

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

DANIELA MONDARDO

**PRODUÇÃO DE MASSA SECA E PERCOLAÇÃO DE NUTRIENTES EM SOLOS
DE TEXTURAS DISTINTAS EM FUNÇÃO DE DOSES DE DEJETO LÍQUIDO
SUÍNO**

Marechal Cândido Rondon
2010

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

DANIELA MONDARDO

**PRODUÇÃO DE MASSA SECA E PERCOLAÇÃO DE NUTRIENTES EM SOLOS
DE TEXTURAS DISTINTAS EM FUNÇÃO DE DOSES DE DEJETO LÍQUIDO
SUÍNO**

.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós -
Graduação em Agronomia da Universidade Estadual
do Oeste do Paraná para obtenção do título de
Mestre em Agronomia, Área de Concentração:
Produção Vegetal.

Orientador: Professor Dr. Paulo Sérgio Rabello
Oliveira

Co-Orientador: Professor Dr. Affonso Celso
Gonçalves Junior.

Marechal Cândido Rondon

2010

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Biblioteca da UNIOESTE – Campus de Marechal Cândido Rondon – PR., Brasil)

M741p	Mondardo, Daniela Produção de massa seca e percolação de nutrientes em solos de textura distintas em função de doses de dejetos líquidos suíno / Daniela Mondardo. - Marechal Cândido Rondon, 2010. 65 p. Orientador: Prof. Dr. Paulo Sérgio Rabello de Oliveira Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Marechal Cândido Rondon, 2010. 1. Solos - Uso de resíduos - Suínos. 2. Solos - Fertilizante orgânico. 3. Suínos - Resíduos - Fonte de nutrientes. I. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. II. Título. CDD 21.ed. 631.4 CIP-NBR 12899
-------	--

Ficha catalográfica elaborado por Marcia Elisa Sbaraini Leitzke CRB-9/539



unioeste

Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Campus de Marechal Cândido Rondon - CNPJ 78680337/0003-46

Rua Pernambuco, 1777 - Centro - Cx. P. 91 - <http://www.unioeste.br>

Fone: (45) 3284-7878 - Fax: (45) 3284-7879 - CEP 85960-000

Marechal Cândido Rondon - PR.



Estado do Paraná

Ata da reunião da Comissão Julgadora da Defesa de Dissertação da Tecnóloga Ambiental **DANIELA MONDARDO**. Aos trinta dias do mês de abril de 2010, às 14:00 horas, sob a presidência do Prof. Dr. Paulo Sérgio Rabello de Oliveira, em sessão pública reuniu-se a Comissão Julgadora da defesa da Dissertação da Tecnóloga Ambiental DANIELA MONDARDO aluna do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Agronomia, nível Mestrado e Doutorado com área de concentração em **"PRODUÇÃO VEGETAL"**, visando à obtenção do título de **"MESTRE EM AGRONOMIA"**, constituída pelos membros: Prof. Dr. Gláucio Roloff (UFPR - UNILA), Prof. Dr. Armin Feiden (UNIOESTE), Prof. Dr. Paulo Sérgio Rabello de Oliveira (Orientador).

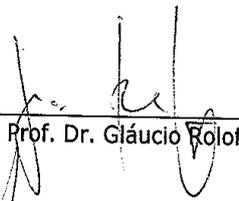
Iniciados os trabalhos, a candidata apresentou seminário referente aos resultados obtidos e submeteu-se à defesa de sua Dissertação, intitulada: **"Produção de massa seca e percolação de nutrientes em solos de texturas distintas em função de doses de dejetos líquido suíno"**.

Terminada a defesa, procedeu-se ao julgamento dessa prova, cujo resultado foi o seguinte, observada a ordem de arguição:

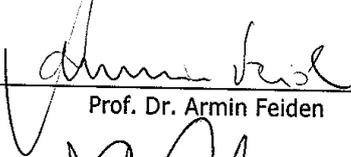
Prof. Dr. Gláucio Roloff.....Aprovada
Prof. Dr. Armin Feiden.....Aprovada
Prof. Dr. Paulo Sérgio Rabello de Oliveira (orientador).....Aprovada

Apurados os resultados, verificou-se que a candidata foi habilitada, fazendo jus, portanto, ao título de **"MESTRE EM AGRONOMIA"**, área de concentração: **"PRODUÇÃO VEGETAL"**. Do que, para constar, lavrou-se a presente ata, que vai assinada pelos senhores membros da Comissão Julgadora.

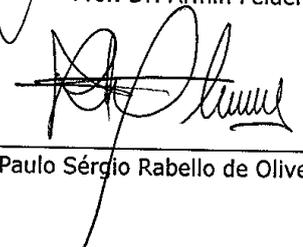
Marechal Cândido Rondon, 30 de abril de 2010.



Prof. Dr. Gláucio Roloff



Prof. Dr. Armin Feiden



Prof. Dr. Paulo Sérgio Rabello de Oliveira (Orientador)

A meus pais, Edison e Isolde Mondardo, pelo exemplo, incentivo e apoio durante mais essa etapa.

A meus irmãos Éderson e Diego pelo carinho.

A meu noivo Junior Somavila, pelo amor e pela compreensão desprendidos para o alcance deste objetivo.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela minha existência.

Meus familiares pela ajuda e compreensão.

À Universidade Estadual do Oeste de Paraná e ao Programa de Pós Graduação em Agronomia (PPGA), pela oportunidade de realização do Mestrado.

Ao meu Orientador Prof. Dr. Paulo Sergio Rabello Oliveira pela orientação, paciência, confiança e credibilidade em mim depositada.

Ao professor Dr. Affonso Celso Gonçalves Junior e aos laboratoristas e funcionários do laboratório de Química Agrícola e Instrumental da Unioeste Campus Marechal Cândido Rondon pelo auxílio.

A Capes, pela concessão da bolsa de estudos.

Aos membros componentes da banca examinadora, pela avaliação do trabalho, orientação, sugestões e contribuições fornecidas.

A Deise Dalazen Castagnara pelo incentivo, apoio e colaboração para a realização deste trabalho e durante todo o mestrado.

A Thiago Boaroli pelo apoio, carinho e auxílio na condução e avaliações dos experimentos.

Aos colegas de mestrado pela convivência e amizade.

As amigas, Patrícia Paula Bellon, Loana Bergamo dos Santos e Tatiane Ohland, pelo companheirismo, apoio e incentivo.

E a todos aqueles que não foram citados, mas que direta ou indiretamente contribuíram na realização desse trabalho.

Muito Obrigada!!!

“Batei e abrir-se-vos-á, Pedi e vos será dado, Buscai e achareis”.

“Se pedires, Deus te dará. Se buscares, Deus te fará encontrar. Se bateres, Deus te abrirá as portas. Pois tudo o que pedes, recebes de Deus. O que buscas, encontras em Deus e a quem Bate, Deus abrirá todas as portas” (Santo Evangelho).

“O solo não é uma herança que recebemos de nossos pais, mas sim um patrimônio que tomamos emprestado de nossos filhos”.

L. Brown

RESUMO

No Brasil, a suinocultura é uma importante atividade econômica, porém predominante de pequenas propriedades rurais. No Paraná, vem tendo atenção especial em razão dos problemas ambientais causando a poluição do solo e das águas. Dentre as alternativas para se solucionar tais problemas propõe-se a reciclagem agrícola em sistemas de produção vegetal, a qual se utiliza de tais resíduos como fontes de nutrientes e de matéria orgânica para solos cultivados. Por isso é necessário o estabelecimento de critérios para se embasar doses, e de estudos que demonstrem que essa prática não traz efeitos indesejáveis para o solo. Assim para avaliar o efeito de doses de dejetos líquidos suínos sobre o teor extraível de nutrientes do solo, sua presença na água de percolação e seu efeito no desenvolvimento do milho, foi conduzido um ensaio de lixiviação em casa de vegetação. Dois solos, de textura média e muito argilosa, foram acondicionados em colunas de PVC de 60 cm de altura e 100 mm de diâmetro que receberam superficialmente as diferentes doses de dejetos líquidos suínos correspondentes a 0, 20, 40, 60, 80, 100 m³ ha⁻¹. O delineamento estatístico utilizado foi o inteiramente casualizado, totalizando 24 unidades experimentais. As variáveis analisadas nas plantas de milho foram: altura das plantas, diâmetro do colmo, número de folhas, massa seca de folhas, de colmos e massa seca da parte aérea e total, teores de nitrogênio e fósforo. No solo: fósforo e os micronutrientes zinco e cobre. Na solução percolada: nitrogênio e fósforo. Nas condições em que o experimento foi realizado pode-se concluir que a aplicação de doses de dejetos líquidos suínos até 60 m³ ha⁻¹ pode ser utilizada na cultura do milho em solos de textura média e muito argilosa promovendo incrementos no crescimento da cultura sem ocasionar alteração no teor de nitrogênio e fósforo na massa seca das plantas; a aplicação de doses de dejetos líquidos suínos até 60 m³ ha⁻¹ pode ser utilizada em solos de textura média e muito argilosa sem ocasionar percolação de nitrogênio, porém para evitar a lixiviação de P a, deve observar os limites estabelecidos pela legislação. Solos de textura muito argilosa possuem maior capacidade de retenção de cobre e fósforo contidos no dejetos líquidos suínos em relação à solos de textura média, fato não observado para os teores de zinco em solo, onde a maior capacidade de retenção deste elemento foi observada no solo de textura média.

Palavras-chave: Desenvolvimento, fertilizante orgânico, lixiviação, nutrientes.

ABSTRACT

In Brazil, the swine is an important economic activity but is a predominant activity of small farms and it is very important in the social, in the Paraná State, still come having special attention in reason of the environmental problems caused by its inadequate destination and storage, of which are distinguished of the pollution of waters. Amongst the alternatives to solve these problems it of the agricultural recycling in the vegetal production systems is considered, which used of these residues as sources of nutrients and organic substance for cultivated soils. Becomes necessary the establishment of criteria to base doses, and studies showing that this practical does not bring undesirable effect on the soil. Thus being, this experiment had as objective of the evaluate the effect of doses 0, 20, 40, 60, 80, 100 m³ ha¹ of liquid swine manure on the content of extractable nutrients of soil, its presence in the water of percolating and its effect in the productivity. Lixiviation analysis were conducted in greenhouses, two soils medium texture and very clayey were conditioned in PVC columns, in witch, after receiving, superficially doses of swine manure were submitted to irrigation. The statistical delineation utilized was completely randomized, totaling 24 experimental units, the variables analyzed in corn plants were: plant height, stem diameter, number of leaves, the tenors of dry total mass of leaves and stems, nitrogen concentration and phosphorus. Soils were analyzed for phosphorus and micronutrient, iron and zinc. In the percolated solution at the soil columns were analyzed for nitrogen and phosphorus and their results compared with current legislation. At the conditions in which the experiment was conducted to conclude that: The application of liquid swine manure doses up to 60 m³ ha⁻¹ can be used in corn in soils with clay loam and promoting increases in crop growth without causing changes in the concentration of nitrogen and phosphorus in the plant dry. The application of the liquid swine manure doses up to 60m³ ha⁻¹ can be used in medium textured soils and clay without causing nitrogen leaching, but to prevent the leaching of p must observe the limits set by legislation .Clayey soils have a higher retention capacity of copper and phosphorus in swine manure compared to medium textured soils. Was not observed for the zinc levels in soil, where the biggest holding capacity of this element was observed in sandy soil.

Keywords: development, organic, fertilizer, leaching

ÍNDICES DE FIGURAS

Figura 1. Fontes potenciais de poluição resultantes das atividades agrícolas (FERNANDES, 2008).....	19
Figura 2. Colunas de percolação com o perfil de solo reconstruído e instalado na casa de vegetação. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	28
Figura 3. Implementação dos tratamentos no experimento com colunas de percolação e detalhe dos frascos utilizados para a coleta da solução percolada e para armazenagem em freezer. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	29
Figura 4. Plantas de milho nas colunas de solo. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	31
Figura 5. Diâmetro de colmo (mm) de plantas de milho sob doses crescentes de dejetos líquidos suíno em dois solos. ** Significativo a 1% de probabilidade pelo teste t. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	34
Figura 6. Massa seca da parte aérea (g) de plantas de milho cultivadas em dois solos sob doses crescentes de dejetos líquidos suíno. **, * Significativo a 1 e a 5% de probabilidade pelo teste t, respectivamente. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.	36
Figura 7. Massa seca de colmos (g) de plantas de milho cultivadas em dois solos sob doses crescentes de dejetos líquidos suíno. **, * Significativo a 1 e a 5% de probabilidade pelo teste t, respectivamente. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.	37
Figura 8. Teores de N (g kg^{-1}) na massa seca de plantas de milho sob doses crescentes de dejetos líquidos suíno em dois solos. ** Significativo a 1% de probabilidade pelo teste t. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	38
Figura 9. Teores de P (g kg^{-1}) na massa seca de plantas de milho sob doses crescentes de dejetos líquidos suíno em dois solos. ** Significativo a 1% de probabilidade pelo teste t. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	40
Figura 10. Teor de Fósforo (mg dm^{-3}) no solo após aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos suíno em solos de textura média e muito argilosa. **, * Significativo a 1 e a 5% de probabilidade pelo teste t, respectivamente. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.	41

Figura 11. Teor de Zinco no solo após aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos suíno em solo de textura média e muito argilosa. ** Significativo a 5% de probabilidade pelo teste t, respectivamente. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.	44
Figura 12. Teor de cobre (mg dm^{-3}) no solo após aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos suíno em solos de diferentes texturas. **Significativo a 1 % de probabilidade pelo teste t. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	45
Figura 13. Teor de nitrogênio (mg L^{-1}) na solução percolada após aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos suíno em solos de textura média e muito argilosa. **, * Significativo a 1 e a 5% de probabilidade pelo teste t, respectivamente. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	49
Figura 14. Teor de fósforo (mg L^{-1}) na solução percolada após aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos suíno em solos de textura média e muito argilosa. **Significativo a 1 % de probabilidade pelo teste t. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	52

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Análises granulométricas do solo – g kg ⁻¹ . UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	26
Tabela 2. Características químicas nas diferentes profundidades analisadas do solo no início do experimento. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	27
Tabela 3. Valores médios de Micronutrientes no solo. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	27
Tabela 4. Composição química do dejetto líquido suíno. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.	28
Tabela 5. Análise dos nutrientes da água utilizada para irrigação das colunas de solo. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.	30
Tabela 6. Altura, número de folhas, massa seca de folhas e diâmetro do colmo de plantas de milho sob doses crescentes de dejetto líquido suíno em dois solos. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	33
Tabela 7. Massa seca da parte aérea (g) de plantas de milho cultivadas em dois solos sob doses crescentes de dejetto líquido suíno. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	35
Tabela 8. Massa seca de colmos (g) de plantas de milho cultivadas em dois solos sob doses crescentes de dejetto líquido suíno. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	37
Tabela 9. Teores de P (g kg ⁻¹) na massa seca de plantas de milho sob doses crescentes de dejetto líquido suíno em dois solos. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	40
Tabela 10. Teores de Fósforo (mg dm ⁻³) no solo após aplicação de doses crescentes de dejetto líquido suíno em solo de textura média e muito argilosa. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	42
Tabela 11. Teores de Zinco (mg dm ⁻³) em dois solos sob doses crescentes de dejetto líquido suíno. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.	44
Tabela 12. Teores de nitrogênio (mg L ⁻¹) na água percolada em dois solos sob aplicação de doses crescentes de dejetto líquido suíno em diferentes coletas. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	48

Tabela 13. Teores de Nitrogênio (mg L^{-1}) na água percolada em dois solos sob doses crescentes de dejetos líquidos suínos. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.	49
Tabela 14. Teores de fósforo (mg L^{-1}) na água percolada em dois solos sob aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos suínos em diferentes coletas. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.....	52

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2. REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1 Características dos dejetos de suínos	17
2.2 Teores de nutrientes.....	18
2.3 Potencial como fertilizante	20
2.4 Macronutrientes.....	22
2.5 Milho	24
3 MATERIAL E MÉTODOS	26
3.1 Local do experimento.....	26
3.2 Área experimental.....	26
3.3 Tratamentos e delineamento experimental.....	27
3.4 Condução do experimento.....	28
3.6 Análise estatística e tratamento dos dados.	32
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
4.1 Características Biométricas	33
4.1.1 Altura das plantas, número de folhas, massa seca de folhas e diâmetro do colmo.....	33
4.1.2 Massa seca da parte aérea e de colmos.....	35
4.2 Teores de nitrogênio e fósforo na parte aérea de milho fertilizado com dejetos líquido suíno.	38
4.2.1 Nitrogênio.....	38
4.2.2 Fósforo	39
4.3 Teores de fósforo e micronutrientes em solos fertilizados com dejetos líquidos de suíno.....	41
4.3.1 Fósforo	41
4.3.2 Micronutrientes.....	43

4.3.2.1 Zinco	43
4.3.3.2 Cobre	45
4.4 Teores de nitrogênio e fósforo na solução percolada das colunas de solo.....	48
4.4.1 Nitrogênio.....	48
4.4.2 Fósforo	51
5. CONCLUSÕES.....	56
6. REFERÊNCIAS.....	57

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a produção de suínos, era de forma predominantemente artesanal até as décadas de 50 e 60. Porém, a partir dos anos 70 a suinocultura brasileira iniciou uma fase de grandes transformações com participação efetiva de tecnologias modernas. Como resultado está havendo um aumento na produtividade, trazendo consigo uma grande concentração de animais por unidade de área e, conseqüentemente, um maior acúmulo de resíduos orgânicos de forma localizada, os quais são assuntos de grande relevância técnica e ambiental. Por isso a suinocultura é considerada pelos órgãos de fiscalização ambiental como uma atividade de grande potencial poluidor.

