabilidade (OENEMA et al., 2003).

Cunha et al. (2010) mostraram que os baixos índices de aproveitamento de nutrientes indicam agricultura de exaustão dos recursos disponíveis e, quando altos, indicam aplicação excessiva de fertilizante, o que gera gasto tanto para o produtor como para o país.

O balanço de N no SPILP entre os anos de 2011 e 2013 indica que são necessários o aporte de 800 kg de N ha⁻¹ na forma de cama, sendo metade da dose disponibilizada entre as culturas de inverno e verão, e quantidade entre 800 e 1200 kg de N ha⁻¹ na forma de dejetos, M1 e M2 (Tabela 23).

Quando altas produtividades de milho e centeio BRS Serrano forem alcançadas devido a adequadas condições climáticas aporte anual de 600 kg ha⁻¹ na forma de cama e superiores a esta para dejetos, M1 e M2 serão necessários para fechar o balanço de N no sistema (Tabela 23), afirmação justificada em razão das altas

produtividades entre 2011 e 2012. Quando as condições climáticas não são tão favoráveis ao desenvolvimento de milho e centeio BRS Serrano, menores necessidades nutricionais serão necessários ao sistema, onde o balanço de nutrientes para N em SPILP poderá ser alcançada com valores próximos de 400 kg ha⁻¹ de cama, dejetos, M1 e M2, resultado justificado pela produtividade de milho e centeio entre os anos de 2012 e 2013.

Tabela 23 - Balanço de nitrogênio no sistema de produção integração lavoura pecuária em função da aplicação de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais

| Nitrogênio 2011/12 | | | | | | | | | |
|----------------------|----------|-----|------|-----------|------|------|---------|------|-----|
| Tratamentos | Aportado | | | Exportado | | | Balanço | | |
| | 100 | 200 | 300 | 100 | 200 | 300 | 100 | 200 | 300 |
| Cama | 200 | 400 | 600 | 458 | 508 | 549 | -258 | -108 | 51 |
| Dejeto | 200 | 400 | 600 | 504 | 633 | 665 | -304 | -233 | -65 |
| M1 | 200 | 400 | 600 | 539 | 671 | 652 | -339 | -271 | -52 |
| M2 | 200 | 400 | 600 | 528 | 688 | 676 | -328 | -288 | -76 |
| Nitrogênio 2012/2013 | | | | | | | | | |
| Cama | 200 | 400 | 600 | 249 | 282 | 326 | -49 | 118 | 274 |
| Dejeto | 200 | 400 | 600 | 263 | 292 | 313 | -63 | 108 | 287 |
| M1 | 200 | 400 | 600 | 281 | 320 | 338 | -81 | 80 | 262 |
| M2 | 200 | 400 | 600 | 242 | 323 | 342 | -42 | 77 | 258 |
| Nitrogênio Total | | | | | | | | | |
| Cama | 400 | 800 | 1200 | 708 | 790 | 874 | -308 | 10 | 326 |
| Dejeto | 400 | 800 | 1200 | 768 | 924 | 978 | -368 | -124 | 222 |
| M1 | 400 | 800 | 1200 | 820 | 991 | 990 | -420 | -191 | 210 |
| M2 | 400 | 800 | 1200 | 770 | 1011 | 1017 | -370 | -211 | 183 |

A eficiência mundial estimada de uso do N em cereais é de apenas 33%. (RAUN & JOHNSON, 1999), dados nacionais apontam o aproveitamento do fertilizante nitrogenado em culturas de interesse econômico como milho fica próximo de 50% ou menos,

permanecendo no solo para efeito residual 30% ou menos do fertilizante.

A adubação com doses crescentes de N por fertilizantes orgânicos e minerais pode caracterizar exaustão, adequado suprimento e a manutenção da fertilidade de P no solo em razão tanto da dose quanto do fertilizante a ser administrado no SPILP (Tabela 24), sendo o balanço de P no sistema realizado com 30 % de eficiência do P presente nestes fertilizantes.

Cassol et al. (2012), a aplicação de 100 e 200 m⁻³ ha⁻¹ de dejetos totalizou o acúmulo de 1.251 e 2.502 kg ha⁻¹ de P no solo, respectivamente, o que ultrapassou em cerca de 7 e 14 vezes as quantidades exportadas pelas colheitas de milho, estimadas em 174 e 182 kg ha⁻¹, respectivamente.

Cunha et al. (2010) demonstraram que o P foi o nutriente que apresentou menor índice de eficiência, em razão da dinâmica no solo, sendo necessário quase o dobro de aplicação para suprir a exportação. Sendo estimado que para cada 1 kg dos nutrientes N, P e K aplicado serão produzidos 20,9 kg de produto agrícola (CUNHA et al., 2010).

Ao longo das quatro safras agrícolas de milho e centeio durante os anos de 2011 a 2013 em SPILP nota-se que doses de cama e M2 referente a 400 e 1.200 kg ha⁻¹ para dejetos e M1 são efetivos para satisfazer a necessidade das culturas e permitir disponibilidade não muito altas de P ao sistema (Tabela 24). A baixa mobilidade de P no solo, condicionada pelo processo de difusão, também é regida pelas condições climáticas, porém com ênfase menor à apresentada pelo N, sendo que nos anos onde houver deficiência hídrica também ocorrerá

aumento quanto ao teor de P no sistema em razão da menor exportação. Em SPILP a dinâmica de K no solo é alterada quando comparado a sistemas puros de produção, devido ao aumento na M.O (SOUZA et al., 2009; SALTON, 2005). Isto promove aumento na CTC (MIELNICZUK, 2005) e na reciclagem de K, via culturas de grãos e pelos animais.

Tabela 24 - Balanço de fósforo no sistema de produção integração lavoura pecuária com contribuição efetiva de 30% para a eficiência do fósforo, em função da aplicação de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais

| Tratamento | Fósforo (kg ha ⁻¹) (2011/12) | | | | | | | | |
|--|--|-----|-----|-----------|-----|-----|---------|-----|-----|
| | Aportado | | | Exportado | | | Balanço | | |
| | 100 | 200 | 300 | 100 | 200 | 300 | 100 | 200 | 300 |
| Cama | 36 | 73 | 109 | 63 | 66 | 79 | -27 | 7 | 30 |
| Dejeto | 15 | 29 | 59 | 67 | 84 | 87 | -52 | -55 | -28 |
| M1 | 15 | 29 | 59 | 67 | 82 | 74 | -52 | -53 | -15 |
| M2 | 36 | 73 | 109 | 74 | 83 | 84 | -27 | -10 | 25 |
| Fósforo (kg ha ⁻¹) (2012/2013) | | | | | | | | | |
| Cama | 75 | 151 | 226 | 40 | 47 | 48 | 35 | 104 | 178 |
| Dejeto | 17 | 33 | 49 | 42 | 48 | 49 | -25 | -15 | 0 |
| M1 | 17 | 33 | 49 | 48 | 51 | 53 | -31 | -18 | -4 |
| M2 | 75 | 151 | 226 | 44 | 51 | 53 | 31 | 100 | 173 |
| Fósforo Total (kg ha ⁻¹) | | | | | | | | | |
| Cama | 111 | 224 | 335 | 102 | 114 | 127 | 9 | 110 | 208 |
| Dejeto | 32 | 62 | 108 | 110 | 132 | 136 | -78 | -70 | -28 |
| M1 | 32 | 62 | 108 | 115 | 132 | 127 | -83 | -70 | -19 |
| M2 | 111 | 224 | 335 | 118 | 134 | 136 | -7 | 90 | 199 |

O aumento no rendimento de matéria seca das culturas, pelo melhoramento da fertilidade e pelo bom uso do solo, intensifica a ciclagem de K (SANTI et al., 2003; ROSSATO, 2004), com saldo positivo no sistema.

No entanto, deve-se enfatizar a contribuição do K liberado pelos resíduos vegetais, o qual, de acordo com Santos et al. (2008), possui liberação de 80% para gramíneas e 90% para leguminosas, que é liberado em menos de 30 dias para o sistema (MIELNICZUK, 2005).

A aplicação de doses de N na forma de dejetos e M2 inferiores a 1.200 kg ha⁻¹ durante quatro safras agrícolas entre 2011/13 em SPILP permitem balanço de K negativo, sendo que quanto menor a dose de N aportado no solo maior é o déficit de K no sistema, enquanto doses iguais ou superiores a 800 kg de N ha⁻¹ na forma de cama e M2 neste mesmo período permitem balanço de K positivo no sistema (Tabela 25).

De acordo com Cassol et al. (2012), o teor de K no solo em geral aumentou com adubação de dejetos em relação a ausência de aplicação. Além disso, doses superiores a 50 m³ ha⁻¹ permite incrementos desse nutriente em todas as camadas, onde os maiores acréscimos ocorrem com a dose de 200 m³ ha⁻¹.

Ceretta et al. (2003) observaram diminuição do teor de K disponível no solo até 20 cm de profundidade em Alissolo Crômico, mesmo com 28 aplicações de até 40 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno, atribuindo essa diminuição à quantidade exportada pela biomassa da pastagem e à lixiviação desse nutriente.

Nos anos de 2011/12, onde ocorreram adequadas condições climáticas e altas produtividades de milho e centeio, nota-se que os fertilizantes dejetos e M1 em sua maior dosagem 600 kg de N ha⁻¹ possibilita o esgotamento de K no sistema. Nesta mesma situação doses de cama iguais ou superiores a 400 e 600 kg de N ha⁻¹ para M2

devem ser aplicadas para que ocorra balanço de K adequado ou com manutenção da fertilidade para este nutriente (Tabela 25).

Nos anos de 2012 e 2013, quando as condições climáticas proporcionaram menores produtividades agrícolas de milho e centeio BRS Serrano SPILP doses iguais ou superiores a 200 kg de N ha⁻¹ de cama e M2; e 400 kg de N ha⁻¹ para dejetos e M1 permitem o balanço positivo de K no sistema (Tabela 25).

Tabela 25 - Balanço de potássio no sistema de produção integração lavoura pecuária em função da aplicação de doses crescentes de nitrogênio com fertilizantes orgânicos e minerais

| Tratamento | Potássio (Kg ha ⁻¹) (2011/12) | | | | | | | | |
|------------|---|-----|-------|-----------|-----|-----|---------|------|------|
| | Aportado | | | Exportado | | | Balanço | | |
| | 100 | 200 | 300 | 100 | 200 | 300 | 100 | 200 | 300 |
| Cama | 194 | 389 | 583 | 363 | 377 | 393 | -169 | 12 | 190 |
| Dejeto | 99 | 198 | 297 | 391 | 464 | 455 | -292 | -266 | -158 |
| M1 | 99 | 198 | 297 | 337 | 356 | 457 | -238 | -158 | -160 |
| M2 | 194 | 389 | 583 | 392 | 458 | 397 | -198 | -69 | 186 |
| | Potássio (Kg ha ⁻¹) (2012/2013) | | | | | | | | |
| Cama | 303 | 606 | 909 | 239 | 278 | 298 | 64 | 328 | 611 |
| Dejeto | 147 | 294 | 441 | 246 | 297 | 269 | -99 | -3 | 172 |
| M1 | 147 | 294 | 441 | 285 | 285 | 283 | -138 | 9 | 158 |
| M2 | 303 | 606 | 909 | 251 | 280 | 274 | 52 | 326 | 635 |
| | Potássio Total (Kg ha ⁻¹) | | | | | | | | |
| Cama | 497 | 995 | 1.492 | 602 | 655 | 690 | -105 | 340 | 802 |
| Dejeto | 246 | 492 | 738 | 638 | 760 | 725 | -392 | -268 | 13 |
| M1 | 246 | 492 | 738 | 622 | 641 | 740 | -376 | -149 | -2 |
| M2 | 497 | 995 | 1.492 | 643 | 738 | 670 | -146 | 257 | 822 |

5 CONCLUSÕES

A adubação com cama de aves e dejetos de suínos é tão eficiente quanto à adubação mineral quando adotados os mesmos critérios de aporte de N, P e K no sistema para as culturas de milho e centeio, com relação direta entre o incremento das doses de N e produtividade, disponibilidade destes nutrientes no solo e absorção pelas plantas, condições que garantiram a manutenção da fertilidade do solo.

A cultura de centeio mostra-se eficiente para absorção de N, P e K como pastagem de inverno e devido à elevada produtividade de biomassa seca da parte aérea permite caracterizá-la como cultura estratégica tanto para remoção como para ciclagem de nutrientes em razão do uso da forrageira ser adotada como pastagem, silagem ou cobertura de solo no SPILP.

As altas produtividades de centeio (22,1 t MS ha⁻¹) e do milho (24,7 t de grãos ha⁻¹) entre os anos agrícolas de 2011 a 2013 no SPILP apontam novos patamares para indicação de adubação, preconizando quantidades de 600 kg de N, 109 kg de P ha⁻¹ e 583 kg de K ha⁻¹, na forma de cama e M2; 600 kg de N, 59 kg de P ha⁻¹ e 441 kg de K ha⁻¹ como dejetos e M1, no ano em que houve maior produtividade de ambas as culturas e que garantiu balanço de nutrientes positivo no SPILP com três anos de implantação.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O maior aporte de P com doses crescentes de N no SPILP pela cama de aves e M2 permite maior disponibilidade deste nutriente no solo e resulta em maior absorção pela planta, dando suporte ao aumento de produtividade de centeio forrageiro e milho, uma vez que o nutriente considerado para indicação de adubação foi o N.

As práticas agrícolas de adubação com os fertilizantes minerais e orgânicos cama e dejetos em SPILP permitiu a manutenção de níveis de MOS nas camadas superficiais do solo, condição que caracteriza as práticas como sustentáveis para manutenção da fertilidade do solo.

O incremento das doses crescentes de N pelos fertilizantes orgânicos aumenta a disponibilidade de P e K aportado ao sistema, sendo que a cama de aves fornece quantidades superiores ao dejetos para a mesma dose de N recomendado. Sendo para ambos os casos imprescindível à análise inicial dos fertilizantes para ver o quanto de macronutrientes estão sendo colocados no sistema de produção integração lavoura-pecuária a fim de elevar o rendimento agrícola mantendo a qualidade ambiental.

É inevitável a análise do fertilizante orgânico a ser empregado no SPILP para descrever as reais quantidades de N, P e K que estão sendo aportados, tendo como finalidade alcançar a máxima produtividade pela cultura de interesse e preservação ambiental.

O aumento de doses crescentes de fertilizantes orgânicos e minerais permite maior eficiência de absorção de K pelo centeio mesmo o solo estando classificado no nível muito alto, sendo esta

afirmação justificada pela absorção de luxo da qual este nutriente pode contemplar sem causar toxidez à cultura, o que mostra também a alta capacidade do centeio em extrair nutrientes do solo.

O uso da prática agrícola de adubação com doses crescentes de fertilizantes orgânicos e minerais no SPILP permite que a pastagem de centeio tenha maior teor nutricional para N, P e K em seu tecido vegetal da parte aérea, o que sugere que pode haver maior desempenho animal para pela produção de carne e leite.

A pastagem de centeio no SPILP apresentou ser uma cultura eficiente e responsiva quanto à aplicação de N, P e K no solo, onde as maiores produtividades de biomassa seca da parte aérea com as práticas agrícolas de adubação com cama, dejetos, M1 e M2 no ano de 2011 puderam ser observadas nas doses de 300, 194, 209 e 195 kg ha⁻¹ o que permitiu a exportação de 371, 461, 406 e 445 kg de N ha⁻¹, 59, 68, 55 e 56 kg de P ha⁻¹; 347, 417, 288 e 394 kg de K ha⁻¹, já em 2012 em razão da menor produtividade deste ano a exportação alcançou 196, 170, 171 e 176 kg de N ha⁻¹; 24, 26, 26 e 26 kg de P ha⁻¹; 263, 270, 267 e 237 kg de K ha⁻¹ são observados em 2012.

Em razão do maior valor nutricional presente na pastagem em razão da prática de adubação com fertilizantes orgânicos e minerais no SPILP é possível sugerir que ocorra maior ganho diário por unidade animal tanto na bovinocultura de corte ou leite.

A aplicação de doses crescentes de N com fertilizantes orgânicos e minerais em SPILP permite o incremento da biomassa seca da parte aérea de centeio com produtividades de 12.362, 14.392, 13.104 e 12.716 Mg ha⁻¹ em 2011 e 7.525, 7.722, 7.421 e 7.647 Mg ha⁻¹ em 2012 nos tratamentos cama, dejetos, M1 e M2. Lembrando que

em 2011 a melhor precipitação pluviométrica permitiu obter três cortes, em relação ao ano de 2012 onde foi possível obter apenas dois cortes.

Em ambos os anos agrícolas 2011/12 e 2012/13 as cultivares de milho presentes no sistema de produção apresentaram-se eficientes e responsivas quanto à absorção de P e potencial de resposta quando foram aplicadas doses crescentes de N, as quais trouxeram incremento de P no sistema, tanto na forma de fertilizantes orgânicos quanto minerais, e que com a estabilidade do sistema começa a ocorrer maior eficiência das menores doses no caso dos fertilizantes orgânicos.

A produtividade do milho está relacionada à disponibilidade de N no SPD, havendo relação direta com o incremento de doses seja ela na forma orgânica quanto mineral.

No primeiro ano agrícola de produção de milho há menor disponibilidade de N no sistema quando este é fornecido na forma orgânica com cama de aves quando comparado à forma mineral e dejetos, fazendo com que este nutriente disponibilize inicialmente uma pequena parte do N nele contido, a qual será atenuada com o passar dos anos com aplicações sucessivas, principalmente nas maiores doses.

As altas produções de centeio e do milho entre os anos agrícolas de 2011 a 2013 no SPILP apontam novos patamares para indicação de adubação preconizando quantidades superiores superiores a 600 kg de N, 363 kg de P ha⁻¹ e 583 kg de K ha⁻¹, na forma de cama e 600 kg de N, 196 kg de P ha⁻¹ e 297 kg de K ha⁻¹

como dejetos permitem manter a quantidade destes mesmos nutrientes que serão exportados.

A elevada capacidade de recuperação do K adicionado ao solo, no cultivo de centeio, como pastagem de inverno, pode ser excelente estratégia para o manejo adequado da adubação, por permitir a ciclagem de altos teores de N, P e K no SPILP, bem como minimizar perdas de K por lixiviação, e P por escoamento superficial. Essa inferência deve-se ao fato de que o N, P e K absorvidos permanecem a maior parte do tempo no tecido vegetal, vivo ou morto, protegido de perdas por erosão e lixiviação, resultados que corroboram com Rosolem et al. (2010, 2102), nas culturas de *U. ruziziensis*.

A manutenção da fertilidade do solo em SPILP para N e K a partir do balanço de nutrientes puderam ser observadas quando doses iguais ou superiores a 400 e 600 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹ na forma de cama e dejetos foram aplicadas ao sistema, enquanto que o balanço positivo de P pode ser observado com doses iguais ou superiores a 200 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹ na forma de cama e quando a prática agrícola de adubação com dejetos em sua maior dose (600 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹) permite balanço negativo e próximo de zero quando se utiliza a eficiência de 30% dos fertilizantes para disponibilizá-lo às plantas; e os fertilizantes minerais M1 e M2 seguem mesmo padrão quanto ao balanço de N, P e K de seus pares dejetos e cama por apresentarem a mesma quantidade aportada desses nutrientes.