No estado do Paraná, a reciclagem agrícola tem-se mostrado cada vez mais como uma alternativa ambiental e socialmente adequada para a disposição final de certos resíduos, como dejetos suínos. Tais resíduos ao serem reciclados em solos agricultáveis poderão contribuir para melhorar e, ou recuperar sua fertilidade. Muitos autores afirmam que o uso de dejetos animais como fertilizantes no solo é uma prática milenar e existem inúmeras pesquisas demonstrando tal potencial, da mesma forma que para os outros tipos de resíduos orgânicos.

O oeste do Paraná apresenta-se como uma região em que as atividades agrícolas são intensas, do mesmo modo são os problemas decorrentes dessas atividades, são eles, ambientais como a contaminação dos recursos hídricos por fósforo e nitrogênio decorrentes da aplicação de dejetos suínos em solo agricultável sem critérios comprometendo a integridade dos ecossistemas.

O potencial de reutilização da matéria orgânica e dos nutrientes contido nos dejetos suínos em sistemas de produção vegetal, faz com que muitos autores atualmente refiram-se a estes resíduos como bio-sólidos. Ao serem transformados em produtos potencialmente benéficos ao ambiente, vislumbra-se para estes uma possibilidade de destinação final ambientalmente correta, e social e economicamente adequada, assim os resíduos passam a ser condicionadores de solos, ou seja, como substâncias que promovem a melhoria de características físicas, químicas e biológicas de solos.

Na agricultura se vê uma crescente adoção de técnicas recomendando a utilização de esterco de animais, principalmente como alternativa a aplicação dos

fertilizantes minerais tradicionais. Entretanto, dúvidas existem principalmente no que se refere interação desta forma alternativa de adubação com o meio ambiente, seu efeito nos recursos naturais e a poluição que pode ocasionar na água.

Os custos elevados dos fertilizantes químicos vêm induzindo os produtores, técnicos e pesquisadores a se unirem no sentido de descobrirem recursos e formas alternativas que minimizem os custos de produção e alimentos destinados à criação que garanta a produtividade.

Segundo Scherer et al (1984), os adubos orgânicos apresentam em geral, um maior efeito residual no solo do que os de origem mineral, devido a lenta mineralização dos compostos orgânicos para se tornarem nutrientes disponíveis, demandando maior espaço de tempo.

Regiões de elevada concentração de suínos normalmente apresentam sérios problemas ambientais, devido principalmente às características do resíduo produzido e elementos químicos como metais pesados (MATTIAS, 2006).

Deste modo, a poluição do solo por metais pesados tem sido reconhecida como um importante problema ambiental, podendo ocasionar riscos ainda desconhecidos para a saúde de gerações futuras podendo também afetar a sustentabilidade de alguns sistemas (ALLOWAY, 1995).

Diante do exposto o principal objetivo desta pesquisa foi avaliar os efeitos da aplicação das diferentes doses de dejetos líquidos suíno sobre as propriedades químicas do solo e da água percolada em colunas, bem como, sobre o desenvolvimento inicial de milho cultivado em casa de vegetação.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Características dos dejetos de suínos

A suinocultura brasileira, nos últimos anos, vem demonstrando um progresso bastante significativo no que tange a modernização aliada à alta produtividade, proporcionando aos seus produtos uma boa competitividade no mercado internacional (SESTI e SOBESTIANSKY, 1999).

Os estados brasileiros que possuem maior concentração de suínos são: Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná. Contudo os estados de Goiás, Minas Gerais, São Paulo e Mato Grosso, por serem classificados como grandes produtores de grãos e fornecerem a matéria-prima da alimentação dos suínos, estão em pleno desenvolvimento. O rebanho suíno brasileiro tem a sua maior representação numérica, econômica e tecnológica na região Sul, com 44% do rebanho brasileiro, com destaque para os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (ABIPECS, 2006). O rebanho nacional estaria próximo de 37 milhões de suínos (ROPPA, 2000).

Caracteriza-se como dejetos líquidos de suínos todo resíduo proveniente dos sistemas de confinamento, sendo composto por fezes e urina dos animais, a água desperdiçada nos bebedouros e aquela usada na higienização das instalações, além de resíduos de ração, pêlos e do próprio desgaste das instalações decorrentes do processo criatório (KONZEN, 1983). O conteúdo de água é um dos fatores que mais afeta as características físico-químicas e a quantidade total dos dejetos, cujos valores de produção total dos dejetos de suínos somente poderão ser avaliados corretamente quando se considerar também o seu grau de diluição (DARTORA et al. 1998).

As diferenças encontradas na composição físico-química do esterco provêm das variações dos seguintes itens: idade dos animais, manejo, alimentação e tipo de estocagem (SHERER et al. 1995).

Esses fatores, associados, definem a concentração de sólidos na água residuária, os custos com estruturas de tratamento ou armazenamento e a necessidade de área para recebimento dessas águas, como forma de adubação orgânica, caso seja a maneira escolhida para a disposição deste resíduo (OLIVEIRA et al. 2000)

Os dejetos líquidos dos suínos contêm matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos incluídos nas dietas dos animais (DIESEL et al. 2002).

Além dos macronutrientes essenciais, os dejetos de suínos, devido a suplementação mineral oferecida aos animais, contêm micronutrientes, como o Zn, Mn, Cu e Fe que, em doses elevadas, também, podem ser tóxicos às plantas. A indústria de ração costuma usar doses elevadas de Zn (3.000 ppm) e de Cu (250 ppm) na ração de leitões para a prevenção de diarreias e como estimulante do crescimento, respectivamente (PERDOMO et al. 2001).

A forma predominante de distribuição na lavoura é na forma líquida com utilização de trator e distribuidora. O manejo do resíduo na forma líquida, além de proporcionar uma maior uniformidade na distribuição, aumenta a eficiência de recuperação e manutenção dos elementos fertilizantes do esterco pelas plantas, isso porque, se fosse optar por um manejo na fase sólida com drenagem da fração líquida, o esterco perderia principalmente em qualidade, pois a maior parte do nitrogênio mineral excretado pelos animais está na urina (Fernandes e Oliveira 1995).

2.2 Teores de nutrientes.

Segundo Secco (2003) os minerais de maior preocupação nos dejetos suínos são nitrato, fósforo (P) e potássio (K), mas os minerais traços, que são com frequência incluídos nos alimentos dos animais em concentrações muito maiores que as exigências, tornam-se parte dos dejetos.

Secco (2003) afirma que os metais pesados estão presentes naturalmente no ambiente e nos solos, estes elementos são constituintes de rochas e sedimentos, muitos são essenciais para o desenvolvimento dos vegetais e animais, sendo chamados, nesta condição, de micronutrientes.

Segundo Marsola et al. (2005), são denominados metais pesados todos aqueles metais que poluem o meio ambiente e podem provocar diferentes níveis de danos à biota.

Poucas são as informações a respeito da aplicação nos solos de dejetos de animais gerados no processo de criação, no caso de dejetos líquidos de suínos, normalmente o seu destino final são áreas próximas às unidades de produção.

Essas sucessivas aplicações preocupam sob o ponto de vista ambiental, devido à presença de certos elementos no dejetos, alguns deles necessários aos organismos vivos em doses muito pequenas, pois seu excesso pode levar à contaminação do solo (SCHMITT, 1995). Os dejetos suínos além da contaminação do solo podem causar efeitos sobre a água e o ar, conforme ilustrado na Figura 1.

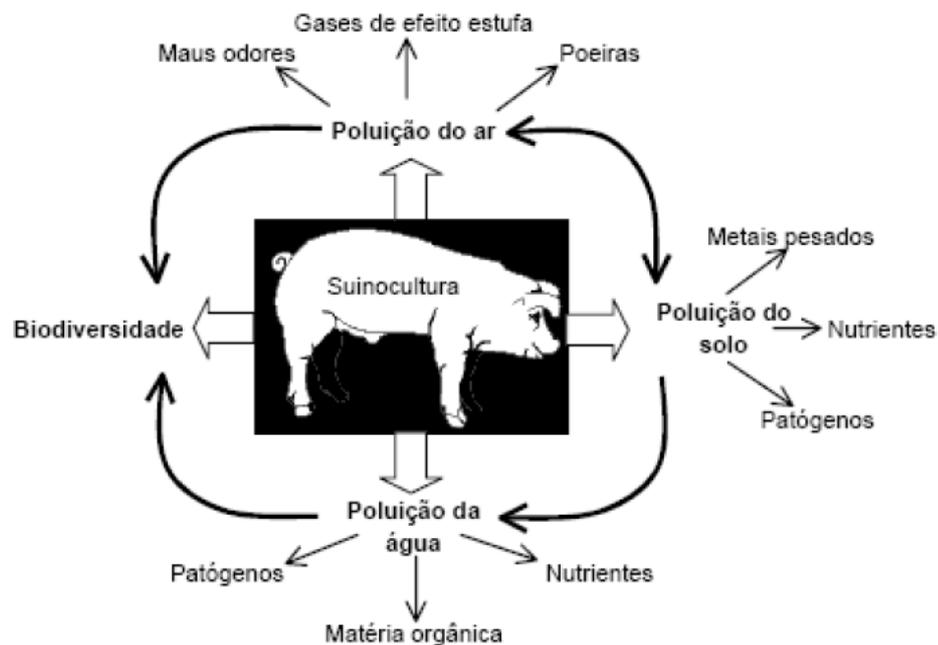


Figura 1. Fontes potenciais de poluição resultantes das atividades agrícolas (FERNANDES, 2008).

A produção e disposição destes dejetos em áreas onde não se tem uma demanda por nutrientes suficiente, têm causado a lixiviação e percolação de dejetos, apresentando em determinadas regiões altos índices de contaminação dos recursos hídricos.

Quando lançado diretamente nos cursos d'água o dejetos pode reduzir a quantidade de oxigênio a valores inferiores à necessidade da fauna aquática e provocar a morte de peixes e outros seres vivos. Além disso, a presença de substâncias orgânicas putrescíveis pode gerar odores desagradáveis, tornando as águas impróprias para fins de abastecimento e lazer (SCHERER et al. 1995).

O solo é considerado um dos meios mais promissores para reciclagem de vários resíduos que tem por finalidade melhorar as condições físicas do solo e/ou

fornecer nutrientes às plantas, mas muitas vezes também apresenta altos teores de metais pesados (ABREU et al. 2002). Estes, ao serem adicionados, irão reagir com os constituintes do solo através de ligações químicas de diferentes graus de energia, influenciadas por vários fatores.

Na lista dos metais pesados estão com maior frequência os seguintes elementos: Cu, Fe, Mn, Mo, Zn, Co, Ni, V, Ag, Cd, Cr, Hg e Pb (GONÇALVES JUNIOR et al., 2000). Entre os micronutrientes aparecem vários metais pesados classificados como essenciais: Cu, Fe, Mn, Mo e Zn. Estes, portanto são elementos benéficos e indispensáveis para o desenvolvimento das plantas. Já o Co, Ni e V, são elementos benéficos que colaboram com o desenvolvimento das plantas, mas sua falta não é considerada um fator limitante. Os não essenciais ou tóxicos: Cd, Cr, Hg, Pb, entre outros, sendo elementos prejudiciais às plantas (GONÇALVES JUNIOR et al. 2000).

Tiller (1989) propõe que a avaliação da sustentabilidade deve ser avaliada no tempo, porque a acumulação de metais pesados é praticamente irreversível e pode causar problemas uma vez que certos níveis de concentração são atingidos.

A prevenção na acumulação dos metais pesados no solo é um dos pré-requisitos para a produção agrícola sustentável (WITTER, 1996). Para tanto, é necessário que o impedimento de grande aporte de metais pesados oriundos de fontes antropogênicas deve ser levado em consideração (MC GRATH et al. 1994).

2.3 Potencial como fertilizante

Os sistemas intensivos de criação de suínos originam grandes quantidades de dejetos que necessitam de destinação adequada.

Seganfredo (2005) adverte que independente do tipo de solo e de planta, a primeira providência para a reciclagem de dejetos suínos é o estabelecimento de um plano de manejo de nutrientes e o uso de práticas conservacionistas para o controle das perdas de solo e água das lavouras, uma vez que os dejetos têm quantidades possíveis de elementos de risco como cobre e zinco.

Segundo Dartora et al. (1998) a utilização dos dejetos como adubo orgânico exige instalações, equipamentos e manejo adequados para torná-lo economicamente competitivo com o fertilizante mineral. Para essa análise, deve-se considerar a concentração de nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) nos dejetos e o

custo de distribuição, bem como a disponibilidade da área, tipo de solo, distância de mananciais e dose aplicada.

Além disso, os efeitos proporcionados pela matéria orgânica justificam a aplicação de dejetos de suínos no solo. Tais efeitos podem ser divididos em efeitos físicos, caracterizados pelas modificações na estrutura do solo, pelo aumento da capacidade de retenção de água, pela redução da plasticidade e coesão e pela uniformização da temperatura (KIEHL, 1985). Os efeitos químicos caracterizam-se pelo aumento da capacidade de troca catiônica, pela formação de quelatos e pelo aumento do poder tampão (KIEHL, 1985).

A intensificação das atividades microbianas e enzimáticas dos solos é o principal benefício do efeito biológico (KIEHL, 1985).

Além disso, a quantidade de biomassa microbiana reflete o estado de fertilidade do solo. A matéria orgânica do solo contém N, S e P na própria estrutura das moléculas e mantém diversos nutrientes minerais adsorvidos superficialmente, por apresentar cargas negativas livres e, portanto possuem elevada capacidade de troca catiônica (PRIMAVESI et al. 2000).

Da mesma forma, as propriedades biológicas do solo são alteradas com a aplicação de compostos orgânicos, pois servem como fonte de alimento para os microrganismos heterotróficos do solo e melhoram a condutividade hidráulica, a capacidade de retenção de água, aumenta de porosidade e reduzem a densidade do solo (FELTON, 1992).

As reações eletroquímicas que ocorrem na superfície dos colóides e minerais e, também na solução do solo, são de vital importância para o entendimento da dinâmica de nutrientes no solo (RAIJ, 1983). O equilíbrio entre as quantidades de nutrientes presentes na superfície dos colóides (adsorvidos) e aquelas existentes na solução do solo determinará, por sua vez as quantidades de nutrientes que estarão à disposição para o desenvolvimento das plantas.

Segundo Segnanfredo (1999), o equilíbrio dos sistemas agrícolas adubados com dejetos líquidos de suínos depende da capacidade de suporte de nutrientes do solo.

A melhor forma de evitar o acúmulo excessivo de nutrientes no solo é limitar a quantidade de dejetos em função do nutriente crítico, ou seja, aquele exigido na menor quantidade pela planta. Dentro desse critério, deve-se prestar atenção ao

cobre e zinco, em função da alta concentração nos dejetos e baixa exigência das plantas.