REFERÊNCIAS

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*, Madison, v. 173, n. 3, p. 223-235, 2008.

ADELI, A.; SISTANI, K. R.; ROWE, D. E.; TEWOLDE, H. Effects of broiler litter applied to no-till and tillage cotton on selected soil properties. *Soil Science Society American Journal*, Madison, v. 71, n.3, p. 974-983, 2007.

AGE/MAPA. Assessoria de Gestão Estratégica - Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. *Projeções do Agronegócio : Brasil 2009/2010 a 2019/2020 – Brasília, 2ª edição. Ano 2010, 76p.*

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 42, p. 94-102, 2007.

AJIBOYE, B.; ALINREMI, O.; HU, Y.; FLATEN, D. N. Phosphorus speciation of sequential extracts of organic amendments using nuclear magnetic resonance and x-ray absorption near-edge structure spectroscopy. *Journal Environmental Quality*, Winnipeg, v. 36, n. 6, p. 1563-1576, 2007.

AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; ELTZ, F. L. F.; BRUM, A. C. R. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 25, n. 1, p. 189-197, 2001.

AMADO, T. J. C. *Disponibilidade de nitrogênio para o milho em sistemas de cultura e preparo do solo*. 1997. 201f. Tese (Doutorado em Agronomia - Ciência do Solo) - Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1997.

AMBROSI, I.; SANTOS, H. P. dos; FONTANELI, R. S.; ZOLDAN, S. M. Lucratividade e risco de sistemas de produção de grãos combinados com pastagens de inverno. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 36, n. 10, p. 1213-1219, 2001.

ANGHINONI, I.; MORAES, A.; CARVALHO, P. C. F.; SOUZA, E. D.; CONTE, O.; LANG, C. R. Benefícios da integração lavoura-pecuária sobre a fertilidade do solo em sistema plantio direto. In: Da FONSECA, A.F.; CAIRES, E.F.; BARTH, G. *Fertilidade do solo e nutrição de plantas no sistema plantio direto*. AEACG/Inpag: Ponta Grossa, 2011. p. 272-309.

ANGHINONI, I. Adubação nitrogenada nos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. In: SANTANA, M. B. M. (Ed.) *Adubação nitrogenada no Brasil*. Ilhéus: CEPLAC, 1985. p.1-19.

ASSMANN, T. S.; ASSMANN, A. L.; ASSMANN, J. M. Ciclagem de nutrientes e adubação. In: ASSMANN, A. L.; SOARES, A. B.; ASSMANN, T. S. (Ed). *Integração lavoura-pecuária para a agricultura familiar*. Anais... Londrina: IAPAR, 2008. p. 16-24.

ATIA, A. M.; MALLARINO, A. P. Agronomic and environmental soil phosphorus testing in soils receiving liquid swine manure. *Soil Science Society American Journal*, Madison, v. 66, n. 5, p. 1696–1705, 2002.

BALBINO, L. C.; CORDEIRO, L. A. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V.; MORAES, A. de; MARTÍNEZ, G. B.; ALVARENGA, R. C.; KICHEL, A. N.; FONTANELI, R. S.; SANTOS, H. P. dos; FRANCHINI, J. C.; GALERANI, P. R. Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 46, n. 10, p. 0-0, 2011.

BALBINOT JR, A. A.; MORAES, A.; VEIGA, M.; PELISSARI, A.; DIECKOW, J. Integração lavoura-pecuária: intensificação de uso de áreas agrícolas. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 39, n. 6, p. 1925-1933, 2009.

BARDUCCI, R. S.; COSTA, C.; CRUSCIOL, C. A. C.; BORGHI, E.; PUTAROV, T. C.; SARTI, L. M. N. Produção de *Brachiaria brizantha* e *Panicum maximum* com milho e adubação nitrogenada. *Archivos de Zootecnia*, Córdoba, v. 58, n. 222, p. 211-222, 2009.

BALDWIN, J. P.; NYE, P. H.; TINKER, P. B. Uptake of solutes by multiple root systems from soil. III. A model for calculating the solute uptake by a randomly dispersed root system developing in a finite volume of soil. *Plant Soil*, Oxford, v. 38, n.3, p. 621-635, 1973.

BARBER, S. A. *Soil nutrient bioavailability: a mechanistic approach*. 2.ed. New York: John Wiley, 1995. 414p.

BARILLI, J. *Atributos de um latossolo vermelho sob aplicação de resíduos de suínos*. 2005, 120f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, UNESP, Botucatu, 2005.

BAYER, C.; AMADO, T. J. C.; TORNQUIST, C. G.; CERRI, C. E. P.; DIECKOW, F.; ZANATTA, J. A.; NICOLOSO, R. S.; CARVALHO, P. C. F. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. In: Tópicos em ciência do solo. Viçosa: *Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, v. 1, p. 55-117, 2011.

BAYER, C.; MIELNICZUCK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 21, n.1, p. 105-112, 1997.

BAYER, C. *Dinâmica da matéria orgânica em sistemas de manejo de solos*. 1996. 241f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do sul, Porto Alegre, 1996.

BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H. P. dos; DENARDIN, J. E.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biology*, Illinois, v. 16, n. 2, p. 784-795, 2010.

BOLAN, N. S.; NAIDU, R.; MAHIMAIRAJA, S.; BASKARAN, S. Influence of low-molecular-weight organic acid on the solubilization of phosphates. *Biology Fertility Soils*, Palmerston North, v. 18, n. 4, p. 311–319, 1994.

BOOTH, M. S.; STARK, J. M.; RASTETTER, E. B. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data. *Ecological Monographs*, Utah, v. 75, n. 2, p. 139–157, 2005.

BORIE, F.; RUBIO, R. Total and organic phosphorus in Chilean volcanic soils. *Gayana Botanica*, Temuco, v. 60, n. 1, p. 69–78, 2003.

BORIE, F.; ZUNINO, H.; MARTINEZ, L. Macromoleculas P-associadas e inositol-fosfatos em solos vulcânicos da região temperada do Chile. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 20, p. 1881–1894, 1989.

BRAZ, S. P.; NASCIMENTO JUNIOR, D. do; CANTARUTTI, R. B.; REGAZZI, A. J.; MARTINS, C. E.; FONSECA, D. M. da; BARBOSA, R. A. Aspectos quantitativos do processo de reciclagem de nutrientes pelas fezes de bovinos sob pastejo em pastagem de *Brachiaria decumbens* na zona da mata de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 858-865, 2002.

BRICENO, M.; ESCUDEY, M.; GALINDO, G.; BORCHARDT, D.; CHANG, A. Characterization of chemical phosphorus forms in volcanic soils using ³¹P-NMR spectroscopy. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, Riverside, v. 35, n. 9-10, p. 1323–1337, 2004.

BROUWERE, K.; THIJS, A.; HENS, M.; MERCKX, R. Forms and bioavailability of soil phosphorus in temperate forests in southern Chile and Flanders. *Gayana Botánica*, Temuco, v. 60, n. 1, p. 17–23, 2003.

BRUNETTO, G.; COMIN, J. J.; SCHMITT, D. E.; GUARDINI, R.; MEZZARI, C. P.; OLIVEIRA, B. S.; MORAES, M. P.; GATIBONI, L. C.; LOVATO, P. E.; CERETTA, C. A. Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy typic hapludalf after medium-term pigslurry

and deep-litter application. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 1620-1628, 2012.

CAI, Z. C.; QIN, S. W. Dynamics of crop yields and soil organic carbon in a long-term fertilization experiment in the Huang-Huai-Hai Plain of China. *Geoderma*, Amsterdam, v. 136, n. 3-4, p. 708-715, 2006.

CALEGARI, A.; HARGROVE, W. L.; RHEINHEIMER, D. S.; RALISCH, R.; TESSIER, D.; TOURDONNET, S.; GUIMARÃES, M. F. Impact of long term no-tillage and cropping system management. *Agronomy Journal*, Madison, v. 100, n. 4, p. 1013-1019, 2009.

CANTARELLA, H.; DUARTE, A.P. Manejo da fertilidade do solo para a cultura do milho. In: GALVÃO, J.C.C. & MIRANDA, G.V., eds. Tecnologia de produção de milho. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 2004. p. 139-182

CARVALHO, P. C. F.; SILVA, J. L. S.; MORAES, A.; FONTANELLI, R. S.; MACARI, S.; BREMM, C.; TRINDADE, J. Manejo de animais em pastejo em sistemas de integração lavourapecuária. In: MORAES, A. et al. International Symposium on International Crop-livestock Systems. Curitiba: 2007. CD-ROM.

CARVALHO, P. C. F.; ANGHINONI, I.; MORAES, A.; SOUZA, D.; SULC, R. M.; LANG, C. R.; FLORES, J. P. C.; LOPES, M. L. T.; ILVA, J. L. S.; CONTE, O.; WESP, C. L.; LEVIEN, R.; FONTANELI, R. S.; BAYER, C. Managing grazing animals to achieve nutrient cycling and soil improvement in no-till integrated systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Amsterdam, v. 88, n. 2, p. 259-273, 2010.

CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 34, p. 277-289, 2010.

CARVALHO, S. I. C.; VILELA, L.; SPAIN, J. M. Recuperação de pastagens degradadas de *Brachiaria decumbens* cv. Basilik na região

dos cerrados. *Pasturas Tropicales*, Cidade do México, v. 12, p. 24-8, 1990.

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*, Viçosa, v. 36, n. 6, p. 1911-1923, 2012.

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*, Viçosa, v. 25, p. 635-644, 2001.