No caso de dejetos com baixas concentrações destes e outros micronutrientes, o mineral limitante geralmente passa a ser o nitrogênio, pois suas perdas por lixiviação põem em risco a qualidade das águas. Os nutrientes em falta, nas duas situações, poderão ser supridos através de adubos químicos ou outros tipos de resíduos orgânicos que permitam equilibrar a relação entre as quantidades exigidas pelas plantas e aquelas adicionadas via dejetos.

Poucas vezes, no entanto, o uso dos dejetos como adubo é feito de forma planejada. Alegando-se redução de custos, o procedimento geralmente empregado é o de aplicar numa única dose, uma quantidade de dejetos para suprir o total de nitrogênio ou fósforo indicado para todo o ciclo da planta. Em tais condições, o uso dos dejetos se torna de alto risco, pois apesar da dose ter sido calculada com base na exigência da planta, não foi observado a recomendação de parcelamento da dose de nitrogênio para evitar a poluição das águas através da lixiviação. (SEGANFREDO, 2001).

A solução do problema somente será atingida através de um conjunto de medidas e da participação de todos os segmentos envolvidos na produção, industrialização, prestadores de serviços e os consumidores. Parte fundamental na solução do problema é a revisão dos sistemas de produção, buscando-se diminuir os resíduos potencialmente nocivos ao homem, animais e, ou, ao meio ambiente. Para regiões com restrições de áreas agrícolas e, ou, de uso dos dejetos como adubo, um dos caminhos é o emprego de sistemas de tratamento compactos que incluam a remoção de nutrientes, de simples operação e custos compatíveis com o sistema criatório gerador dos dejetos (SEGANFREDO, 2001).

2.4 Macronutrientes.

Devido a sua lenta mineralização, os adubos orgânicos apresentam grande efeito residual, desta forma os nutrientes ficam menos sujeitos a reações químicas do solo, ao contrário do que acontece com os adubos minerais. O ciclo do nitrogênio é complexo e variável, após a aplicação no solo podem acontecer vários caminhos: imobilização, mineralização, nitrificação e desnitrificação.

Devido a diferentes resistências a decomposição, alguns nutrientes contidos nos dejetos se tornam disponíveis mais rapidamente que outros. A fração nitrogenada é a primeira a ser decomposta a taxa de mineralização varia de acordo com a natureza dos materiais, temperatura, tipo de solo e atividade microbiana.

Acredita-se que a forma parcelada de aplicação de dejetos em solo, possa melhorar a eficiência como fertilizante, reduzindo as perdas de N na forma de nitrato por lixiviação. Todavia a prática comum é aplicar em dose única antecedendo a cultura. A elevada disponibilidade de N no solo coincide no período que não há demanda pela cultura (LUNKES et al. 2002)

O nitrogênio é encontrado em cerca de 70% nos dejetos suínos e é facilmente assimilável pelas plantas, porém encontra-se nas formas instáveis como a de nitrato, extremamente móvel, e na forma amoniacal (BLEY JR. 2004).

Além do nitrogênio os dejetos suínos apresentam teores apreciáveis de outros elementos como o Fósforo, a forma orgânica encontrada na matéria orgânica é inacessível para as plantas, sendo necessária sua conversão a ortofosfatos disponíveis no solo, para posterior aproveitamento pelas plantas (KRUGER, et al. 2005).

O fósforo é um dos elementos essenciais para as plantas e animais. O ciclo do fósforo no solo envolve as plantas, os animais e os microorganismos. Incluem-se nesse sistema processos de absorção pelas plantas, reciclagem pelos resíduos de plantas e animais, reciclagem biológica pelos processos de mineralização-imobilização, reações de sorção pelas argilas e óxidos e hidróxidos do solo e solubilização de fosfatos pela atividade de microorganismos e plantas (STEVENSON, 1994).

No solo o fósforo pode ser dividido em duas formas, orgânico e inorgânico, dependendo da natureza do composto a que está ligado. As proporções das duas formas podem variar com o grau de intemperismo do solo, dentre outros. O grupo do fósforo inorgânico pode ser separado em três partes, o fósforo dos minerais primários ou estruturais e o fósforo adsorvido, e também o fósforo da solução do solo que é encontrado em pequenas quantidades. O outro grupo é o fósforo orgânico, que pode representar 20 a 80% do fósforo total do solo (DALAL, 1977). O fósforo orgânico é originário dos resíduos vegetais e animais aplicados no solo, do tecido microbiano e dos seus resíduos de decomposição (GATIBONI, 2003).

O fósforo indica a alta capacidade dos solos intemperizados em adsorver certos ânions, porém a sua baixa mobilidade ocasiona baixa eficiência em sua utilização pelas plantas, quando da sua aplicação no solo.

A aplicação sistemática de dejetos suínos no solo também causa o acúmulo de fósforo no solo, isso devido a quantidade de dejetos aplicados estar normalmente relacionada com o teor de nitrogênio do dejetos (VIETOR et al. 2004)

A percolação de elementos através do perfil do solo e o transporte do via escoamento superficial são os principais caminhos de transferências de elementos para o meio aquático. Os elementos chave para o desenvolvimento dos organismos aquáticos é o nitrogênio e o fósforo.

Quando o fósforo atinge as águas, somado a outros fatores causa eutrofização ocorrendo a diminuição da claridade da água, produção de espumas, morte de peixes, aumento de pH, liberação de gás de amônia e metano, entre outros, que acarretam na diminuição ou fim da potabilidade da água e também comprometem sua qualidade para outros usos (DANIEL et al. 1998).

2.5 Milho

Milho (*Zea mays*) é dos principais cereais cultivados em todo mundo, fornecendo produtos largamente utilizados para diversos fins. Em função da sua multiplicidade de aplicações tanto para dieta humana ou animal, o milho assume um relevante papel socioeconômico.

O milho na agricultura brasileira até a década de 70, era considerado uma cultura de “fundo de quintal” de valor econômico questionável. Era utilizada como cultura de desbravamento, associada ou não a cultura do feijão, ou ainda no sistema de “safra”. O Paraná é responsável atualmente por 25% da produção nacional. O centro de origem do grão é o continente americano, atualmente a planta é cultivada em praticamente todas as regiões do mundo. (GOODMAN, 1978).

A cultura do milho tem experimentado avanços nas mais diversas áreas do conhecimento agrônomo, bem como nas áreas afins ecologia, etnologia, o que acarreta melhor compreensão de suas relações com o meio e o homem. Tais interações são fundamentais para o exercício da previsão do comportamento da planta, quando submetida a estímulos e a ações negativas advindas da atuação de

agentes bióticos e abióticos, no sistema produtivo (FANCELLI, DOURADO NETO, 2000).

Conforme relatado por Bull (1993), a obtenção de altas produtividades da cultura é indispensável para tornar a cultura economicamente viável e adubação é um dos fatores essenciais para a garantia da produtividade, uma vez que o fornecimento de nutrientes de forma correta, no momento correto e em doses adequadas, proporciona o máximo desenvolvimento da cultura.

Segundo Scaloppi e Baptistella (1986), a seleção de culturas para as áreas destinadas à aplicação dos dejetos, baseia-se no potencial produtivo, na quantidade de nutrientes e de elementos químicos a serem absorvidos, e na adaptabilidade às condições impostas no processo.

Diversas culturas têm sido mantidas com sucesso em terreno usado para disposição do dejetos. O milho e alguns tipos de gramíneas, usados na alimentação dos animais, parecem ter maior capacidade de remoção de nutrientes (CHATEAUBRIAND, 1988). Além disso, na maior parte dos estabelecimentos agrícolas, a cultura do milho e a suinocultura estão intimamente associadas (ALMEIDA, 2000).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Local do experimento

O presente estudo foi realizado em casa de vegetação, localizada na estação experimental, situada no campus da UNIOESTE, de Marechal Cândido Rondon – PR. Os totais anuais médios normais de precipitação pluvial para a região variam de 1.600 a 1.800 mm, com trimestre mais úmido apresentando totais entre 400 a 500 mm (IAPAR, 2009).

3.2 Área experimental

O experimento foi desenvolvido em dois solos de texturas distintas (média e muito argilosa). O solo de textura muito argilosa foi coletado no município de Marechal Cândido Rondon, caracterizado como, latossolo vermelho eutrófico e o de textura média no município de Marília, estado de São Paulo, argissolo caracterizado como vermelho amarelo eutrófico (EMBRAPA, 1999). As amostras de cada classe de solo, foram submetidas às análises físicas e químicas no laboratório de Química Ambiental e Instrumental da Unioeste campus Marechal Cândido Rondon, empregando a metodologia proposta pelo IAPAR (1992) conforme se observa nas Tabelas 1, 2, 3.

Tabela 1. Análises granulométricas do solo – g kg^{-1} . UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

	Argila	Silte	Areia
	----- g kg^{-1} -----		
Média	194	111,03	694,97
Muito argilosa	677,5	244,78	77,72

Fonte: Análises realizadas no Laboratório de Química Ambiental e Instrumental da Unioeste Campus Marechal Cândido Rondon.

Tabela 2. Características químicas nas diferentes profundidades analisadas do solo no início do experimento. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

Texturas		pH	MO	P	K	Ca	Mg	V	Al
		mol L ⁻¹	g dm ⁻³	mg dm ⁻³	-----cmolc dm ⁻³ -----			%	
Media	A (0 -10)	5,2	23,03	45,1	0,65	8,22	2,18	69	0
	B (10 - 20)	5,02	23,06	46,02	0,68	8,1	2,3	69	0
	C(20 - 60)	5,23	22,1	45,3	0,66	8,05	2,43	69	0
Muito Argilosa	A (0 -10)	4,96	21,87	33, 23	0,56	4,52	1,19	69	1,56
	B (10 - 20)	4,9	21,63	32,1	0,49	3,54	0,91	66	1,6
	C(20 - 60)	4,3	19,2	32,09	0,54	4,6	0,92	65	0

Fonte: Análises realizadas no Laboratório de Química Ambiental e Instrumental da Unioeste Campus Marechal Cândido Rondon.

Tabela 3. Valores médios de Micronutrientes no solo. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

	Cu	Mn	Zn	Fe
	-----mg dm ⁻³ -----			
Média	8,9	100	3,7	38,3
Muito Argilosa	8,9	187	11	55,3

Fonte: Análises realizadas no Laboratório de Química Ambiental e Instrumental da Unioeste Campus Marechal Cândido Rondon

3.3 Tratamentos e delineamento experimental

Os tratamentos consistiram em doses de dejetos líquido suíno o qual foi obtido em uma propriedade suinícola localizada no município de Marechal Cândido Rondon e no momento da coleta apresentava um tempo de detenção em esterqueira aeróbica de 117 dias e uma densidade de 1,012 g L⁻¹ (Tabela 4). Este foi disposto na superfície dos dois solos em quantidades correspondentes a 0, 20, 40, 60, 80, 100 m³ ha⁻¹. O delineamento estatístico utilizado foi o inteiramente casualizado, sendo 6 doses de dejetos líquido suíno e duas classes de solo, com características texturais distintas.

Tabela 4. Composição química do dejetos líquido suíno. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

----- Macronutrientes -----					----- Micronutrientes -----				
N	P	K	Ca	Mg	Cu	Zn	Mn	Fe	
-----g kg ⁻¹ -----					-----mg kg ⁻¹ -----				
2,66	0,22	142	20	3,25	10	9,75	2	10	

Fonte: Análises realizadas no Laboratório de Química Ambiental e Instrumental da Unioeste Campus Marechal Cândido Rondon.

3.4 Condução do experimento

A implantação do experimento foi realizada no dia 25 de novembro de 2008. Os solos coletados foram secos ao ar, peneirados em uma peneira com malha de aproximadamente 4mm, pesados e acondicionados em tubos de PVC, perfazendo as colunas a serem percoladas. Foram utilizados tubos de PVC novos, com 100 mm de diâmetro e 60 cm de comprimento. Na montagem das camadas o solo foi depositado nos tubo seguindo a mesma posição encontrada no perfil de origem (Figura 2)



Figura 2. Colunas de percolação com o perfil de solo reconstruído e instalado na casa de vegetação. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

Os tubos foram fechados em sua parte inferior com uma tampa de PVC, no centro das quais foi efetuado um orifício que serviu para escoamento da água percolada através da coluna de solo. Na parte interna das tampas foi disposto um pedaço de tecido sintético, novo e limpo, que serviu como filtro para a água percolada, evitando-se assim a presença de partículas sólidas na solução analisada.

A solução percolada foi recebida e armazenada em recipientes novos, translúcidos de 500 ml, (Figura 3).



Figura 3. Implementação dos tratamentos no experimento com colunas de percolação e detalhe dos frascos utilizados para a coleta da solução percolada e para armazenagem em freezer. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

As diferentes doses do dejetos líquido foram aplicadas na superfície do solo das colunas com auxílio de beckers. Antecedendo a aplicação dos tratamentos, cada coluna de solo recebeu água deionizada (condutividade $< 0,5 \mu\text{S m}^{-1}$) em quantidade suficiente para se elevar a umidade do solo a 80 % da capacidade de campo, e em seguida foi adicionada mais uma quantidade de água deionizada para permitir a acomodação do solo na coluna.

Após a implementação dos tratamentos, as colunas receberam a primeira adição de água, que determinou a primeira coleta de solução percolada. As colunas de solos foram regadas quinzenalmente com água potável, aproximadamente 25,46 mm em cada rega, perfazendo um total de três (76,38mm) de solução para cada textura de solo. Estas foram acondicionadas em frascos de polietileno novos e congeladas para permitir análises posteriores. Na Tabela 5 observa-se as características químicas da água utilizada para a irrigação das colunas de percolação.

Tabela 5. Análise dos nutrientes da água utilizada para irrigação das colunas de solo. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

	P	K	Ca	Mg
	----- mg l-----			
Água	1,01	0,46	8,2	0,14

Fonte: Análises realizadas no Laboratório de Química Ambiental e Instrumental da Unioeste Campus Marechal Cândido Rondon

Para a solução percolada, o delineamento estatístico utilizado foi inteiramente casualizado em esquema fatorial 6x2x3 sendo 6 doses de dejetos líquidos suíno, 2 classes de solo e as 3 épocas de coleta da solução percolada com 4 repetições, totalizando 36 parcelas. Os dados referentes à solução percolada foram transformados em $\sqrt{x+0,5}$ para uniformizar os dados.

Posteriormente ao descongelamento das soluções percoladas foram realizadas as determinações de nitrogênio pelo método Kjeldahl por destilação a vapor, segundo a metodologia descrita por (TEDESCO et al. 1995).

O fósforo pelo método da colorimetria do metavanadato, descrito por (MALAVOLTA, 1997).

Transcorridas as semanas, e uma vez obtidas as águas percoladas no dia 05 de janeiro de 2009 em cada coluna de solo foram semeadas 4 sementes do híbrido de milho (*Zea mays*) DKB 390 que após germinação foram desbastadas, restando apenas uma planta em coluna de solo.

Durante todo o experimento, efetuou-se o monitoramento diário de ocorrência de pragas e doenças. As colunas de solo foram irrigadas diariamente conforme a necessidade, devido à ocorrência de elevadas temperaturas no interior da casa de vegetação durante o cultivo das plantas de milho, que foram conduzidas por 30 dias após o desbaste (Figura 4).



Figura 4. Plantas de milho nas colunas de solo. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

No dia 16 de fevereiro de 2009 foi efetuado o corte das plântulas de milho rente ao solo com auxílio de uma tesoura onde foram avaliadas: altura das plantas, número de folhas, massa seca de folhas, diâmetro do colmo, massa seca da parte aérea e de colmos. Após essas avaliações as plantas de milho foram acondicionadas em sacos de papel, para posterior secagem em estufa com circulação forçada de ar, a 65 °C, por 48 h. Após a secagem procedeu-se a moagem das amostras em moinho tipo Willey, com facas de inox e peneira de 1 mm.

Após este procedimento e os teores de nitrogênio foram determinados por meio de digestão nitroperclórica (AOAC, 1990) e a determinação realizada através de espectrometria de absorção atômica (EAA) e fósforo por digestão sulfúrica (IAPAR 1992) e uso da técnica de espectroscopia de ultra-violeta/visível (UV-VIS).

As análises foram realizadas no Laboratório de Química Ambiental e Instrumental da Unioeste, Campus de Marechal Cândido Rondon.