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. *Agricultural Ecosystems Environmental*, Amsterdam, v. 139, n. 4 p. 689-699, 2010.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; PAVINATO, P. S.; TRENTIN, E. F.; GIROTTO, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 35, p. 287-1295, 2005.

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*, Brasília, v.38, n. 6, p.729-735, 2003.

CEZAR, E. *Técnicas simples e baratas evitam a degradação das pastagens*. 2007. Disponível em: <http://www.cnpqc.embrapa.br/index.php?pagina=bancodenoticias/03082007_degradacao.htm>. Acesso em: 24 maio 2010.

CHANTIGNY, M.H.; ANGERS, D.A.; ROCHETTE, P.; BELANGER, G.; MASSE, D.; COTE, D. Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 36, n. 6, p. 1864-1872, 2007.

CHEN, C. R.; SINAJ, S.; CONDRON, L. M.; FROSSARD, E.; SHERLOCK, R. R.; DAVIS, M. R. Characterization of phosphorus availability in selected New Zealand grassland soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Amsterdam, v. 65, p. 89–100, 2003.

CHIEN, S. H.; MENON, R. G. Factors affecting the agronomic effectiveness of phosphate rock for direct application. *Fertilizer Research*, Amsterdam, v. 41, p. 227-234, 1995.

CORAZZA, E. J. SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação á vegetação de Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Brasília, v. 23, p. 425-432, 1999.

COSTA, N. R. *Adubação nitrogenada no consórcio milho/braquiárias e efeito sobre o feijão de inverno em sucessão no cerrado*. 2010. 97 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Engenharia, UNESP, Ilha Solteira, 2010.

CRUZ, J. C.; KONZEN, E. A.; PEREIRA FILHO, I. A.; MARRIEL, I. E.; CRUZ, I.; DUARTE, J. O.; OLIVEIRA, M. F.; ALVARENGA, R. C. Produção de milho orgânico na agricultura familiar. Sete Lagoas, Embrapa, 2006. (Circular técnica, 81).

CUNHA, J. F.; CASARIN, V.; PROCHNOW, L. I *Balanço de nutrientes na agricultura brasileira*. Instituto Internacional de Nutrição de Plantas, IPNI, Informações Agronômicas, n. 130, junho 2010.

DAMBREVILLE, C.; H'ENAUULT, C.; BIZOUARD, F.; MORVAN, T.; CHAUSSOD, R.; GERMON, J. C. Compared effects of long-term pig slurry applications and mineral fertilization on soil denitrification and its end products (N₂O, N₂). *Plant & Soil*, California, v. 42, p. 490–500, 2006.

DAO, T. H. Landscape-scale geographic variations in microbial biomass and enzyme-labile phosphorus in manure-amended Hapludults. Berlim, *Biology and Fertility of Soils*, v. 50, p. 155–167, 2014.

DENG, S. P.; TABATABAI, M. A. Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils: III. Phosphatases and arylsulfatase. *Biology and Fertility of Soils*, Iowa, v. 24, p. 141–146, 1997.

DORMAAR, J. F.; CHANG, C. Effect of 20 annual applications of excess feedlot manure on labile soil phosphorus. *Canadian Journal Soil Science*, Ottawa, v. 75, n. 4, p. 507-512, 1995.

EGHBALL, B.; GINTING, D.; GILLEY, J. E. Residual effects of manure and compost application on corn production and soil properties. *Agronomy Journal*, Madison, v. 96, p. 442–447, 2004.

EGHBALL, B.; BINFORD, G. D.; BALTENSBERGER, D. D. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. *Journal Environmental Quality*, Nebraska, v.25, p.1339-1343, 1996.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 2.ed. Brasília: Embrapa - SPI; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 306 p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Leite. *Pesquisa, inovação, assistência tecnológica, boas práticas agropecuárias e desenvolvimento sustentável para o agronegócio do leite*. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 2009. p. 117-131.

ERNANI, P. R.; BAYER, C.; ALMEIDA, J. A. Mobilidade vertical de cátions influenciada pelo método de aplicação de cloreto de potássio em solos com carga variável. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Brasília, v. 31, p. 393-402, 2007.

FARDEAU, J. C. Dynamics of phosphate in soils: an isotopic outlook. *Fertility Research*, Amsterdam, v. 45, p. 91-100, 1996.

FERNANDES, S. B. V. Disponibilidade e eficiência de uso do nitrogênio pelo milho em sistemas de cultura. 1998. 137f. Tese (Doutorado em Agronomia – Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.

FERREIRA, A. O.; MORAES SÁ, J. C.; HARMS, M. G.; MIARA, S.; BRIEDIS, C.; NETTO, C. Q.; SANTOS, J. B.; CANALLI, L. B. Carbon balance and crop residue management in dynamic equilibrium under a no-till system in campos gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 1583-1590, 2012.

FONTANELI, R. S.; SANTOS, H. P. dos.; FONTANELI, R. S. Forrageiras para integração lavoura-pecuária na região sul-brasileira. 2. ed. Brasília: Embrapa, 2012. 544 p.

FONTANELI, R. S.; FONTANELI, R. S.; SANTOS, H. P.; NASCIMENTO JUNIOR, A.; MINELLA, E. CAIERÃO, E. Rendimento e valor nutritivo de cereais de inverno de duplo propósito: forragem verde e silagem ou grãos. *Revista Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, v. 38, n. 11, p. 2116-2120, 2009.

FONTANELI, R. S.; AMBROSI, I.; SANTOS, H. P.; IGNACZAK, J. C.; ZOLDAN, S. M. Análise econômica de sistemas de produção de grãos com pastagens anuais de inverno, em sistema plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 35 n. 11, p. 2129-2137, 2000.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATION - FAO. Production systems, 2009. Disponível em: <<http://www.fao.org/corp/statistics/en/>>. Acesso em 20 jan. 2010.

FRAGA, T. I.; GENRO JUNIOR, S. A.; INDA, A. V.; ANGHINONI, I. Suprimento de potássio e mineralogia de solos de várzea sob cultivos sucessivos de arroz irrigado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 33, n. 3, p. 497-506, 2009.

FREITAS, V. H.; ROSSO, A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Efeito de métodos de preparo do solo e sistemas de cultura na absorção de nitrogênio e rendimento do milho. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha*, Porto Alegre, v. 2, n. 1, p. 69-77, 1996.

GALE, W. J.; CAMBARDELLA, C. A.; BAILEY, T. B. Root-derived carbon and the formation and stabilization of aggregates. *Soil Science Society of American Journal*, Iowa, v. 64, p. 201-207, 2000.

GARCIA, R. A.; CRUSCIOL, C. A. C.; CALONEGO, J. C.; ROSOLEM, C. A. Potassium cycling in a corn-brachiaria cropping system. *European Journal Agronomy*, Amsterdam, v. 28, n. 4, p. 579-585, 2008.

GARDENAS, A. I.; AGREN, G. I.; BIRD, J. A.; CLARHOLM, M.; HALLIN, S.; INESON, P.; KATTERER, T.; KNICKER, H.; NILSSON, S. I.; NÄSHOLM, T.; OGLE, S.; PAUSTIAN, K.; PERSSON, T.; STENDAHL, J. Knowledge gaps in soil carbon and nitrogen interactions—from molecular to global scale. *Soil Biology and Biochemistry*, Iowa, v. 43, n. 4, p. 702–717, 2011.

GATIBONI, L. C. *Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas*. 2003. 231f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G.; RHEINHEIMER, D. S. DOS.; KAMINSKI, J.; PANDOLFO, C. M.; VEIGA, M.; FLORES, A. F. C.; LIMA, M. A. S.; GIROTTO, E.; COPETTI, A. C. C. Quantificação espectroscópica de formas de fósforo do solo por ^{31}P -rnm após nove anos de uso de fertilizantes orgânicos ou minerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 37 n.3, 2013.

GEELHOED, J. S.; VAN RIEMSDIJK, W. H.; FINDENEGG, G. R. Simulation of the effect of citrate exudation from roots on the plant availability of phosphate adsorbed on goethite. *European Journal of Soil Science*, Wageningen, v. 50, n. 3, p. 379–390, 1999.

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*, Viçosa, v. 33, n. 1, p. 41-50, 2009.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 195-205, 2008.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S. Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos

culturais em plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 38, n. 9, p. 1097-1104, 2003.

GIANELLO, C.; ERNANI, P. R. Rendimento de matéria seca de milho e alterações na composição química do solo pela incorporação de quantidades crescentes de cama de frangos, em casa de vegetação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 7, n. 3, p. 285-290, 1983.

GINTING, D.; KESSAVALOU, A.; EGHBALL, B.; DORAN, J. W. Greenhouse gas emissions and soil indicators four years after manure compost applications. *Journal Environmental Quality*, Madison, v. 32, n. 1, p. 23-32, 2003

GOMES JUNIOR, F. G. *Nitrogênio no feijoeiro em sistema de plantio direto sobre diferentes palhadas: produtividade, composição química e qualidade fisiológica das sementes*. 2006. 106 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2006.

GOMMERS, A.; THIRY, Y.; DELVAUX, B. Rhizospheric mobilization and plant uptake of radiocesium from weathered soils: I. Influence of potassium depletion. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 34, p. 2167-2173, 2005.

GONG, W.; WANG, J.; HU, T.; GONG, Y. Long-term manure and fertilizer effects on soil organic matter fractions and microbes under a wheat-maize cropping system in northern China. *Geoderma*, Amsterdam, v. 149, p. 318-324, 2009.

GUPPY, C. N.; MENZIES, N. W.; MOODY, P. W.; BLAMEY, F. P. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review. *Soil Research*, Queensland, v. 43, p. 189-202, 2005.

GUSTAFSON, G. M.; SALOMON, E.; JONSSON, S. Barn balance calculations of Ca, Cu, K, Mg, Mn, N, P, S and Zn in a conventional and organic dairy farm in Sweden. *Agricultural Ecosystems Environmental*, Uppsala, v. 119, p. 160-170, 2006.

HANISH, A. L.; FONSECA, J. A.; ALMEIDA, E. de. Efeito do uso de diferentes estratégias de manejo agroecológico no desempenho produtivo da cultura do milho. *Revista Brasileira de Agroecologia*, Bahia, v. 4, n. 2, p. 1631-1634, 2009.

HANSEN, J. C.; CADE-MENUN, B. J.; STRAWN, D. G. Phosphorus speciation in manure-amended alkaline soils. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 33, p. 1521–1527. 2004.

HAO, X., CHANG, C., TRAVIS, G. R., ZHANG, F. Soil carbon and nitrogen response to 25 annual cattle manure applications. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Ottawa, v. 166, n. 2, p. 239-245, 2003.

HATI, K. M.; MANDAL, K. G.; MISRA, A. K.; GHOSH, P. K.; BANDYOPADHYAY, K. K. Effect of inorganic fertilizer and farmyard manure on soil physical properties, root distribution, and water-use efficiency of soybean in Vertisols of central India. *Bioresource Technology*, Cambridge, v. 97, p. 2182-2188, 2006.

HAYNES, R. J.; MOKOLOBATE, M.S. Amelioration of Al toxicity and P efficiency in acid soils by additions of organic residues: a critical review of the phenomenon and the mechanisms involved. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, Amsterdam, v. 59, p. 47–63, 2001.

HE, Z.; HONEYCUTT, C. W.; CADE-MENUN, B. J.; SENWO, Z. N.; TAZISONG, I. A. Phosphorus in poultry litter and soil: Enzymatic and nuclear magnetic resonance characterization. *Soil Science Society American Journal*, Hannover, v. 72, n. 5, p. 1425-1433, 2008.

HENTZ, P.; SCHEFFER-BASSO, S. M.; ESCOSTEGUY, P. A. V.; FONTANELI, R. S. Utilização de cama sobreposta de suínos e sobressemeadura de leguminosas para aumento da produção e qualidade de pastagem natural. *Revista Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, v. 37 n. 9, p. 1537-1545, 2008.

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*, Leipzig, v. 6, n. 4, p.-e19220, 2011.

HOLST, J.; BRACKIN, R.; ROBINSON, N.; LAKSHMANAN, P.; SCHMIDT, S. Soluble inorganic and organic nitrogen in two Australian soils under sugarcane cultivation. *Agricultural Ecosystems Environmental*, Amsterdam, v. 155, p. 16–26, 2012.

HOUNTIN, J. A.; COUILLARD, D.; KARAM, A. Soil carbon, nitrogen and phosphorus contents in maize plots after 14 years of pig slurry applications. *Journal Agricultural Science*, Cambridge, v. 129, n. 2, p. 187-191, 1997.

IBGE. *Levantamento sistemático da produção agrícola*. 2011. http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/lspa_2011075.shtm > Acesso em jun. 2011.

INSELSBACHER, E.; NÄSHOLM, T. The below-ground perspective of forest plants: soil provides mainly organic nitrogen. *Journal Agricultural Science*, Cambridge, v. 195, n. 2, p. 329-334, 2012.

IPEA - Instituto Econômico de Pesquisa Aplicada. *Diagnóstico dos resíduos orgânicos do setor agrossilvopastoril e agroindústrias associadas*. Relatório de Pesquisa. 2012. 129p.

IYAMUREMYE, F.; DICK, R. P.; BAHAM, J. Organic amendments and phosphorus dynamics: I. Phosphorus chemistry and sorption. *Soil Science*, Philadelphia, v. 161, n. 7, p. 426-435, 1996.

IYAMUREMYE, F.; DICK, R. P.; BAHAM, J. Organic amendments and phosphorus dynamics: III. Phosphorus speciation. *Soil Science*, Philadelphia v.161, n.7, p.444–451, 1996.

JAMTGARD S, NÄSHOLM T, HUSS-DANELL K Nitrogen compounds in soil solutions of agricultural land. *Soil Biology and Biochemistry*, Amsterdam, v. 42, p. 2325–2330, 2010.

JONES, D. L.; DENNIS, P. G.; OWEN, A. G.; van HEES, P. A. W. Organic acid behavior in soils - Misconceptions and knowledge gaps. *Plant Soil*, Amsterdam, v. 248, p. 31-41, 2003.

KAMINSKI, J.; MOTERLE, D. V.; RHEINHEIMER, D. S.; GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G. Potassium availability in a Hapludalf soil under long term fertilization. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.34, n. 3, p.783-791, 2010.

KAMINSKI, J.; BRUNETTO, G.; MOTERLE, D.F.; RHEINHEIMER, D.S. Depleção de formas de potássio do solo afetada por cultivos sucessivos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 31, n. 5, p. 1003-1010, 2007.

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*, 1994, p.163-232.

KLIEMANN, H. J.; BRAZ, A. J. P. B.; SILVEIRA, P. M. Taxa de decomposição de resíduos de espécies de cobertura em Latossolo Vermelho Distroférico. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, Goiânia, v. 36, n. 1, p. 21-28, 2006.

KLUTHCOUSKI, J.; AIDAR, H.; THUNG, T.; OLIVEIRA, F. R. de A.; COBUCCI, T. *Manejo antecipado do nitrogênio nas principais culturas anuais*. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2005. (Documentos / Embrapa Arroz e Feijão, 188).

KLUTHCOUSKI, J.; YOKOYAMA, L. P. Opções de Integração Lavoura-Pecuária. In: *Integração lavoura-pecuária*. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2003. p. 131-141.

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

KOLAR J. S.; GREWAL, H. S. Effect of split application of potassium on growth, yield and potassium accumulation by soybean. *Fertility Research*, Amsterdam, v. 39, p. 217-222, 1994.

KONZEN, E. A. *Estabilização de resíduos orgânicos em processos de compostagem e vermicompostagem*. Sete Lagoas: Embrapa, 1999. (Comunicado técnico, 12).

KOOPMANS, G. F.; CHARDON, W. J.; DOLFING, J.; OENEMA, O.; van der MEER, P.; van RIEMSDIJK, W.H. Wet chemical and phosphorus-31 nuclear magnetic resonance analysis of phosphorus speciation in a sandy soil receiving long-term fertilizer or animal manure applications. *Journal Environmental Quality*, Wageningen, v. 32, p. 287-295, 2003.

KWABIAH, A. B.; STOSKOPF, N. C.; PALM, C. A.; VORONEY, R. P.; RAO, M. R.; GACHERU, E. Phosphorus availability and maize response to organic and inorganic fertilizer inputs in a short term study in western Kenya. *Agriculture, Ecosystems Environment*, Amsterdam, v. 95, p. 49-59, 2003.

KWABIAH, A. B.; PALM, C. A.; STOSKOPF, N. C.; VORONEY, R. P. Response of soil microbial biomass dynamic to quality of plant materials with emphasis on P availability. *Soil Biology Biochemistry*, Cambridge, v.35, p. 207-216, 2003.

LAL, R. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, Washington, v. 304 n. 5677 p. 1623-1627, 2004.

LARA-CABEZAS, W. A. R.; P. C. O. RIVELIN.; G. H. KONDÖRFER.; PEREIRA, S. Balanço da adubação nitrogenada sólida e fluida de cobertura na cultura de milho, em sistema de plantio direto no Triângulo Mineiro (MG). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 24, n. 2, p. 363-376, 2000.

LEITE, L. F. C.; CARDOSO, M. J.; COSTA, D. B.; FREITAS, R. C. A.; RIBEIRO, V. Q.; GALVÃO, S. R. S. Estoques de C e de N e produtividade do milho sob sistemas de preparo e adubação

nitrogenada em um Latossolo Vermelho-Amarelo do cerrado piauiense. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 39, p. 2460-2466, 2009.

LÉIS, C. M.; COUTO, R. R.; DORTZBACH, D.; COMIN, J. J.; SARTOR, L.R. Rendimento de milho adubado com dejetos de suínos em sistema de plantio direto sem o uso de agrotóxicos. *Revista Brasileira Agroecológica*, Porto Alegre, v. 4, p. 3814-3817, 2009.

LI, J.; EVANYLO, G. K.; XIA, K.; MAO, J. Soil carbon characterization 10 to 15 years after organic residual application: carbon (1s) k-edge near-edge x-ray absorption fine-structure spectroscopy study. *Soil Science*, Carolina do Norte, v. 178, n. 9, p. 453-464, 2013.

LIMA, E. V.; CRUSCIOL, C. A. C.; LEITÃO-LIMA, P. S CORRÊA, J. C. Espécies para cobertura e qualidade dos resíduos vegetais na implantação do sistema de plantio direto em região de inverno seco. *Revista Brasileira de Milho e Sorgo*, Sete Lagoas, v. 4, n. 2, p. 180-194, 2005.

LIU, T.; Z, Nan.; F. Hou. Grazing intensity effects on soil nitrogen mineralization in semi-arid grassland on the Loess Plateau of northern China. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, Cornell, v. 91, p. 67-75, 2011.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; PERIN, A.; ANJOS, L. H. C. Agregação, carbono e nitrogênio em agregados do solo sob plantio direto com integração lavoura-pecuária. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 46, n. 10, p. 1269-1276, 2011.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; PERIN, A.; ANJOS, L. H. C. Carbon and Nitrogen Content and Stock in No-Tillage and Crop-livestock Integration Systems in the Cerrado of Goiás State, Brazil. *Journal of Agricultural Science*, Recife, v. 4, n. 8, p. 96, 2012.