Após a retirada das plantas de milho os tubos de PVC foram fracionados para a retirada do solo e das raízes. Para isso as colunas foram retiradas das bancadas e cuidadosamente dispostas horizontalmente sendo serradas em frações A (0 – 10cm) B (10 – 20cm) C (20 – 60cm) perfazendo a coluna de solo. O solo contido em cada uma das frações foi imediatamente transferido para sacos plásticos novos e identificados, para então serem analisados no Laboratório de Química ambiental e instrumental da Unioeste Campus Marechal Cândido Rondon.

Para solo, como os nutrientes foram avaliados em cada camada, o delineamento estatístico utilizado foi inteiramente casualizado em esquema fatorial 6x2x3 sendo 6 doses de dejetos líquidos suínos 2 classes de solo e as 3 profundidades

A (0 10 cm), B (10 – 20 cm), C (20 – 60 cm), com 4 repetições, totalizando 36 parcelas.

Foram analisados os teores de fósforo por digestão sulfúrica (IAPAR 1992) e uso da técnica de espectroscopia de ultravioleta/visível (UV-VIS). Para ferro e cobre a metodologia utilizada foi da digestão nitroperclórica (AOAC, 1990) e as determinações por espectrometria de absorção atômica (EAA).

3.6 Análise estatística e tratamento dos dados.

Os dados obtidos foram submetidos a análise de variância, e as médias ajustadas a equações de regressão. Para processamento dos dados foi utilizado o software estatístico SISVAR versão 5.1 (FERREIRA, 2000).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Características Biométricas

4.1.1 Altura das plantas, número de folhas, massa seca de folhas e diâmetro do colmo.

Para a altura, número de folhas e massa seca de folhas houve efeito significativo apenas de solo ($P < 0,01$), sem significância para as doses de dejetos e para a interação ($P > 0,05$).

A altura de plantas e o número de folhas foram superiores no solo de textura média em relação a muito argilosa, enquanto a massa seca de folhas foi superior no solo de textura argilosa (Tabela 6).

Tabela 6. Altura, número de folhas, massa seca de folhas e diâmetro do colmo de plantas de milho sob doses crescentes de dejetos líquidos suínos em dois solos. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

Texturas	Altura (cm)	NF (folhas planta ⁻¹)	MSF (gramas)	DC (mm)
Média	104,92a	7,87a	5,85b	10,91a
Muito Argilosa	93,60b	7,08b	7,57a	12,27b
Média Geral	99,26	7,48	6,71	11,59
CV (%)	6,17	7,31	12,87	7,31

*Médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Segundo Silva (2002), os valores de altura de plantas têm recebido grande importância, uma vez que este parâmetro encontra-se correlacionado com a produção de massa seca.

O estudo do alongamento e do comprimento de colmo se justifica porque ele está diretamente relacionado com o aparecimento de folhas e o comprimento final da lâmina foliar. Quanto maior o comprimento do colmo, maior o percurso da folha a ser percorrido, e conseqüentemente maior o seu comprimento final (SKINNER e NELSON, 1995).

O número de folhas é uma característica genotípica bastante estável, porém, apesar de ser determinado geneticamente, também é influenciado por fatores de ambiente e de manejo.

Para Costa (2005), sendo a folha o centro de produção de carboidratos que irá suprir os órgãos vegetativos e reprodutivos, a sua sanidade, e também seu número, são fatores essenciais para a garantia de bom rendimento da cultura. Dessa forma parâmetros como número de folhas e massa seca da parte aérea pode constituir-se em variáveis importantes que influenciam o desempenho das culturas.

O diâmetro do colmo foi afetado pelos solos ($P < 0,01$) e pelas doses de dejetos ($P < 0,01$), sem efeitos da interação ($P > 0,05$). O solo de textura muito argilosa proporcionou espessura de colmo superior ao solo de textura média (Tabela 6), enquanto as doses crescentes de dejetos proporcionaram aumento linear do diâmetro do colmo (Figura 5).

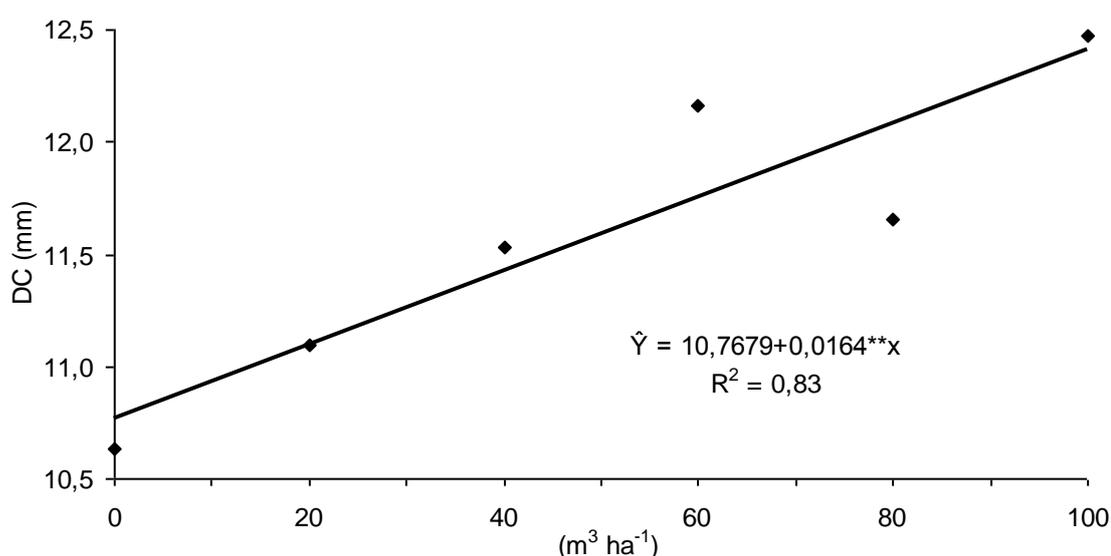


Figura 5. Diâmetro de colmo (mm) de plantas de milho sob doses crescentes de dejetos líquidos suínos em dois solos. ** Significativo a 1% de probabilidade pelo teste t. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

A altura da planta e o diâmetro da base do colmo são variáveis correlacionadas, o espessamento dos colmos é justificado pela altura da planta, pois para suportar o peso de um órgão (no caso as folhas situadas no extrato superior do dossel), o diâmetro das estruturas de suporte (colmo). Altera-se em proporção direta à força requerida para suportá-lo (NIKLAS, 1994).

Segundo Villela (1999) o colmo fino é uma característica indesejável, que associada a uma maior altura de plantas, facilita o quebramento e o acamamento. O diâmetro do colmo do milho é diretamente afetado pela disponibilidade de água e nutrientes, temperatura e quantidade de luz.

4.1.2 Massa seca da parte aérea e de colmos

Para a massa seca da parte aérea houve efeito significativo dos solos, das doses de dejetos e da interação dos fatores ($P < 0,01$). Para os valores médios a maior produção de massa seca foi obtida com o solo de textura muito argilosa (Tabela 7).

No desdobramento dos solos em cada dose, não foi observada diferença significativa entre os solos nas doses de 0 e $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ enquanto para as doses de 20; 80 e $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ o solo de textura muito argilosa foi superior e na dose de $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ o solo de textura média foi superior (Tabela 7).

Para as doses de dejetos a massa seca da parte aérea das plantas de milho cultivadas em solo de textura muito argilosa aumentou linearmente em resposta ao aumento das doses aplicadas, enquanto para o solo de textura média houve resposta quadrática, com a máxima produção de massa seca da parte aérea $64 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Figura 6).

Tabela 7. Massa seca da parte aérea (g) de plantas de milho cultivadas em dois solos sob doses crescentes de dejetos líquidos suínos. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

Texturas	Doses de dejetos líquidos suínos ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)						Média
	0	20	40	60	80	100	
Média	14,72a*	16,32b	15,73a	18,27a	16,42b	16,22b	16,28b
Muito Argilosa	14,61a	18,13a	16,10a	16,16b	19,55a	19,09a	17,27a
CV (%)	5,82						

*Médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

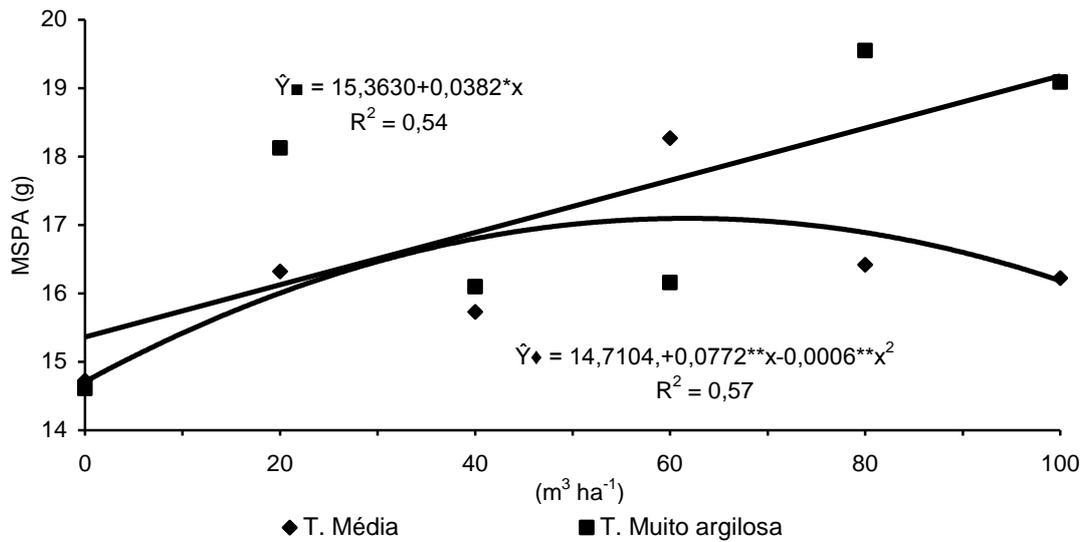


Figura 6. Massa seca da parte aérea (g) de plantas de milho cultivadas em dois solos sob doses crescentes de dejetos líquidos suínos. **, * Significativo a 1 e a 5% de probabilidade pelo teste t, respectivamente. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

A massa seca de colmos foi influenciada pelos tipos de solo ($P < 0,05$), doses de dejetos e pela interação ($P < 0,01$). Para os valores médios, a maior produção de massa seca de colmos foi observada no solo de textura média (Tabela 8), porém no desdobramento dos solos em cada dose de dejetos, nas doses de 0; 20; 80 e 100 m³ ha⁻¹ não houve diferenças significativas entre os solos, enquanto nas doses de 40 e 60 m³ ha⁻¹ houve a superioridade do solo de textura média (Tabela 8). A aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos suínos elevou linearmente a produção de massa seca de colmos das plantas de milho cultivadas em solo de textura muito argilosa, enquanto para o solo de textura média foi observado comportamento quadrático, com a máxima produção de massa seca de colmos na dose de 78 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos suínos (Figura 7).

Tabela 8. Massa seca de colmos (g) de plantas de milho cultivadas em dois solos sob doses crescentes de dejetos líquidos suíno. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

Texturas	Doses de dejetos líquidos suíno ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)						Média
	0	20	40	60	80	100	
Média	8,56a*	9,32a	10,00a	12,35a	10,95a	11,16a	10,39a
Muito Argilosa	7,73a	10,20a	8,38b	9,16b	11,61a	11,25a	9,72b
CV (%)	8,95						

*Médias seguidas de letras distintas nas colunas diferem pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

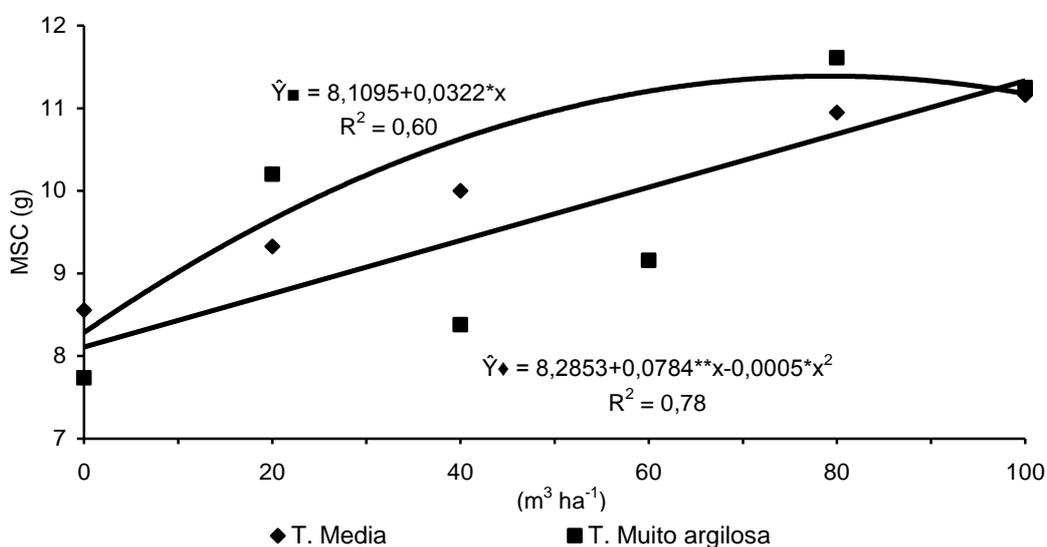


Figura 7. Massa seca de colmos (g) de plantas de milho cultivadas em dois solos sob doses crescentes de dejetos líquidos suíno. **, * Significativo a 1 e a 5% de probabilidade pelo teste t, respectivamente. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

A disponibilidade de N no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos depende, principalmente, do destino da fração de N amoniacal dos dejetos e, em menor grau, da mineralização do N orgânico (MORVAN et al. 1996).

No caso de presença de grande quantidade de matéria orgânica no solo, e de condições ambientais favoráveis, os microorganismos ao decomporem essa matéria orgânica, utilizam o N mineral disponível, oriundo do solo ou de fertilizações e o transformam em N orgânico, tornando-o indisponível para as plantas, e afetando diretamente a magnitude das respostas ao N incorporado ao solo via dejetos de suínos.

O conhecimento dos padrões normais de acúmulo de massa seca por uma cultura possibilita melhor entendimento dos fatores relacionados à nutrição e, conseqüentemente, da adubação. O acúmulo de massa seca pela cultura do milho, sofre grande influência do nível de fertilidade do solo (HANWAY, 1962).

As aplicações sucessivas de dejetos criam condições para uma maior infiltração de água no solo, decorrentes das maiores produções de massa seca das culturas onde os dejetos são aplicados. A maior produção de massa seca das culturas ocasiona um maior acúmulo de MO no solo, como conseqüência se tem uma melhor estruturação do solo (BERWANGER, 2006).

4.2 Teores de nitrogênio e fósforo na parte aérea de milho fertilizado com dejetos líquidos suínos.

4.2.1 Nitrogênio

Houve efeito significativo apenas das doses de dejetos ($P < 0,05$) sobre o teor de N na massa seca da parte aérea das plantas de milho, que aumentou linearmente com o aumento das doses (Figura 8).

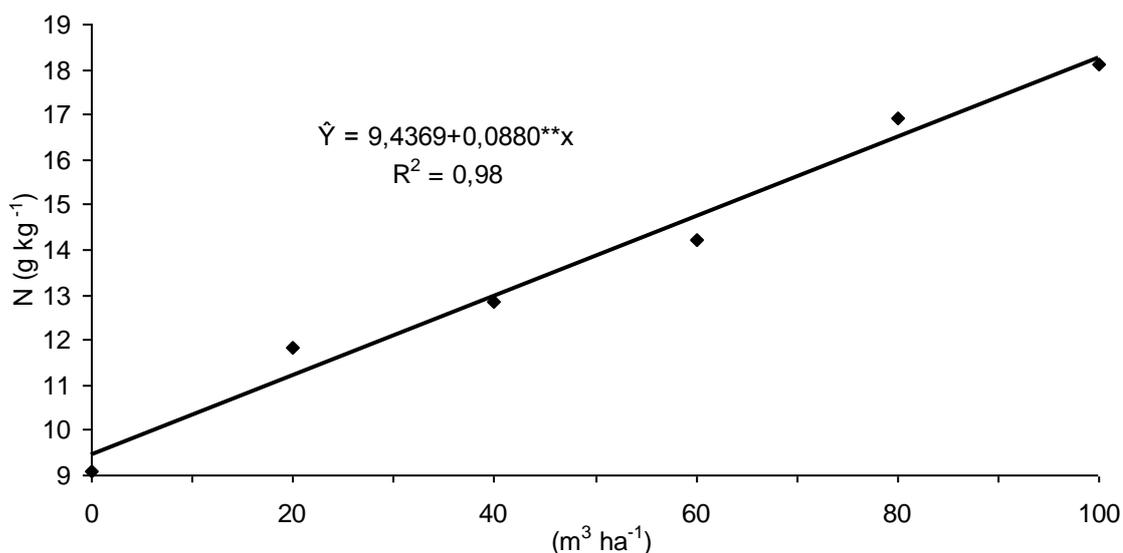


Figura 8 .Teores de N (g kg^{-1}) na massa seca de plantas de milho sob doses crescentes de dejetos líquidos suínos em dois solos. ** Significativo a 1% de probabilidade pelo teste t. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

A análise dos teores de nitrogênio na parte aérea das plantas de milho foi realizada aos 30 dias de cultivo, e mesmo a demanda pelo nutriente ainda sendo pequena nesse estágio inicial de desenvolvimento como as plantas já apresentavam seu sistema radicular em desenvolvimento e encontravam-se fotossinteticamente ativas pode-se inferir que o nitrogênio fornecido via dejetos foi absorvido e metabolizado na planta, contribuindo para o aumento do seu teor na massa seca (BASSO, 2003),

A eficiência pela qual os nutrientes contidos nos dejetos serão absorvidos pelas culturas depende da taxa de mineralização do dejetos. Assim, a mineralização é um fator importante na disponibilidade de nutrientes às plantas, e essa pode variar em função do tipo de dejetos, do solo, da umidade.

O nitrogênio é o nutriente que tem maior efeito sobre o seu crescimento e que, freqüentemente, mais limita a sua produção de biomassa (SANTI et al. 2003). O nitrogênio é absorvido pelas plantas, preferencialmente, nas formas de NO_3^- e NH_3 . O NO_3^- se origina da mineralização da matéria orgânica que, contendo os aminoácidos nitrogenados, sofre transformações bioquímicas como amonificação e nitrificação. Já o amônio pode originar-se do adubo mineral, da passagem da amina para a nitrificação, ou através de simbiose em vegetais da família das leguminosas (TANAKA et al. 2000).

Vasconcelos et al. (1998) constataram uma absorção mais intensa de N pelo milho no período entre 40 e 60 dias após a germinação. Isto se explica pelo fato de entre 40 a 60 dias depois da germinação, as plantas de milho estar em pleno desenvolvimento vegetativo, acumulando em média 70 a 80% de sua matéria seca total.

Cabe ressaltar que a resposta das culturas à aplicação do dejetos pode variar em função das interações dos fatores de solo, planta e condições edafoclimáticas, e com isso, as culturas podem responder diferentemente quando extrapolado para outros locais com diferentes condições de solo e clima.

4.2.2 Fósforo

Para os teores de P na parte aérea houve significância de solo e das doses ($P < 0,01$), sem efeito para a interação ($P > 0,05$). Em todas as doses de dejetos o solo muito argiloso proporcionou o desenvolvimento de plantas de milho com maiores

teores de P na massa seca (Tabela 9), os quais aumentaram linearmente em resposta às doses de dejetos para ambos os solos (Figura 9).

Tabela 9. Teores de P (g kg^{-1}) na massa seca de plantas de milho sob doses crescentes de dejetos líquidos suínos em dois solos. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

Texturas	Doses de dejetos líquidos suínos ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)						Média
	0	20	40	60	80	100	
Média	1,65b*	1,65b	1,57b	1,87b	1,87b	2,12b	1,79b
Muito Argilosa	2,45a	2,45a	2,45a	2,47a	2,55a	2,80a	2,52a
CV (%)	51,14						

*Médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

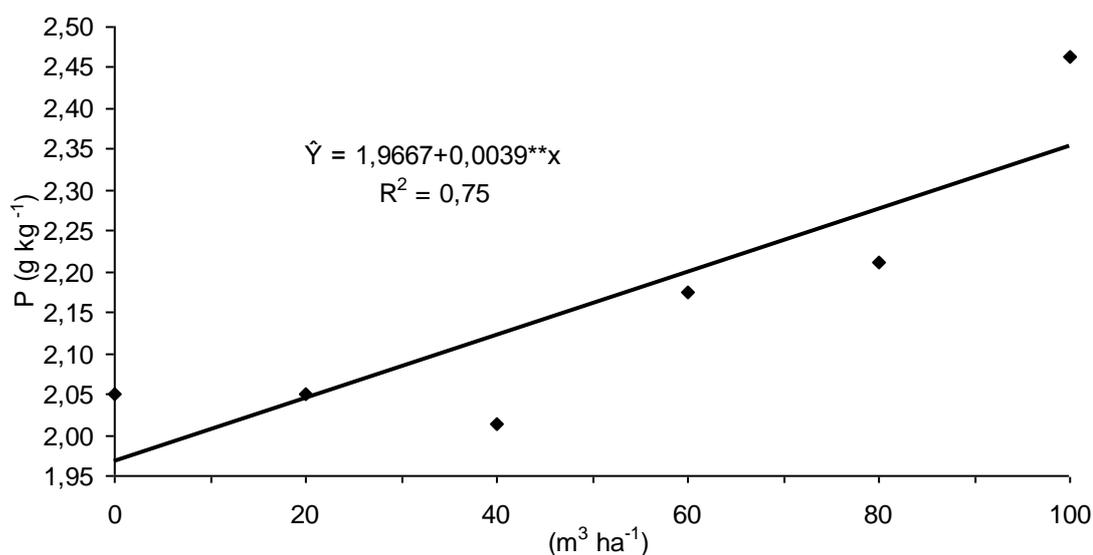


Figura 9. Teores de P (g kg^{-1}) na massa seca de plantas de milho sob doses crescentes de dejetos líquidos suínos em dois solos. ** Significativo a 1% de probabilidade pelo teste t. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

O teor do nutriente na planta é resultante da ação e interação dos fatores que afetam a sua disponibilidade no solo e a absorção pela planta (MARQUES et al. 2006).

Na literatura são escassas as informações referentes ao acúmulo de fósforo em culturas comerciais, isso porque, a maior parte dos trabalhos visando avaliar o potencial fertilizante do dejetos líquidos de suínos tem no nitrogênio o enfoque principal, por ser o nutriente mais exigido pelas culturas, possuir um potencial poluente e uma dinâmica muito complexa no solo.

4.3 Teores de fósforo e micronutrientes em solos fertilizados com dejetos líquido de suíno.

4.3.1 Fósforo

Para o teor de P no solo houve efeito significativo de solo ($P < 0,01$), dose ($P < 0,01$) e da interação solo x dose ($P < 0,05$), sem significância ($P > 0,05$) para profundidade e para as demais interações. Quanto aos tipos de solo, para os valores médios, o maior teor de P foi obtido com o solo de textura muito argilosa ($110,31 \text{ mg dm}^{-3}$) em relação ao solo de textura média ($70,02 \text{ mg dm}^{-3}$), fato que se evidencia no desdobramento dos tipos de solo em relação às doses de dejetos (Tabela 10). Apesar de os dois solos terem apresentado aumento nos teores de P em resposta as doses de dejetos aplicadas, a resposta do solo argiloso foi mais expressiva, especialmente a partir da dose de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Figura 10).

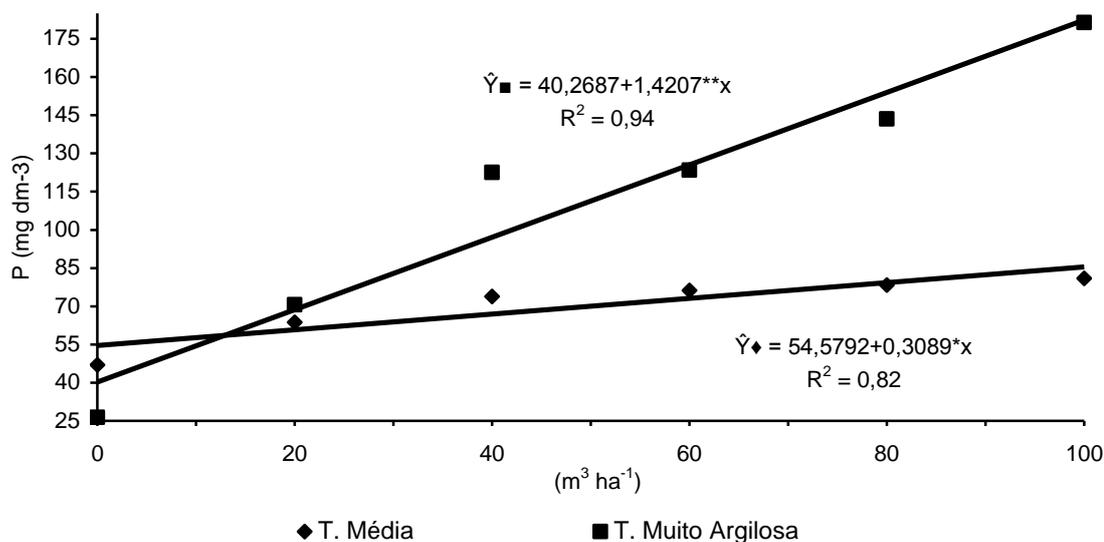


Figura 10. Teor de Fósforo (mg dm^{-3}) no solo após aplicação de doses crescentes de dejetos líquido suíno em solos de textura média e muito argilosa. **, * Significativo a 1 e a 5% de probabilidade pelo teste t, respectivamente. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

Tabela 10. Teores de Fósforo (mg dm^{-3}) no solo após aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos suínos em solo de textura média e muito argilosa. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

Texturas	Doses de dejetos líquidos suínos ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)						Média
	0	20	40	60	80	100	
Média	46,98a	63,74a	73,83b	76,25b	78,33b	81,00b	70,025b
Muito argilosa	26,34a	70,61a	122,58a	123,41a	143,56a	181,31a	111,306a
CV (%)	71,31						

*Médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

A liberação de compostos solúveis em solo pode complexar elementos, propiciando maior mobilidade dos mesmos (BLEY JR. 2004). O tipo de solo é um importante fator que controla a movimentação vertical do fósforo no perfil do solo, pois dependendo desse, pode haver maior interação entre o solo e solução que percola no perfil, aumentando assim a possibilidade de adsorção do fósforo.

Os dejetos têm menor relação N/P do que a necessária pelas plantas, então quando o N é suprido para produção, o P é aplicado em quantidades maiores que as requeridas para suprir a necessidade, e isto resulta em acúmulo e movimentação de P no ambiente (MATTIAS, 2006).

A percolação de fósforo em solos com textura argilosa e com altas concentrações de alumínio é reduzida (SIMS et al. 1998). Segundo os autores, solos com altos teores de óxidos de ferro e alumínio também favorecem a adsorção de fósforo, com isso diminuem as transferências por percolação.

O comportamento do ânion fosfato, em função do aporte provocado pelas doses crescentes de chorume de suínos, não confirma sua característica de baixa mobilidade no solo (NOVAIS e SMYTH, 1999).

A aplicação de fosfatos no solo cultivado pode causar uma saturação dos sítios de sorção, aumentando assim o fósforo disponível ou lábil no solo que por sua vez pode ser transferido para o meio aquático (RHEINHEIMER, 2000),

A movimentação de fósforo em profundidade foi observada em trabalho desenvolvido sobre pastagem natural num Alissolo Crômico Órtico típico, na região fisiográfica da Depressão Central do Rio Grande do Sul, sendo aplicadas doses de 0, 20, 40 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, em um intervalo de tempo de 45 a 60 dias, correspondendo em um total de 28 aplicações durante os quatro anos do período experimental. Os autores

notaram migração de fósforo em profundidade até 40 cm de profundidade com as doses de dejetos (CERETTA et al. 2003).

O acúmulo de fósforo no solo está relacionado com a quantidade de fósforo adicionada ao solo através dos dejetos, do tipo de solo, transferências e as exportações das culturas (CERETTA et al. 2003).

O fósforo adicionado ao solo via dejetos de suínos, acumula nos primeiros centímetros de solo, conforme detalhado e explicado em trabalho de Berwanger et al. (2008), o que potencializa o poder contaminante do fósforo no ambiente.

4.3.2 Micronutrientes

4.3.2.1 Zinco

Houve efeito significativo das doses de dejetos e da interação solo x dose sobre os teores de zinco no solo ($P < 0,05$), sem significância para os demais fatores e interações estudados ($P > 0,05$). No desdobramento da interação significativa, houve diferença entre os solos apenas na dose de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, com superioridade de textura média (Tabela 11).

A análise de regressão revelou ajuste ao modelo quadrático de regressão em resposta às doses de dejetos para o solo de textura média, com o mínimo teor de Zn tendo sido obtido com a dose de $49 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, enquanto para o solo argiloso houve ajuste ao modelo de regressão de 3º grau (Figura 11). As grandes variações no comportamento desse nutriente no solo estão associadas às características de cada solo, como pH, dos teores de fósforo, argila, matéria orgânica e de óxidos de ferro e alumínio (AMARAL SOBRINHO et al. 1997).

Ainda segundo Ma & Lindsay (1993), a disponibilidade de Zn às plantas é determinada por sua atividade na solução do solo, a qual é controlada principalmente pela adsorção desse nutriente aos compostos sólidos, por meio de complexos de esfera interna e pela formação de precipitados.

Tabela 11. Teores de Zinco (mg dm^{-3}) em dois solos sob doses crescentes de dejetos líquidos suínos. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

Texturas	Doses de dejetos líquidos suínos ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)						Média
	0	20	40	60	80	100	
Média	11,93a	9,89a	9,65a	10,92a	10,61a	11,95a	10,83a
Muito Argilosa	10,82a	9,68a	10,15a	10,40a	11,12a	9,89b	10,33a
CV (%)	13,82						

*Médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

A disponibilidade natural de Zn nos solos de textura média a argilosa do sul do Brasil é alta, e, normalmente, não se recomenda a aplicação desse nutriente (CFS-RS/SC,1995), diferentemente dos solos de outras regiões do País, principalmente do cerrado (GALRÃO,1995).

O zinco é considerado um elemento com relativa mobilidade por autores que estudaram seu comportamento em solos com aplicação de lodo de esgoto (RICHARDS et al. 2000).

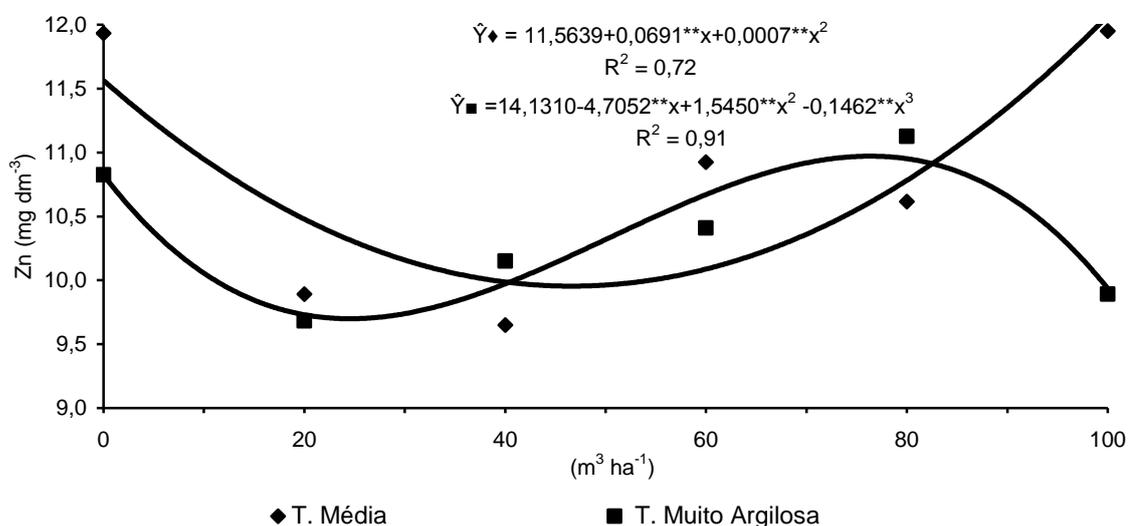


Figura 11. Teor de Zinco no solo após aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos suínos em solo de textura média e muito argilosa. ** Significativo a 5% de probabilidade pelo teste t, respectivamente. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

Barros et al. (2003) verificaram que percolados dos solos de texturas médias, por apresentarem maiores concentrações de zinco, apresentando maior

potencialidade de poluição do lençol freático, enquanto que o inverso foi observado para os percolados dos solos argilosos.