LOURENÇO, K. S.; CORRÊA, J. C.; ERNANI, P. R.; LOPES, L. S.; NICOLOSO, R. S. Crescimento e absorção de nutrientes pelo feijoeiro adubado com cama de aves e fertilizantes minerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 37, n. 2, p. 462-471, 2013

LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; SILVA, L. S. DA.; GIROTTO, E.; LORENSINI, F.; TIECHER, T. L.; CONTI, L.; TRENTIN, G.; BRUNETTO, G. Nutrientes em camadas de solo submetido a sucessivas aplicações de dejetos líquidos de suínos e sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 37 n. 1, p. 157-167, 2013.

LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistema de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 28, n. 1, p. 175-187, 2004.

MCLEAN, E. O.; WATSON, M. E. Soil measurements of plant available potassium. In: MUNSON R.D. (ed). Potassium in agriculture. CSSA SSSA: Madison, 1985, p. 277-308.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. *Revista Brasileira de Zootecnia*, Brasília, v. 38, p. 133-146, 2009.

MAGALHÃES, R. T. Evolução das propriedades físicas e químicas de solos submetidos ao manejo pelo sistema barreira, 1997. 86 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 1997.

MAKAROV, M. I.; HAUMAIER, L.; ZECH, W.; MARFENINA, O. E.; LYSAK, L.V. Can ³¹P NMR spectroscopy be used to indicate the origins of soil organic phosphates? *Soil Biology Biochemistry*, Amsterdam, v. 37, p. 15-25, 2005.

MALHI S. S.; GILL, K. S. Fertilizer N and P effects on root mass of brome grass, alfalfa and barley. *Journal Sustainable Agriculture*, Melfort, v. 19, p. 51-63, 2002.

MALHI, S.S.; GRANT, C.A.; JOHNSTON, A.M.; GILL, K.S. Nitrogen fertilization management for no-till cereal production in the Canadian Great Plains: a review. *Soil and Tillage Research*, Amsterdam, v. 60, n. 3/4, p. 101-122, 2001.

MALAVOLTA, E. *Potássio, magnésio e enxofre nos solos e culturas brasileiras*. 4. ed. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1984. (Boletim Técnico, 4).

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. *Avaliação do estado nutricional de plantas: princípios e aplicações*. 2. ed. Piracicaba: Potafos, 1997. 319p.

MALAVOLTA, E. *Elementos de nutrição de plantas*. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. 251 p.

MARTHA Jr., G. B.; VILELA, L. Resultado econômico e estratégias de intensificação da adubação de pastagens. In: MARTHA JÚNIOR, G.B.; VILELA, L.; SOUSA, D.M.G. (Ed.). *Uso eficiente de corretivos e fertilizantes em pastagens*. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2007, p.69-92.

MARTHA Jr., G. B.; VILELA, L.; BARCELLOS, A. O.; BARIONI, L. G.; SOUSA, D. M. G. Pecuária de corte no Cerrado: uma visão conjuntural. In: MARTHA JR., G.B.; VILELA, L.; SOUSA, D.M.G. (Ed.) *Uso eficiente de fertilizantes em pastagens no cerrado*. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2006. P. 17-42.

MATTIAS, J. L.; CERETTA, C. A.; NESI, C. N.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E. E.; LOURENZI, C. R.; VIEIRA, R. C. B. Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 34, p. 1445-1454, 2010.

McBRIDE, M. B. *Environmental chemistry of soils*. New York: University Press, 1994. 406p.

McDOWELL, R. W., STEWART, I. The phosphorus composition of contrasting soils in pastoral, native and forest management in Otago, New Zealand: sequential extraction and ³¹P NMR. *Geoderma*, Dunedin, v. 130, n. 1-2, p. 176-189, 2006.

_____. Phosphorus in fresh and dry dung of grazing dairy cattle, deer, and sheep: Sequential fraction and phosphorus-31 nuclear

magnetic resonance analyses. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 34, p. 598–607, 2005.

McDOWELL, R. W.; CONDRON, L. M. Estimating phosphorus loss from New Zealand grassland soils. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, Waikato, v. 47, p. 137-145, 2004.

MCLEAN, E. D.; WATSON, M. E. Soil measurement of plant available potassium. In: MUNSON, R. D, Ed. *Potassium in agriculture*. American Society of Agronomy, 1985. p.277-308.

MENG, L.; DING, W. X.; CAI, Z. C. Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N₂O emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil. *Soil Biology & Biochemistry*, Cambridge, v. 37, p. 2037–2045, 2005.

MIELNICZUK, J. Manejo conservacionista da adubação potássica. In: YAMADA, T.; ROBERTS, T. (Eds.). *Potássio na Agricultura Brasileira*. Piracicaba: Instituto da Potassa e Fosfato, 2005. p.165-178.

MKHABELA, M. S.; WARMAN, P. R. The influence of municipal solid waste compost on yield, soil phosphorus availability and uptake by two vegetable crops grown in a Pugwash sandy loam soil in Nova Scotia. *Agriculture Ecosystems Environment*, Amsterdam, v. 106, p. 57-67. 2005.

MOLOKOBATE, M. S.; HAYNES, R. J. A glasshouse evaluation of the comparative effects of organic amendments, lime and phosphate on alleviation of Al toxicity and P deficiency in an Oxisol. *Journal of Agricultural Science*, Cambridge, v. 140, p. 409-417, 2003.

MORA, M. L.; ALFARO, M.; WILLIAMS, P.; STEHR, W.; DEMANET, R. Effect of fertiliser input on soil acidification in relation to growth and chemical composition of a pasture, and animal production. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, Valdivia, v. 4, p. 29–40, 2004.

MORA, M. L.; CARTES, P.; DEMANET, R.; CORNFORTH I. S. Effects of lime and gypsum on pasture growth and composition on an

acid Andisol in Chile, South America. *Communications Soil Science Plant Analysis*, Columbia, v. 33, p. 2069-2081, 2002.

MORA, M. L.; CANALES, J. Interactions of humic substances with allophanic compounds. *Communications Soils Science Plant Analysis*, Columbia, v. 26, n. 17-18, p. 2805-2817, 1995.

MOZAFFARI, M.; SIMS, T. S. Phosphorus availability and sorption in an Atlantic coastal plain watershed dominated by animal based agriculture. *Soil Science*, Baltimore, v. 57, n. 2, p. 97-107, 1994.

MULLER, 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*, Dublin, v. 43, p. 1362-1371, 2011.

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

NELSON, N. O.; MIKKELSEN, R. L.; HESTERBERG, D. L. Struvite precipitation in anaerobic swine lagoon liquid: effect of pH and Mg:P ratio and determination of rate constant. *Bioresource Technology*, Carolina do Norte, v. 89, p. 229-236, 2003.

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

NOVAKOWISKI, J. H.; SANDINI, I. E.; FALBO, M. K.; MORAES, A. de.; NOVAKOWISKI. Fertilization with broiler litter in the production of organic corn in integrated crop-livestock. *Semina: Ciências Agrárias*, Londrina, v. 34, n. 4, p. 1663-1672, 2013.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. *Fósforo em solo e planta em condições tropicais*. Viçosa: Universidade de Viçosa, 1999. 399 p.

NWOKE, O. C.; VANLAUWE, B.; DIELS, J.; SANGINGA, N.; OSONUBI, O.; MERCKX, R. Assessment of labile phosphorus fractions and adsorption characteristics in relation to soil properties of

West African savanna soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Amsterdam, v. 100, p. 285–294, 2003.

OBORN, I.; ANDRIST-RANGEL, Y.; ASKEGAARD, M.; GRANT, C. A.; WATSON, C. A.; EDWARDS, A. C. Critical aspects of potassium management in agricultural systems. *Soil Use and Management*, John Wiley, v. 21, p. 102-112, 2005.

OEHL, F.; FROSSARD, E.; FLIESSBACH, A.; DUBOIS, D.; OBERSON, A. Basal organic phosphorus mineralization in soils under different farming systems. *Soil Biology and Biochemistry*, Zurich, v. 36, p. 667–675, 2004.

OLIVEIRA, F. A. de; CAVALCANTE, L. F.; SILVA, I. de F. da; PEREIRA, W. E.; OLIVEIRA, J. C. de; FILHO, J. F. da C. Crescimento do milho adubado com nitrogênio e fósforo em um Latossolo Amarelo. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, Recife, v.4, n.3, p. 238-244, 2009.

OENEMA, O.; KROS, H.; DE VRIES, W. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: Implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal Agronomy*, Wageningen, v. 20, p. 3-16, 2003.

PAGLIARI, P. H.; LABOSKI, C. A. M. Dairy manure treatment effects on manure phosphorus fractionation and changes in soil test phosphorus. *Biology and Fertility of Soils*, Berlim, v. 49, p. 987-999, 2013.

PALHARES, J. C. Impacto ambiental das produções pecuárias. Congresso brasileiro de animais sustentável. *Anais...EMBRAPA: Brasília*.2012. 17p.

PARFITT, R. L.; YEATES, G. W.; ROSS, D. J.; MACKAY, A. D.; BUDDING, P. J. Relationships between soil biota, nitrogen and phosphorus availability, and pasture growth under organic and conventional management. *Applied Soil Ecology*, Palmerston North, v. 28, p. 1-13. 2005.

PARIZ, C. M. *Desempenhos técnicos e econômicos de um sistema de integração lavoura-pecuária com a cultura do milho e adubação nitrogenada de capins dos gêneros Panicum e Brachiaria sob irrigação no cerrado*. 2010. 153 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas de Produção) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2010.