Ao estudarem formas e mobilidade em solos de diferentes texturas e níveis de contaminação por metais pesados, KABALA & SINGH (2001) chegaram à conclusão de que a mobilidade relativa dos metais pesados aumenta em perfis de solos contaminados e diminui com o incremento no conteúdo de argila dos solos.

4.3.3.2 Cobre

Houve efeito significativo dos tipos de solo ($P < 0,01$), doses de dejetos ($P < 0,01$) e das profundidades ($P < 0,05$) sobre os teores de Cu no solo. O solo de textura muito argilosa apresentou teor de Cu superior ($10,92 \text{ mg dm}^{-3}$) ao solo de textura média ($9,33 \text{ g kg}^{-1}$). Em relação às profundidades, a profundidade de 60 cm apresentou maior teor de Cu ($11,01 \text{ mg dm}^{-3}$) que as profundidades de 0-10 ($9,40 \text{ mg dm}^{-3}$) e 10-20 cm ($9,91 \text{ mg dm}^{-3}$). Para as doses de dejetos, o teor de Cu apresentou resposta linear positiva (Figura 12).

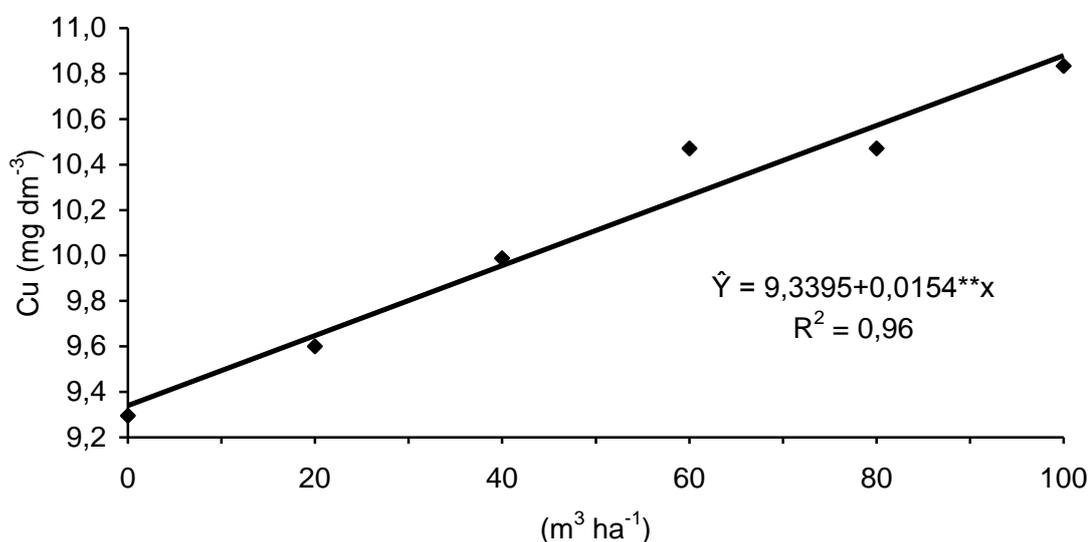


Figura 12. Teor de cobre (mg dm^{-3}) no solo após aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos suínos em solos de diferentes texturas. **Significativo a 1 % de probabilidade pelo teste t. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

Segundo Cintra, (2004) devido à sua baixa mobilidade, a lixiviação do metal no solo tende a ser quase nula em condições normais de cultivo agrícola.

A maior ou menor mobilidade dos metais pesados é determinada pelos atributos do solo (teores e tipos de argila, pH, capacidade de troca de cátions, teor de matéria orgânica entre outros) que influenciam reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução (KIEHL, 1985). Nota-se, que as maiores concentrações de cobre no solo ocorreram em profundidade, principalmente para as maiores doses utilizadas 80 e 100 m³ ha⁻¹. Dessa maneira, os resultados obtidos podem causar preocupação por caracterizar maiores concentrações nas maiores profundidades do solo e, por conseqüência, possibilidade de contaminação da água subterrânea.

Talvez a irrigação das colunas de solo (76,38mm), para coleta da solução percolada no decorrer do experimento tenha sido suficiente para promover a solubilização do biossólido de dejetos líquido de suínos e o carreamento do cobre para o interior do solo. Considerando que o experimento foi realizado em condições de casa de vegetação em tubos de pvc de 60 cm de diâmetro e 100 de mm e a precipitação da região com trimestre mais apresentando totais entre 400 a 500 mm (IAPAR, 2009).

A baixa mobilidade de Cu no solo foi comentada por Miyazawa et al. (1996) pois, o Cu como metal de transição, apresenta alta afinidade (alta constante de estabilidade) com os compostos orgânicos, tais como ácido húmico, ácido fúlvico e ácidos orgânicos do solo. O fato de complexar-se com as macromoléculas do solo como os ácidos húmicos, pode tornar a lixiviação do cobre no solo praticamente nula, fato não observado neste estudo.

Na literatura, quando se pesquisa sobre lixiviação de íons no perfil do solo, é possível encontrar vários trabalhos relacionados à movimentação do nitrato. Entretanto, sobre os metais pesados, as pesquisas ainda são escassas.

Assim, embora a aplicação de doses crescentes de dejetos líquido suíno tiveram efeito sobre as maiores concentrações de cobre nas camadas C (20 - 60 cm), esse comportamento indica necessidade de estudos a longo prazo para verificar o potencial poluidor difuso das perdas de cobre por lixiviação quando da aplicação deste composto orgânico.

Freitas et al. (2004) destacaram que os dejetos de suínos apresentam cobre em sua composição, e, assim, sua aplicação em doses elevadas pode resultar em acúmulo desses elementos no solo. Esse acúmulo pode acarretar intoxicação não só às plantas, mas também aos integrantes dos demais níveis da cadeia alimentar.

Assim, nota-se a importância das investigações da dinâmica dos metais pesados aplicados ao solo via água residuária de suinocultura e a sua movimentação no perfil do solo (DAL BOSCO et al. 2008).

Os resultados obtidos neste estudo são contrários aos obtidos por Bertol (2005), que não verificou diferença estatística entre os tratamentos com dejetos líquido suíno aplicados para as concentrações de cobre no solo. O autor afirmou, ainda, que a perda desse elemento é maior por superfície que por subsuperfície.

Matos et al. (1997) não verificaram aumento nas concentrações de Cu trocáveis no perfil do solo submetido à aplicação de esterco líquido de suínos nas doses de 0, 50, 100, 150 e 200 m³ ha⁻¹, evidenciando que as doses utilizadas por estes autores superaram as utilizadas no presente estudo.

Dal Bosco et al. (2008) verificaram resultados semelhantes a este estudo onde ao analisarem aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja também verificaram maiores teores de cobre nas camadas de solo superiores a 20 cm.

Scherer e Nesi (2004) também observaram acúmulo de Cu a 50 cm de profundidade em áreas sob aplicação de dejetos suínos e atribuíram esta movimentação a complexação por moléculas orgânicas solúveis.

Oliveira e Mattiazzo (2001) explicaram que a imobilidade do cobre normalmente é atribuída à formação de complexos organo-metálicos estáveis e de baixa solubilidade, mas que, além da complexação com substâncias orgânicas, pode ocorrer sua ligação com frações não-trocáveis do solo, como, por exemplo, óxidos de ferro e manganês.

Gomes et al. (2001) constataram baixa mobilidade do cobre no solo e afirmaram que esse elemento é, entre os metais pesados, um dos mais fortemente adsorvido pelo solo. Pierangeli et al. (2004) complementaram dizendo que elementos na matriz do solo, como óxidos de ferro e alumínio, matéria orgânica e fósforo, são capazes de reter fortemente o cobre, tornando-o altamente imóvel no solo.

Os dados obtidos são discordantes com Lucchesi (1997), no que se refere ao comportamento do metal no perfil do solo, que afirma haver uma diminuição de sua concentração diretamente proporcional à profundidade analisada.

4.4 Teores de nitrogênio e fósforo na solução percolada das colunas de solo.

4.4.1 Nitrogênio

Para o teor de N na solução percolada houve efeito significativo de solo ($P < 0,01$), coletas ($P < 0,01$), doses ($P < 0,01$) e para a interação solo x coleta ($P < 0,01$) e solo x dose ($P < 0,05$), sem efeitos significativos para as demais interações.

Para os valores médios das coletas, o teor de N na solução percolada foi superior na segunda e terceira coletas em relação à primeira. No desdobramento das coletas para cada solo, apenas para o solo muito argiloso houve diferença significativa entre as coletas, com teores de N superiores na segunda e terceira coleta (Tabela 12). Para os valores médios de N na solução percolada de cada solo, o solo de textura muito argilosa foi superior ao solo de textura média, porém, no desdobramento dos teores dos solos em cada dose, apenas na segunda e na terceira coleta houve diferença estatística, com a superioridade do solo de textura muito argilosa (Tabela 13).

Tabela 12. Teores de nitrogênio (mg L^{-1}) na água percolada em dois solos sob aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos suíno em diferentes coletas. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

Texturas	Coletas			Média
	1ª	2ª	3ª	
Média	0,344aA	0,425bA	0,492bA	0,420b
Muito Argilosa	0,300aB	0,758aA	0,967aA	0,675a
Média Geral	0,322B	0,592A	0,730A	

*Médias seguidas de letras diferentes minúsculas na coluna e maiúsculas na linha diferem pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

No desdobramento dos solos para cada dose de dejetos aplicada, não houve diferença estatística entre os solos nas doses de 0; 20 e 40 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, porém para as doses de 60; 80 e 100 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ o teor de N na solução percolada pelo solo de textura muito argilosa foi superior ao teor de N na solução percolada pelo solo de textura média (Tabela 13).

Tabela 13. Teores de Nitrogênio (mg L^{-1}) na água percolada em dois solos sob doses crescentes de dejetos líquidos suínos. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

Texturas	Doses de dejetos líquidos suínos ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)						Média
	0	20	40	60	80	100	
Média	0,294a	0,333a	0,383a	0,437b	0,479b	0,592b	0,420b
Muito Argilosa	0,179a	0,392a	0,654a	0,804a	0,900a	1,121a	0,675a
CV (%)	72,68						

*Médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

No desdobramento das doses de dejetos para cada solo, constatou-se que o teor de N na solução percolada aumentou linearmente para ambos os solos em resposta às doses de dejetos líquidos suínos aplicadas (Figura 13).

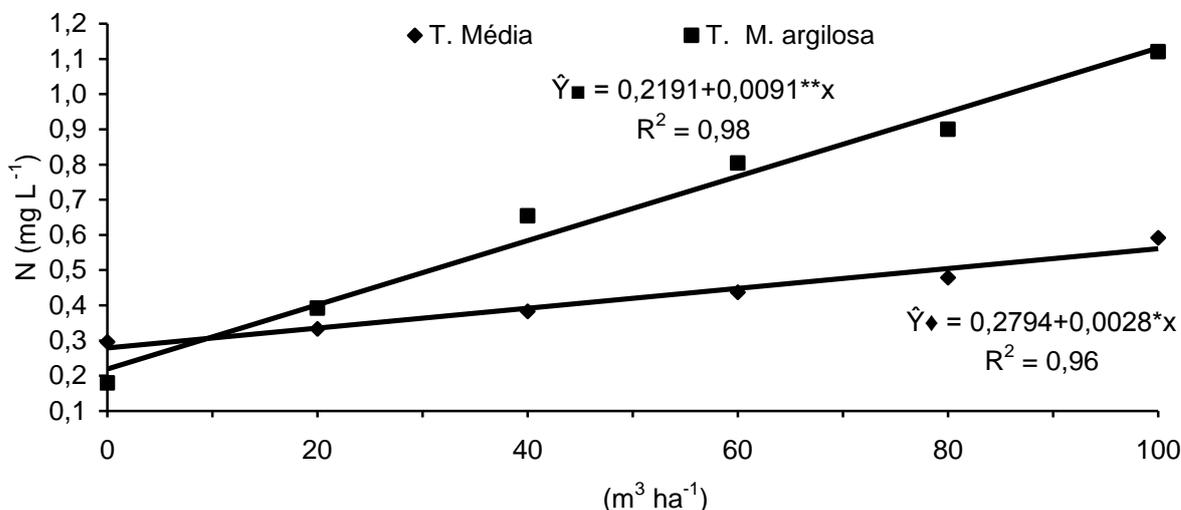


Figura 13. Teor de nitrogênio (mg L^{-1}) na solução percolada após aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos suínos em solos de textura média e muito argilosa. **, * Significativo a 1 e a 5% de probabilidade pelo teste t, respectivamente. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

Segundo Costa, (1999) a textura do solo e a quantidade de matéria orgânica têm maior influência nas perdas por lixiviação. Solos de textura mais grosseira e de baixo conteúdo de M.O. tendem a permitir maiores perdas de nitrato por lixiviação,

enquanto as menores perdas devem ocorrer em solos argilosos. O total de nitrato lixiviado é proporcional ao volume de água adicionada, ou seja, quanto maior a quantidade de água adicionada, maiores as perdas de nitrato por lixiviação.

De acordo com Milani (2005), os solos argilosos tendem a ter velocidade de infiltração menor que os solos arenosos, porém alguns tipos de argilas constituintes do solo não possuem boas propriedades de retenção de água, bem como fendas ou fissuras que podem mascarar os resultados.

Nos dejetos de suínos, aproximadamente, 50% do nitrogênio contido no dejetos aplicado é encontrado na forma mineral, ou seja, nitrato e amônio (BARCELLOS,1992). Segundo Scherer et al. (1996) o N presente nos dejetos líquidos de suíno encontra-se na forma amoniacal ($N-NH_4^+$) estando, portanto, suscetível à volatilização, que pode variar de 5 a 75 % do N amoniacal, dependendo dos fatores climáticos, como precipitação pluviométrica e temperatura (WHITEHEAD, 1995).

O lançamento de dejetos suínos em solo pode acarretar na lixiviação e/ou percolação dos resíduos para os corpos d'água superficiais e subterrâneas, devido ao excesso de componentes que são lançados no solo. Os problemas ambientais são agravados ainda, devido ao fato da maior parte dos poluentes nos dejetos ser solúvel em água, tais como fósforo e nitrogênio, podendo assim serem facilmente transportados para recursos hídricos causando eutrofização (FERNANDES, 2008).

Segundo Amdur et al. (1991), o teor de NO_3^- permitido para águas efluentes é 100 mg L e para água potável é de 10 mg L. Cameron et al. (1995) encontraram 42 mg L de $N-NO_3^-$ na solução percolada de solo no qual foi aplicado 200 kg ha^{-1} de N na forma de chorume de suíno (cerca de 220 $m^3 ha^{-1}$).

Fey (2006) avaliou a aplicação de doses de suínos suficientes para a aplicação de 151, 303, 454, 603, e 757 Kg ha^{-1} ano de nitrogênio total. Estas doses foram fracionadas em sete aplicações dentro do período de 12 meses em pastagem de Tifton 85 e verificou que não houve alteração nos teores de nitratos do solo.

Resultados semelhantes foram encontrados por Primavesi et al. (2006) que também trabalharam em área de solo de textura média cultivada com pastagem de capim coastcross, e utilizaram adubações à base de uréia com doses que variaram de 0 a 1.000 kg N ha^{-1} ano e não observaram diferenças significativas nos teores de nitrato do solo após dois anos de experimento.

Em contrapartida, Gast et al., (1978) que trabalharam com fertilizante inorgânico e doses que variaram de 0 a 448 Kg N ha, na cultura do milho, na dose de N superiores a 112 Kg ha⁻¹, verificaram aumento dos teores de nitratos no perfil do solo até a profundidade de 220 cm. Barros et al., (2005) trabalhando em um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico, textura argilosa, obtiveram em solo sem cobertura vegetal aumentos significativos nos teores de nitrogênio total do solo após aplicação de 400 kg N ha⁻¹ na forma de dejetos suíno.