PARIZ, C. M.; ANDREOTTI, M.; TARSITANO, M. A. A.; BERGAMASCHINE, A. F.; BUZZETTI, S.; CHIODEROLI, C. A. Desempenhos técnicos e econômicos da consorciação de milho com forrageiras dos gêneros *Panicum* e *Brachiaria* em sistema de integração lavoura-pecuária. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, Goiânia, v. 39, n. 4, p. 360-370, 2009.

PAUL, B. K.; VANLAUWE, B.; AYUKE, F.; GASSNER, A.; HOOGLMOED, M.; HURISSO, T. T.; KOALA, S.; LELEI, D.; NDABAMENYE, T.; SIX, J.; PULLEMAN, M. M. Medium-term impact of tillage and residue management on soil aggregate stability, soil carbon and crop productivity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Wageningen, v. 164, p. 14-22, 2013.

PELLEGRINI, J. B. R. *Fósforo na água e no sedimento na Microbacia Hidrográfica do Arroio Lino - Agudo- RS*. 2005. 98f. Dissertação (Mestrado), Faculdade de Agronomia - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

PERNES-DEBUYSER, A.; PERNES, M.; VELDE, B.; TESSIER, D. Soil mineralogy evolution in the INRA 42 plots experiment (Versailles, France). *Clays and Clay Minerals*, Nova York, v. 51, p. 577-584, 2003.

PHELAN, P. L. Ecology-based agriculture and the next Green Revolution. Is modern agriculture exempt from the laws of ecology? In: BOHLEN P, HOUSE G (eds). *Sustainable agroecosystem management*, Boca Raton, 2009. p.98-128.

PILON, C. N.; MIRANDA, C. R.; GUIDONI, A. L.; COLDEBELLA, A.; PEREIRA, R. K. *Diagnóstico das propriedades suínícolas da área de abrangência do Consórcio Lambari*. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003. (Documentos, 84).

PRABHU, A. S.; FAGERIA, N. K.; HUBER, D. M. Potassium nutrition and plant diseases. In: DATNOFF, L.E; ELMER, W.H.; HUBER, D.M. *Mineral Nutrition and Plant Disease*. The American Phytopathological Society Press, Saint Paul, 2007.

PYPERS, P., VERSTRAETE, S., THI, C. P. AND MERCKX, R. Changes in mineral nitrogen, phosphorus availability and salt-extractable aluminium following the application of green manure residues in two weathered soils of South Vietnam. *Soil Biology Biochemistry*, Heverlee, v. 37, p. 163-172. 2005.

RAIJ, B. Van.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285 p.

RAIJ, B. VAN; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Ed.). *Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo*. 2ed. Campinas: Instituto Agrônomo/Fundação IAC, 1997. (Boletim Técnico, 100).

RAIJ, B. VAN. CANTARELLA, H., QUAGGIO, J. A., FURLANI, A. M. C. *Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo*. 2ed. Campinas: IAC, 1996. (Boletim Técnico, 100).

RAIJ, B. VAN. *Fertilidade do solo e adubação*. Piracicaba: Ceres; Potafos, 1991. 343p.

RAO, M. A.; VIOLANTE, A.; GIANFREDA, L. Interaction of acid phosphatase with clays, organic molecules and organo-mineral complexes: kinetics and stability. *Soil Biology and Biochemistry*, Napoli, v. 32, p. 1007-1014, 2000.

RASTETTER, E. B.; AGREN, G. I.; SHAVER, G. R. Responses of N-limited ecosystems to increased CO₂: a balanced-nutrition, coupled-element cycles model. *Ecological Applications*, Uppsala, v. 7, p. 444-460, 1997.

RAUN, W. R.; JOHNSON, G. V. Improving nitrogen use efficiency for cereal production. *Agronomy Journal*, Oklahoma, v. 91, p. 357-363, 1999.

RAVEN, J. A.; BEARDALL, J.; FLYNN, K. J.; MABERLY, S. C. Darwin review: phagotrophy in the origins of photosynthesis in eukaryotes and as a complementary mode of nutrition in phototrophs: relation to Darwin's insectivorous plants. *Journal Experimental Botany*, Oxford, v. 60, p. 3975-3987, 2009.

REDDY, K. R.; WETZEL, R. G.; KADLEC, R. H. Biogeochemistry of phosphorus in wetlands. In: SIMS, J. T. *Phosphorus: agriculture and the environment*. Madison: American Society of Agronomy, p. 263-316. 2005.

RENGEL, Z.; DAMON, P. M. Crops and genotypes differ in efficiency of potassium uptake and use. *Physiology Plant*, Crawley, v. 133, p. 624-636, 2008.

RENTSCH, D.; SCHMIDT, S.; TEGEDER, M. Transporters for uptake and allocation of organic nitrogen compounds in plants. *FEBS Letters*, Bethesda, v. 581, p. 2281-2289, 2007.

RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I.; FLORES, A. F. Organic and inorganic phosphorus as characterized by phosphorus-31 nuclear magnetic resonance in subtropical soils under management systems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, Columbia, v. 33, p. 1853-1871, 2002.

RHEINHEIMER, D. S.; SANTOS, E. J. S.; KAMINSKI, J.; GATIBONI, L. C.; BORTOLUZZI, E. C. Alterações de atributos do solo pela calagem superficial e incorporada a partir de pastagem natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 24, p. 797-805, 2000.

ROGERI, D. A. *Suprimento e perdas de nitrogênio no solo decorrentes da adição de cama de aves*. 2010. 94 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Centro de Ciências Agroveterinárias, UDESC, Lages, 2010.

ROSOLEM, C. A.; VICENTINI, J. P. T. M. M.; STEINER, F. Suprimento de potássio em função da adubação potássica residual em um latossolo vermelho do cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 36, p. 1507-1515, 2012.

ROSOLEM, C. A.; SGARIBOLDI, T.; GARCIA, R. A.; CALONEGO, J. C. Potassium leaching as affected by soil texture and residual fertilization in tropical soils. *Communications Soil Science and Plant Analysis*, Columbia, v.41, p.1934-1943, 2010.

ROSOLEM, C. A.; SANTOS, F. P.; FOLONI, J. S. S.; CALONEGO, J. C. Potássio no solo em consequência da adubação sobre a palha de milho e chuva simulada. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 41, p. 1033-1040, 2006.

ROSOLEM, C. A.; BESSA, A. M.; PEREIRA, H. F. M. Dinâmica do potássio no solo e nutrição potássica da soja. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 28, p. 1045-1054, 1993.

ROSOLEM, C. A.; MACHADO, J. R.; RIBEIRO, D. B. O. Formas de potássio no solo e nutrição potássica da soja. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Brasília, v. 2, p. 121-125, 1988.

ROSSATO, R. R. *Potencial de ciclagem de nitrogênio e potássio pelo nabo forrageiro intercalar ao cultivo do milho e trigo em plantio direto*. 2004, 106 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.

ROTZ, C. A.; TAUBE, F.; RUSSELLE, M. P.; OENEMA, J.; SANDERSON, M. A.; WACHENDORF, M. Whole-farm perspectives of nutrient flows in grassland agriculture. *Crop Science*, Madison, v. 45, p. 2139-2159, 2005.

RUFINO, M. C.; TITTONELL, P.; REIDSMA, P.; LÓPEZ-RIDAURA, S.; HENGSDIJK, H.; GILLER, K. E.; VERHAGEN, A. Network analysis of N flows and food self-sufficiency - a comparative study of crop-livestock systems of the highlands of East and southern Africa. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Wageningen, v. 85, n. 2, p. 169-186, 2009.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRÍCIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P. C. *Matéria orgânica do solo na integração lavoura-pecuária em Mato Grosso do Sul*. Embrapa: Dourados, 2005. 58 p.

SANDERMAN, J.; BALDOCK, J. A.; AMUNDSON, R. Dissolved organic carbon chemistry and dynamics in contrasting forest and grassland soils. *Biogeochemistry*, Berkeley, v. 89, p. 181-189, 2008.

SANTI, A.; AMADO, T. J. C.; ACOSTA, J. A. A. Adubação nitrogenada na aveia preta. I - Influência na produção de matéria seca e ciclagem de nutrientes sob sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 27, p. 1075-1083, 2003.

SANTOS, F. C.; NEVES, J. C. L.; NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; SEDIYAMA, C. S. Modelagem da recomendação de corretivos e fertilizantes para a cultura da soja. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 32, p. 1661-1674, 2008.

SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre: Gênese, 1999. 491 p.

SARTOR, L. R.; ASSMANN, A. L.; ASSMANN, T. S.; BIGOLIN, P. E.; MIYAZAWA, M.; CARVALHO, P. C. F. Effect of swine residue rates on corn, common bean, soybean and wheat yield. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 36 n. 2, p. 661-669, 2012.

SAS. SAS/STAT® 9.2 User's Guide. Version 9.2, Cary, NC: SAS Institute Inc., 2008. 584 p.

SCHERER, E. E. Efeito de fontes orgânicas e mineral de nitrogênio sobre produção de milho e propriedades químicas do solo sob sistema plantio direto. *Revista Agropecuária Catarinense*, Florianópolis, v. 24, p. 71-76, 2011.

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 do Solo*, Viçosa, v. 34, p. 1375-1383, 2010.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N. Características químicas de um latossolo sob diferentes Sistemas de preparo e adubação orgânica *Bragantia*, Campinas, v. 68, n. 3, p. 715-721, 2009.

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*, Viçosa, v. 31, p. 123-131, 2007.

SCHOMBERG, H. H.; WIETHOLTER, S.; GRIFFIN, T. S.; REEVES, D. W.; CABRERA, M. L.; FISHER, D. S.; ENDALE, D. M.; NOVAK, J. M.; BALKCOM, K. S.; RAPER, R. L.; KITCHEN, N. R.; LOCKE, M. A.; POTTER, K. N.; SCHWARTZ, R. C.; TRUMAN, C. C.; TYLER, D. D. Assessing indices for predicting potential nitrogen mineralization in soils under different management systems. *Soil Science Society American Journal*, Madison, v. 73, p. 1575-1586, 2009.