A Portaria do Ministério da saúde nº 518, de 25 de março de 2004, estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade de uso obrigatório em todo território nacional. Dentre outros, o valor máximo permitido (VMP) para que a água seja considerada potável é de 10 mg L⁻¹ de nitrogênio na forma de nitrato, 1 mg L⁻¹ de nitrogênio na forma de nitrito e de 1,5 mg L⁻¹ de amônia (BRASIL, 2004).

Os valores da concentração de nitrogênio na solução percolada após a adição no solo de doses crescentes de dejetos líquidos suíno para ambas as texturas dos solos, foram inferiores ao limite máximo de contaminação para água de consumo humano estabelecido pelo Ministério da Saúde no Brasil (BRASIL, 2004) e também pelo CONAMA (BRASIL, 2005), que é de 10 mg L⁻¹ de N-NO₃.

A falta de sincronismo entre a disponibilidade de nutrientes e a demanda pela cultura em sucessão parece ser o grande desafio da pesquisa quando da utilização desse resíduo como fonte principalmente de N. Isso porque, com aplicação do dejetos, feita geralmente antes da semeadura do milho e onde a maior parte do N total já está na forma mineral, isto é, prontamente disponível, podem ocorrer perdas por lixiviação num período onde a cultura ainda não está bem estabelecida e demanda ainda é pequena. Posteriormente, a taxa de mineralização do N orgânico pode não coincidir ou é insuficiente para atender a demanda da cultura (BASSO, 2003).

4.4.2 Fósforo

O teor de P na solução percolada foi influenciado significativamente pelos solos ($P < 0,01$), coletas ($P < 0,01$) e doses ($P < 0,01$), sem significância para as interações ($P > 0,05$). O solo de textura muito argilosa proporcionou teor de P na solução percolada superior em relação ao solo de textura média (Tabela 14),

enquanto a terceira coleta proporcionou teor de P superior à primeira e segunda coletas (Tabela 14). Quanto às doses, os teores de P na solução percolada aumentaram linearmente com o aumento das doses de dejetos líquido suíno (Figura 14).

Tabela 14. Teores de fósforo (mg L^{-1}) na água percolada em dois solos sob aplicação de doses crescentes de dejetos líquido suíno em diferentes coletas. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

Texturas	Coletas			Média
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	
Média	0,167bA*	0,307bA	0,740bA	0,405b
Muito Argilosa	2,873aB	3,264aAB	3,839aA	3,325a
Média geral	1,520B	1,785B	2,290A	
CV (%)	51,14			

*Médias seguidas de letras diferentes minúsculas na coluna e maiúsculas na linha diferem pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

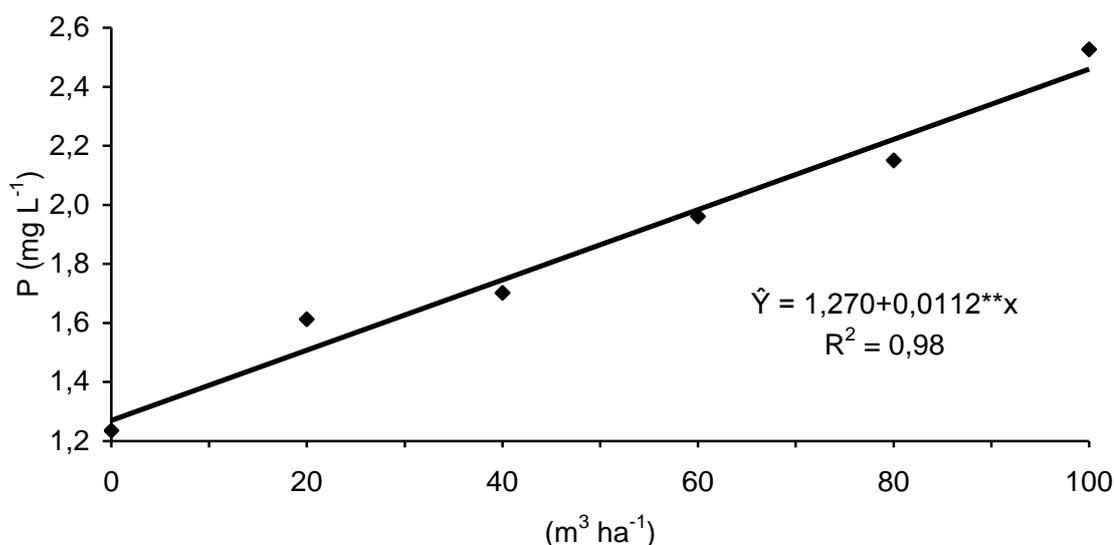


Figura 14. Teor de fósforo (mg L^{-1}) na solução percolada após aplicação de doses crescentes de dejetos líquido suíno em solos de textura média e muito argilosa. **Significativo a 1 % de probabilidade pelo teste t. UNIOESTE. Marechal Cândido Rondon, 2010.

O tipo de solo é um importante fator que controla a movimentação vertical do fósforo no perfil do solo, pois dependendo desse, pode haver maior interação entre o solo e solução que percola no perfil, aumentando assim a possibilidade de adsorção do fósforo Basso, (2003).

Segundo o estudo realizado por Hergert e Reuss (1976) citado por Vitt (1994) os autores trabalharam com fósforo via irrigação em solos argilosos, em função da

profundidade encontraram resultados contrários aos observados neste estudo onde verificaram maiores concentrações de fósforo nas menores profundidades.

Segundo Laurer (1988) citado por Vitt (1994) embora o movimento de fósforo dependa de muitos fatores químicos e físicos do solo, a textura, a quantidade do nutriente aplicada e o volume de água utilizado são variáveis que mais afetam o seu movimento.

Os resultados encontrados neste estudo são contrários aos observados por Caovilla (2005) que ao estudar a dinâmica de lixiviação de íons em colunas de solo de uma área irrigada com água residuária, verificou que as maiores concentrações de fósforo no solo foram observadas nas camadas iniciais.

As transferências de fósforo por percolação têm recebido pouca atenção comparativo ao nitrato, a mobilidade do fósforo no solo é muito pequena (TOOR et al. 2003).

Fato não observado em um estudo desenvolvido por Basso, (2003) onde analisando a aplicação das doses de 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno, verificou incrementos na lixiviação de fósforo no primeiro ano de cultivo de milho. Contudo os maiores teores de fósforo no solo foram observados nas camadas iniciais 0 - 5 e 5 - 10 cm.

Eghball et al. (1996) mostrou não haver correlação entre o poder de adsorção de fósforo e mobilidade do fósforo no solo, essa constatação demonstra que a forma de fósforo transportada apresenta interação não-significativa com os sítios de adsorção de fósforo do solo, sendo assim, o deslocamento na vertical de fósforo no solo pode ser predominantemente por caminhos preferenciais (BASSO et al. 2005)

A transferência de fósforo no perfil muitas vezes é pequena, segundo Basso et al. (2005), A transferência de fósforo pode ser maior quando associada a altas doses de fertilização mineral e com adição de resíduos orgânicos (HOUNTIN et al. 2000)

Basso et al. (2005) aplicaram três doses de dejetos líquidos de suíno (20, 40 e 80 m³ ha⁻¹) em Argissolo e os resultados encontrados convergem com os dados da literatura, porém as concentrações de fósforo total encontradas no primeiro ano de cultivo foram baixas, mas apresentam uma tendência de aumento aos 12 e 21 dias após a aplicação do dejetos. Segundo os autores este incremento pode estar relacionado ao fluxo preferencial, isto porque na dose de 40 m³ ha⁻¹ esse aumento não foi observado.

A transferência de fósforo por percolação está mais associada com as condições físicas do solo e as formas de fósforo (BEAUCHEMIN et al. 1996). Nesse sentido, tem-se dúvidas sobre as formas de fósforo transferidas e também sobre o potencial contaminante do uso contínuo de dejetos líquidos de suíno.

A lixiviação de fósforo se torna menor quando o contato solo-água é mais demorado. Isto ocorre em razão de que ao percorrer poros mais estreitos, proporcionalmente um volume maior de água entra em contato com os filmes de argila nas paredes dos poros, ocasionando, uma alta adsorção do P (SIMS et al., 1998).

As colunas indeformadas em especial quando são retiradas de áreas manejadas através da semeadura direta podem conter grandes poros o que possibilita uma percolação rápida da água contendo os elementos em solução, bem como um menor contato com as paredes dos poros. Assim, diminui a oportunidade do fósforo ser adsorvido pela matriz do solo (BERTOL, 2005).

A maior parte do fósforo do dejetos, antes da sua aplicação, está na forma inorgânica (Cassol et al. 2001), que tende a ser a forma principal de acumulação do nutriente no solo (HOODA et al., 2001). O fósforo, em geral, é adsorvido nos sítios mais ávidos e o restante é retido em frações com menor energia (Barrow et al. 1998), que podem ser mais biodisponíveis e transferidas com a água com maior facilidade.

Informações sobre a transferência de nutrientes são importantes, uma vez que, altos teores de nutrientes na água, entre eles, nitrogênio e fósforo, potencializam a eutrofização das águas, diminuindo os níveis de oxigênio e a diversidade de espécies aquáticas (SHARPLEY et al. 1994).

Ceretta et al. (2003), também constataram um aumento significativo de fósforo disponível na profundidade de 20 – 40 cm após quatro anos com aplicação de dejetos líquidos de suíno em área sob pastagem natural. Já Hountin et al. (2000), que utilizaram dejetos líquidos de suínos por um período de 14 anos, observaram incrementos de todas as formas de fósforo até um metro de profundidade.

Doblinski et al. (2007), trabalhando com lixiviação de N, P e K na cultura do feijão irrigado com água residuária de suinocultura, verificaram que ocorreu aumento gradativo de fósforo nas camadas mais superficiais do perfil, conforme a dose de água residuária aplicada (50, 100, 150 e 200 m³ ha⁻¹).

Segundo Sims et al. (1998), normalmente o fósforo é transferido por macroporos que possuem uma proteção em suas paredes, dificultando assim a interação entre a solução e as partículas de solo.

A reaplicação de dejetos é característica pela continuidade da atividade suinícola na propriedade. Assim, sucessivas aplicações de dejetos, quando a quantidade de fósforo aplicado excede a demanda da cultura, podem causar migração de fósforo no perfil do solo, devido à diminuição na capacidade adsorviva do solo (Beauchemin et al. 1996).

De uma forma geral, percebeu-se expressivo incremento na concentração de fósforo disponível na solução do solo com a utilização do dejetos líquido suíno nas doses estudadas, estando essa acima do que preconiza a legislação vigente estabelecidas como ideais na solução do solo para um bom crescimento de plantas.

Os valores aceitos, pela legislação, através da Resolução do CONAMA nº 357 de 2005 (BRASIL, 2005), para água doce classe especial e classe 1 são divididos de acordo com o ambiente da água. Em ambientes lóticos, o CONAMA admite valores de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ de P total, em ambientes intermediários e tributários diretos, admite valores de $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ de P total e, em ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários, admite valores de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ de P total. A água doce classe especial e classe 1 são destinadas ao consumo humano após desinfecção e tratamento simplificado, respectivamente. Para (USEPA, 1971) o nível crítico de fósforo total não pode exceder $0,025 \text{ mg L}^{-1}$.

Ao contrário do nitrogênio, o poder residual do fósforo proveniente do dejetos é marcante. Porém nos últimos anos, muitos dos problemas com o fósforo citados na literatura internacional, se devem a ênfase dada ao nitrogênio no passado, que se justificava pela alta solubilidade e mobilidade do nitrato, enquanto outros elementos, como o próprio fósforo, foram ignorados (BASSO, 2003).

Sobre o aproveitamento dos resíduos da agricultura, como a substituição da adubação química em culturas, como é o caso do dejetos líquido suíno, bem como a problemática ambiental que este tipo de resíduo tem causado é que se deve buscar alternativas, como foi objetivo deste estudo, no sentido de possibilitar mais conhecimentos a respeito de possíveis doses a serem aplicadas no solo. Contudo vê-se a necessidade de que este estudo seja aplicado em condições de campo para que se obtenham informações para por fim se ampliar à discussão sobre a lixiviação de nutrientes.

5. CONCLUSÕES

Nas condições em que foi realizado o experimento, pode-se concluir:

A aplicação de doses de dejetos líquidos suínos até $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ pode ser utilizada na cultura do milho em solos de textura média e muito argilosa promovendo incrementos no crescimento da cultura sem ocasionar alteração no teor de nitrogênio e fósforo na massa seca das plantas.

A aplicação de doses de dejetos líquidos suínos até $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ pode ser utilizada em solos de textura média e muito argilosa sem ocasionar percolação de nitrogênio, porém para evitar a lixiviação de P deve observar os limites estabelecidos pela legislação.

Solos de textura muito argilosa possuem maior capacidade de retenção de cobre e fósforo contidos no dejetos líquidos suínos em relação ao solo de textura média.

Fato não observado para os teores de zinco em solo, onde a maior capacidade de retenção deste elemento foi observada no solo de textura média.

A aplicação de resíduos animais como fertilizante nos solos nos permite uma série de estudos, utilizando não somente resíduos provenientes da suinocultura mais também de outros dejetos de origem animal e atividades agroindustriais. Pesquisas em longo prazo sobre este assunto, vão possibilitar a obtenção de informações importantes para a maior segurança no manejo destes resíduos.

6. REFERÊNCIAS

- ABIPECS – **Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína**. Relatórios, 2006. 2007. Disponível em www.abipecs.com.br. Acesso em 12 de janeiro de 2010.
- ABREU, C. A; ABREU, M. F. e BERTON, R. S. Análise química de solo para metais pesados. In: sociedade brasileira de ciência do solo. (Ed) **Tópicos em Ciência do Solo. Volume 2 - 2002**. Viçosa. SBCS, 2002. p. 645 - 692.
- ALLOWAY, B. J. Ed.; **Heavy Metals in Soils; Chapman and Hall, London, 1995**.
- AMDUR M.O., DOULL J, KLAASSEN C.D. *Casarett and Doull's Toxicology*. 4 ed. New York: **Pergamon Press**, 1991. p. 658-660.
- AOAC. Official methods of analysis.15 ed. Washington: **AOAC**. Volume 1; 1sed. P 1117.1990.
- BALDISSERA, I. T. Utilização do esterco de suínos como fertilizante. Chapecó: **EMPASC**, 1991. 5p.
- BARROS, F.; MARTINEZ, M.; NEVES, J.; MATOS, A.; SILVA, D. Características químicas do solo influenciadas pela adição de água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.9, p.47-51, 2005.
- BASSO, C. J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com a aplicação no solo de dejetos líquido de suínos**. Santa Maria, 2003. Tese (Doutorado em agronomia) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.
- BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R. Dejetos líquido de suíno: II-perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**. V.35, p. 1305-1312, 2005.
- BEAUCHEMIN, S.; SIMARD, R.R.; CLUIS, D. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses. **Journal Environmental Quality**. V.25, p. 1317-1325, 1996.
- BERTOL, O. J. **Contaminação da água de escoamento superficial e da água percolada pelo efeito de adubação mineral e adubação orgânica em sistema de semeadura direta**. Curitiba, 2005. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.
- BERWANGER, A. L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquido de suínos**. 2006. 105 p. (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- BLEY JR., J. C. (orgs). **Manual de gestão ambiental da suinocultura**. Curitiba: Sema/ IAP/FUNPAR, 2004.

BORGES, I. D. **Marcha de absorção de nutrientes e acúmulo de matéria em cultivares de milho**. Lavras 2006. 115p. Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade Federal de Lavras.

BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 357**. Diário Oficial da União de 18/03/2005. Brasília, 2005

BRASIL - Ministério da Saúde (MS). **Portaria MS nº 518/2004**. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2004.

BÜLL, L. T. Nutrição mineral do milho, In: BÜLL, L. T., CANTARELLA, H. (Ed.). *Cultura do milho: fatores que afetam a produtividade*. Piracicaba: **POTAFOS**, 1993. p.63-145.

CAOVILLA, F.; SAMPAIO S. C. PEREIRA J. O.; VILAS BOAS, M. A.; GOMES, B. M.; FIGUEIREDO, A. C. Lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, (Suplemento), p. 283-287, 2005.

CERETTA, C. A; DURIGON, R.; BASSO, C.J. Características químicas de solo sob aplicação de dejetos suíno líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.38, n.6, p.729-735, 2003.

COSTA, L. A. M. **Adubação orgânica na cultura do milho**: parâmetros fitométricos e químicos. Botucatu, 2005. 121f. Tese (Doutorado) "Faculdade de Ciências Agrônômica, Universidade Estadual Paulista.

CHATEAUBRIAND, A. D. Efeito de dejetos de suínos, aplicados em irrigação por sulco, na cultura do milho (zea Mays). **Revista Ceres**, Viçosa, v.36, n205, p. 264 277, 1989.

COMANA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente. resolução nº 357**, Março de 2005

COSTA S. N.; MARTINEZ M. A.; MATOS A. T.; RAMOS V. B. N. Mobilidade de nitrato em colunas de solo sob condições de escoamento não permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 3, n.2, p 190 – 194, 1999.

DAL BOSCO, T. SAMPAIO S. C.; OPAZO, M. A. U. GOMES, S. D.; NÓBREGA L. H. P. Aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja: cobre e zinco no material escoado e no solo. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v.28, n.4, p.699-709, 2008.

DALAL, R. C. Soil organic phosphorus. **Advances in Agronomy**. v.29, p. 83-117, 1977.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N. & LEMUNYON, J. L. Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview. **Journal Environmental Quality**.v.27, p.251-257, 1998.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. Manejo de dejetos suínos. Concórdia: EMBRAPA Suínos e Aves. **Boletim informativo de pesquisa – BIPERS** n. 11, 1998.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA, 2002. 30 p. (EMBRAPA - Suínos e Aves. Bipers n 10).

DOBLINSKI, A.; DOBLINSKI, A. F. SAMPAIO, S. C.; SILVA, R. da L. NÓBREGA, H. P. GOMES, S. D. DAL BOSCO T. Nonpoint source pollution by swine farming wastewater in bean crop. **Revista brasileira. engenharia agrícola ambiental** [online]. 2010, vol.14, n.1 ISSN 1415-4366.

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

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de solos. **Sistema Brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de informações, Rio de Janeiro: Embrapa-CNPq, 1999, 412p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Milho e Sorgo. **Sistemas de produção**. Sete Lagos. MG.

FANCEI, I, I, A.L.; DOURADO NETO, D. Produção de milho. Guaíba: Agropecuária, 2000. 360p

FELTON, G. K. Hydraulic parameter response to incorporated organic mater in the Bhorizon. **Transactions of the ASAE**, v. 35, n. 4, p. 1153-1160, 1992.

FERNANDES, C.O.M. & OLIVEIRA, P.M.V. Armazenagem de dejetos suínos. In: **Aspectos práticos do manejo de dejetos suínos**. Florianópolis: EPAGRI/EMBRAPACNPq, 1995, p. 35-66.

FERNANDES, G. W. **Avaliação para remoção química de fósforo de efluente de suinocultura**. Santa Maria, 2008. Dissertação (mestrado em Química). Universidade Federal de Santa Maria.

FERREIRA, D. F. Análises estatísticas por meio do Sisvar para Windows versão 4.0. In: **45ª Reunião Anual da Região Brasileira da Sociedade internacional de Biometria**. UFSCar, São Carlos, SP, Julho de 2000. p. 255-258.

FEY, R. **Acumulação de nutrientes no solo e qualidade da pastagem de Tifton 85, produzida em área submetida à aplicação de dejetos suínos**. Londrina, 2006. Tese. (Agronomia) Universidade Estadual de Londrina.

FREITAS, W.; OLIVEIRA, R.; PINTO, F.; CECON, P. R.; GALVÃO, J. C.C. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura sobre a produção de milho para silagem. **Revista Brasileira de Engenharia agrícola e ambiental**, Campina Grande – PB v.8, n.1, p.120 – 125, 2005.

GALRÃO, E. Z. Níveis críticos de zinco para o milho cultivado em Latossolo Vermelho-Amarelo, fase cerrado. **Revista Brasileira. Ciência do Solo**, 19:255-260, 1995.

GAST, R.G; NELSON, W.W; RANDALL, G.W; Nitrate accumulation in soils and loss in tile grainage following nitrogen applications to continuous corn. **Journal Environment Quality**, v.7, p.258-261, 1978.

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

GOMES, P. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by brazilian soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.65, n.4, p.1.115-21, 2001.

GONÇALVES JUNIOR, A. C.; LUCHESE, E. B. Avaliação da fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e cromo, em soja cultivada em latossolo vermelho escuro tratado com fertilizantes comerciais. **Revista Química Nova**. 2000. vol.23, n.2, pp. 173-177.

HEATHWAITE, L. et al. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **J Environ Qual**, Madison, v.29, n.1, p.158 – 166, 200.

HODGSON, J. 1981. Sward measurement handbook. The British Grassland Society, Hurley, England, 277p.

HOODA, P. S; TRUESDALE, V. W.; EDWARDS, A. C; WITHERS, P. J. A.; AITKEN, M. N.; MILLER, A.; RENDELL, A. R. manuring and fertilization effects on phosphorus accumulation in soils and potencial enviromental implications. **Advances Environmental Resarch** , n.5. p 13-21, 2001.

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

IAPAR, **Manual de análise química do solo e controle de qualidade**, por Marcos Antônio Pavan e outros. Londrina, IAPAR, 1992, 40p.

IAPAR. **Cartas climáticas do Paraná**. Disponível em: <<http://200.201.27.14/Site/Sma/CartasClimáticas/ClassificacaoClimáticas.htm>>. Acessado em: 30 maio 2009.

KABALA, C.; SINGH, B. R. Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in vicinity of a copper smelter. **Journal Environmental Quality**, v. 30, n. 2, p. 485-492, 2001.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 482p.

KONZEN, E. A. Fertilização de lavouras e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves. In: seminário técnico da cultura de milho, 5, 2003, Videira. **Anais**. Videira sn. 2003.

KONZEN, E. A. Manejo e Utilização dos dejetos de suínos. Concórdia, SC. EMBRAPA- CNPSA. 32p. 1983. (**Circular Técnica 6**) Julho 1983.

KONZEN, E. A.; PEREIRA FILHO, I. A.; BAHIA FILHO, A. F.C.; PEREIRA, F. A. **Manejo de esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho**. Sete Lagoas, MG: EMBRAPA-CNPMS, 1997. 31p. (EMBRAPA-CNPMS.Circular Técnica, 25).

KRUGER, I.; TAYLOR, G.; FERRIER, M. Effluent at work. Australian pig housing Series. Australia: **Nsw Agriculture**, 1995. 201P.

LUCCHESI. L. A. C. The effects of two processed sewage sludges on the characteristics of three soils from Paraná, Brazil and the behavior of sludge zinc. Columbus, OH. 1997. 362 p. **Ph.D. Dissertation** - Ohio State University.

LINDSAY, W. L. Chemical equilibria in soils. New York, John Wiley, 1979. 449 p.

LUNKES, A.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. et al. Dejetos de suínos em aplicação única e parcelada no milho em sistema plantio direto: II. Dinâmica do nitrogênio no solo e produtividade de grãos. In: FERTBIO, 2002, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: SBCS, 2002. 1 CD-ROM.

MALAVOLTA, E. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações / Euripedes Malavolta, Godofredo César Vitti, Sebastião Alberto de Oliveira. – 2. ed., ver. E atual. – Piracicaba : **POTAFOS**, 319p. 1997.

MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A. Acumulação de cobre e zinco em tecidos de feijoeiro em relação com o extraído do solo. Revista **Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande. n.1. p. 92-98, 2005.

MATOS, A. T.; SEDIYAMA, M. A. N., et al. Características químicas e microbiológicas do solo influenciadas pela aplicação de dejetos líquidos de suíno. **Revista Ceres**, v.44, n. 254, p.399-410, 1997.

MA, Q.Y. & LINDSAY, W.L. Measurements of free Zn²⁺ activity in uncontaminated and contaminated soils using chelation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57:963-967, 1993.

MATTIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**. 2006. 165 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria.

MCGRATH, S. P., CHANG, A.C., PAGE, A.L., WITTER, E., 1994. Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and the United States. **Environmental Reviews** 2, 108±118.

MEURER, E.J. (e.d) **Fundamentos de química do solo**. 2 ed. Porto Alegre: Gênese, 2004.

MILANI, D.I.C. **Variabilidade espacial da infiltração da água no solo e correlação com atributos físicos e produtividade do milho**. Cascavel, 2005. Dissertação (Mestrado em engenharia agrícola). Centro de ciências exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

MIYAZAWA, M.; KAMAGAWA, M. Y.; MATTOS, M. DOS S. Lixiviação de metais pesados do lodo de esgoto no solo. **Sanare**. Companhia de Saneamento do Paraná. V.6, Curitiba: Sanepar, 1996. p 63-67.

MORVAN, T.; LETERME, P.; MARY, B. Quantification des flux d'azote consécutifs à un épandage de lisier de porc sur triticales en automne par marquage isotopique ¹⁵N. **Agronomie**, v.16, p. 541-552, 1996.

NABINGER, C.. Princípios da exploração intensiva de pastagens. In: *Simpósio Sobre Manejo da Pastagem*, Piracicaba: Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz, p. 15-95. 1996

NIKLAS, K. J. Plant allometry: the scaling process. Chicago: University of Chicago Press, 1994. In: PASSIOURA, J. B. Soil structure and plant growth. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, (29): 717-728. 1994

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

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO; et al. Lixiviação de nitrato em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Scientia Agrícola**, v.58, n.1, p.171-180. 2001.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. Considerações sobre a questão dos dejetos e o meio ambiente. In: *Suinocultura: produção, manejo e saúde do rebanho*. Concórdia: **CNPSA/EMBRAPA**, 1998. p.223-234.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G.; NONES, K.. Produção de suínos e meio ambiente. In: *seminário nacional de desenvolvimento da suinocultura*. 2001. Gramado. **Anais**. Gramado 2001. p. 25-38.

PIERANGELI, M. A. P. Adsorção e dessorção de cádmio cobre e chumbo por amostras de latossolo pré-tratadas com fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, n.2, p.377-84, 2004.

PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A. C.; CORREIRA, L. A.; SILVA, A. G. S.; CANTARELLA, H. Lixiviação de nitrato em pastagem de coastcross adubada com nitrogênio. **Revista brasileira de zootecnia**, v.35, p.683-690, 2006.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Ceres, Potafós, 1991.343p.

RHEINHEIMER, D. S. **Dinâmica do fósforo em sistema de manejo de solos**. Porto Alegre 2000. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

RICHARDS, B. K. et al. Effect of sludge processing mode, soil texture and soil pH on metal mobility in undisturbed soil columns under accelerated leaching. **Environmental Pollution**, v. 109, n. 2, p. 327–346, 2000.

ROPPA, L. **Estatística da suinocultura mundial**. 2000. Disponível: <http://www.porkworld.com.br>. Acesso:11/03/2009.

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

SCALLOPPI, E. J.; BAPTISTELLA, J. R. Considerações sobre a aplicação de efluentes ao solo. In: Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem, Brasília, 1986. **Anais**. Brasília: ABID, 1986. v. 3, p. 1049-1066.

SCHERER, E. E.; CASTILHOS, E. G., JUCKSCH, I., NADAL, R. Efeito da adubação com esterco de suínos, nitrogênio e fósforo em milho. Florianópolis: EMPASC, 1984. 26 p. (**Boletim técnico 24**).

SCHERER, E. E.; AITA C.; BALDISSERA, I.T. Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante. Florianópolis, **EPAGRI**, 1996. 46p. (Boletim Técnico).

SCHERER, E. E.; AITA C.; BALDISSERA, I. T. Avaliação da qualidade do dejetos líquido de suíno da região oeste catarinense para fins de utilização como fertilizante. **Boletim Técnico EPAGRI nº 79**. Florianópolis: EPAGRI, 1996.

SCHERER, E.; BALDISSERA, I. T. Potencial fertilizante do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense. **Agropecuária Catarinense**. Florianópolis, v.8, p.35-39, 1995.

SCHERER, E. E. e NESI, C. N. Alterações nas propriedades químicas dos solos em áreas intensivamente adubadas com dejetos suínos. In: Fertbio 2004. 2004. Lages – SC. **Anais eletrônicos**. Lages.

SCHMITT, R. **Avaliação técnica e econômica da distribuição de esterco líquido de suínos**. Santa Maria, 1995. 151p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal de Santa Maria.

SECCO, R. C. **Fitodisponibilidade de zinco derivado de lodo de esgoto urbano e de dejetos de suínos estabilizados pelo Processo N-Viro num Cambissolo Háplico do Segundo Planalto Paranaense cultivado com milho**. Curitiba 2003. 95 p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná.

SEDIYAMA, M. A.; VIDIGAL, S. M. Utilização de resíduos da suinocultura na produção agrícola. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 26, n.224, p. 52-64, jan. 2005.

SEGANFREDO, M. A. **Equação de dejetos**. disponível em: <http://www.bichoonline.com.br/artigos/embrapave0008.html>. acesso em 02/08/2009. 2009.

SEGANFREDO, M. A. **Os dejetos de animais podem causar poluição também nos solos de baixa fertilidade e nos solos profundos, como aqueles da região dos Cerrados**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2001. 4 p. (Embrapa Suínos e Aves. (Comunicado técnico, 292).

SEGANFREDO, M. A. Os dejetos de suínos são um fertilizante ou um poluente do solo. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v.16, n.3, p.129-141, 1999.

SELBACH, P. A.; TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C. Resíduos urbanos e industriais e a qualidade do ambiente. In: 3º encontro brasileiro de substância húmicas, Santa Maria. **Resumos** de palestra, Santa Maria, 1999, 383p.

SESTI, L., SOBESTIANSKY, J. **A função da medicina veterinária na suinocultura moderna**. 2. Ed., Goiânia: [s.n.], 1999. 24p.

SHARPLEY, A.N., et al. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. **J. Environ. Qual.** 23: 437-451. 1994.

SILVA, D.J.; QUEIROZ, A. C. de. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos**. 3 ed. Viçosa: UFV, 2002. 235p.

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

STEVENSON, F. J. **Humus Chemistry: genesis, composition, reactions**. 2 ed. New York: John Wiley, 1994. 496p.

SKINNER, R.H.; NELSON, C.J. Elongation of the grass leaf and its relationship to the phyllochron. **Crop Science**, v.35, n.1, p.4-10, 1995.

TANAKA, M. T.; SENGIK, E.; SCAPIM, C. A. et al. Influência de bioestimulantes orgânicos e uréia na absorção foliar de boro em couve-flor. **Acta Scientiarum**, v.22, n. 4, p.1115-1118, 2000.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BARY, A. I.; FRANSEN, S. C. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre/RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.

TILLER, K.G. Heavy metals in soils and their environmental significance. In: B.A.Steward (ed.). **Advances in Soil Science**. Vol. 9. Springer-Verlag, New York. p. 113-142, 1989.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Methods of chemical analysis for water and wates**. Cincinnati: USEPA, 1971.

TOOR, G. S.; CONDRON, L. M.; DI, H. J.; CAMERON, K.C.; MENUN-CADE, B.J. Characterization of organic phosphorus in leachate from a grassland soil. **Soil Biology and Biochemistry**. Oxford, 35 ed. p.1317–1323. 2003

VASCONCELLOS, C. A.; VIANA, M. C. M.; FERREIRA, J J. Acúmulo de matéria seca e de nutrientes em milho cultivado no período inverno-primavera. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.33, n. 11. p. 1835-45. 1998.

VIETOR, D.M.; PROVIN, T.L.; WHITE, R.H.; MUNSTER, C. L. Runoff losses of phosphorus and nitrogen imported in sod or composted manure for turf establishment. **Journal Environmental Quality**. v. 33, p.358-366, 2004.

VILLELA, F.C. **Efeito de fontes e doses de nitrogênio na produtividade de milho (Zea mays L.) cultivado em solo de várzea**. Botucatu, 1999. 63p. Dissertação (Mestrado) “Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

WELZ, B. **Atomic absorption spectrometry** ; VCH; weinhein, p.253.1985.

WITTER, E. Towards zero accumulation of heavy metals in soils. **Fertility Research**. v.43, p.225-233, 1996.

WHITEHEAD, D.C. **Grassland nitrogen**. Wallingford, Cab International, 1995. 416p.