SHARPLEY, A. N. Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. *Ecological Engineering*, Amsterdam, v. 5, p. 261-279, 1995.

SHIGAKI, F.; ANDREW SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L. I. Animal-based agriculture, phosphorus Management and water quality in brazil: options for the future. *Science Agricultural*, Piracicaba, v. 63, n. 2, p. 194-209, 2006

SILVA, R. G.; GALVÃO, J. C. C.; MIRANDA, G. V.; SILVA, D. G.; ARNHOLD, E. Produtividade de milho em diferentes sistemas produtivos. *Revista Verde*, Mossoró, v. 2, n. 2, p. 136-141, 2007.

SIMS, J. T.; WOLF, D. C. Poultry waste management: Agricultural and environmental issues. *Advances in Agronomy*, Carolina do Norte, v. 52, p. 2-83, 1994.

SIMONETE, M. A.; VAHL, L. C.; FABRES, R. T.; COUTO, J. R. R.; LUNARDI, R. Efeito residual da adubação potássica do azevém sobre o arroz subsequente em plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 26, p. 721-727, 2002.

SIMONSSON, M.; HILLIER, S.; ÖBORN, I. Changes in clay minerals and potassium fixation capacity as a result of release and fixation of potassium in long term field experiments. *Geoderma*, Amsterdam, v. 151, p. 109-120, 2009.

SIMONSSON, M.; ANDERSSON, S.; ANDRIST-RANGEL, Y.; HILLIER, S.; MATTSON, L.; ÖBORN, I. Potassium release and fixation as a function of fertilizer application rate and soil parent material. *Geoderma*, Amsterdam, v. 140, p. 188-198, 2007.

SINGH, B. R.; LAL, R. Phosphorus management in low-input agricultural systems. In: SIMS, J. T. et al. Phosphorus: agriculture and the environment. Madison: *American Society of Agronomy*, Madison, p. 729-760, 2005.

SIQUEIRA NETO, M.; VENZKE FILHO, S.P.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). I - sequestro de carbono no solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 33, p. 1013-1022, 2009.

SIQUEIRA, O. J. F.; SCHERER, E. E.; TASSINARI, G.; ANGHINONI, I.; PATELLA, J. F.; TEDESCO, M. J.; MILAN, P. A.; ERNANI, P. R. *Recomendações de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina*. Passo Fundo: Embrapa-CNPT, 1987. 100p.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*, Amsterdam, v. 32, p. 2099-2103, 2000.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. Núcleo Regional Sul. Comissão de Química e Fertilidade do Solo. *Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina*. 10 ed. Porto Alegre: 2004. 394p.

SOPER, F. M.; PAUNGFUO-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*, Collingwood, v. 38, p. 788–796, 2011.

SOUZA, E. D. COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; LIMA, C. V. S.; CARVALHO, P. C. F.; MARTINS, A. P. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 34, p. 79-88, 2010.

SOUZA, E. D. COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P. C. F.; ANDRIGUETI, M.; CAO, E. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 33, p. 1829-1836, 2009.

SPAIN, J. M.; SALINAS, J. G. A reciclagem de nutrientes nas pastagens tropicais. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO, 1985, Ilhéus. *Anais...* Ilhéus: 1985. p. 159-299.

SPARKS, D. L.; HUANG, P. M. Physical chemistry of soil potassium. In: MUNSON, R. D. (Ed.). *Potassium in agriculture*. Madison: American Society of Agronomy, Madison, p. 201-276, 1985.

SPEIR, T. W.; HORSWELL, J.; VAN SCHAIK, A. P.; MCLAREN, R. G.; FIETJE, G. Composted biosolids enhance fertility of a sandy loam soil under dairy pasture. *Biology and Fertility Soils*, Lincoln, v. 40, p. 349-358, 2004.

SPERA, S. T.; SANTOS, H. P.; FONTANELI, R. S.; TOMM, G. O. Atributos físicos de um Hapludox em função de sistemas de produção integração lavoura-pecuária (ILP), sob plantio direto. *Acta Scientiarum. Agronomy*, Maringá, v. 32, n. 1, p. 37-44, 2010.

STEWART, C. E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; PLANTE, A. F.; SIX, J. Soil C saturation: Concept, evidence, and evaluation. *Biogeochemistry*, Colorado, v. 86, p. 19-31, 2007.

STEWART, J. W. D.; TIESSEN, H. Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry*, Saskatchewan, v. 4, p. 41-60, 1987.

STROM, L.; OWEN, A. G.; GODBOLD, D. L.; JONES, D. L. Organic acid mediated P mobilization in the rhizosphere and uptake by maize roots. *Soil Biology Biochemistry*, Amsterdam, v. 34, p. 703–710, 2002.

SVENNERSTAM, H.; JÄMTGÅRD, S.; AHMAD, I.; HUSS-DANELL, K.; NÄSHOLM, T.; GANETEG, U. Transporters in Arabidopsis roots mediating uptake of amino acids at naturally occurring concentrations. *New Phytologist*, California, v. 191, p. 459–467, 2011.

TARAFDAR J. C.; CLAASSEN, N. Organic phosphorus compounds as a phosphorus source for higher plants through the activity of phosphatases produced by plant roots and microorganisms. *Biology and Fertility Soils*, Göttingen, v. 5, p. 308–312, 2003.

TARANTO, M. T.; ADAMS, M. A.; POLGLASE, P. J. Sequential fractionation and characterization (³¹P-NMR) of phosphorus-amended soils in *Banksia integrifolia* (L.f.) woodland and adjacent pasture. *Soil Biology Biochemistry*, Amsterdam, v. 32, p. 169–177, 2000.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. *Análises de solo, plantas e outros materiais*. Porto Alegre: UFRGS, 1995. (Boletim técnico, 5).

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

TEIXEIRA, W. G. *Biodisponibilidade de fósforo e potássio provenientes de fertilizantes mineral e organomineral*. 2013. 115 f. Dissertação (Mestrado), Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2013.

TEWOLDE, H.; SHANKLE, M. W.; SISTANI, K. R.; ADELI, A.; ROWE, D. E. No-till and convention-till cotton response to broiler

litter fertilization in an upland soil: Lint yield. *Agronomy Journal*, Madison, v. 100, p. 502–509, 2008.

THIEN, S. J.; MYERS, R. Determination of bioavailable phosphorus in soil. *Soil Science Society of American Journal*, Madison, v. 56, p. 814-818, 1992.

TINKER, P. B., NYE, P. H. Solute movement in the rhizosphere. Oxford University Press: Oxford, 2000. California. P. 317-339.

TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G.; ANDRIOLI, I.; POLIDORO, J. C.; FABIAN, A. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura em um solo de cerrado. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, Viçosa, v. 29, p. 609-618, 2005.

TRACY, B. F.; ZHANG, Y. Soil compaction, corn yield response, and soil nutrient pool dynamics within an integrated crop-livestock system in Illinois. *Crop Science*, Madison, v. 48, n. 3, p.1 211-1218, 2008.

TURNER, B. L.; CADE-MENUN, B. J.; WESTERMANN, D. T. Organic phosphorus composition and potential bioavailability in semi-arid arable soils of the western United States. *Soil Science Society American Journal*, Madison, v. 67, n. 4, p. 1168-1179, 2003.

TURNER, B. L.; PAPHAZY, M. J.; HAYGARTH, P. M.; MCKELVIE, I. D. Inositol phosphates in the environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society London B: Biological Sciences*, Idaho, v. 357, p. 449–469, 2002.

VERMA, S.; SUBEHIA, S. K.; SHARMA, S. P. Phosphorus fractions in an acid soil continuously fertilized with mineral and organic fertilizers. *Biology and Fertility Soils*, Berlim, v. 41, p. 295-300, 2005.

VIOLA, R.; BENIN, G.; CASSOL; L. C.; PINNOW, C.; FLORES; M. F.; BORNHOFEN, E. Adubação verde e nitrogenada na cultura do trigo em plantio direto. *Bragantia*, v. 72, n. 1, p. 90-10, 2013.

WATTS, D. B.; TORBERT, H. A.; PRIOR, S. A.; HULUKA, G. Long-term tillage and poultry litter impacts soil carbon and nitrogen mineralization and fertility. *Soil Fertility & Plant Nutrition*, Madison, v. 74, n. 4, p. 1239-1247, 2010.

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

WENDLING, A.; ELTZ, F. L. F.; CUBILLA, M. M.; AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; LOVATO, T. Recomendação de adubação nitrogenada para trigo em sucessão ao milho e soja sob sistema plantio direto no Paraguai. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 31, p. 985-994, 2007.

WIENHOLD, B. J. Changes in soil attributes following low phosphorus swine slurry applications to no-tillage sorghum. *Soil Science Society American Journal*, Madison, v. 69, p. 206-214, 2005.

WIETHOLTER, S. Bases teóricas e experimentais de fatores relacionados com a disponibilidade de potássio do solo às plantas usando trigo como referência. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 31, p. 1011-1021, 2007.

WILD, P. L.; van KESSEL, C.; LUNDBERG, J.; LINQUIST, B. A. Nitrogen availability from poultry litter and pelletized organic amendments for organic rice production. *Agronomy Journal*, Madison, v. 103, p. 284-291, 2011.

ZHANG, J. B.; ZHU, T. B.; CAI, Z. C.; QIN, S. W.; MULLER, C. Effects of long-term repeated mineral and organic fertilizer applications on soil nitrogen transformations. *European Journal of Soil Science*, Copenhagen, v. 63, p. 75-85, 2012.

