

Qualidade do solo e da água surgente em áreas com uso intensivo e continuado de esterco de suínos como fertilizante





Governador do Estado
João Raimundo Colombo

Vice-Governador do Estado
Eduardo Pinho Moreira

Secretário de Estado da Agricultura e da Pesca
João Rodrigues

Presidente da Epagri
Luiz Ademir Hessmann

Diretores

Ditmar Alfonso Zimath
Extensão Rural

Luiz Antonio Palladini
Ciência, Tecnologia e Inovação

Neiva Dalla Vecchia
Desenvolvimento Institucional

Paulo Roberto Lisboa Arruda
Administração e Finanças





ISSN 0100-7416
Agosto/2013

BOLETIM TÉCNICO Nº 160

Qualidade do solo e da água surgente em áreas com uso intensivo e continuado de esterco de suínos como fertilizante

Eloi Erhard Scherer
Ivan Tadeu Baldissera
Evandro Spagnollo



**Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
Florianópolis
2013**

Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
Rodovia Admar Gonzaga, 1347, Itacorubi, Caixa Postal 502
88034-901 Florianópolis, SC, Brasil
Fone: (48) 3665-5000, fax: (48) 3665-5010
Site: www.epagri.sc.gov.br
E-mail: gmc@epagri.sc.gov.br

Editado pela Gerência de Marketing e Comunicação (GMC).

Revisão e padronização: João Batista Leonel Ghizoni
Arte-final: Victor Berreta

Assessoria técnico-científica: Atsuo Suzuki – Epagri / E.E. Caçador
Iria Sartor Araujo – Epagri / Ciram
Milton da Veiga – Epagri / E.E. Campos Novos
Tássio Dresch Rech – Epagri / E.E. Lages

Primeira edição: maio 2013
Tiragem: 600 exemplares
Impressão: Dioesc

É permitida a reprodução parcial deste trabalho desde que citada a fonte.

Ficha catalográfica

SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T.; SPAGNOLLO, E. *Qualidade do solo e da água surgente em áreas com uso intensivo e continuado de esterco de suínos como fertilizante*. Florianópolis: Epagri, 2013, 38p. (Epagri. Boletim Técnico, 160).

Qualidade da água; Qualidade do solo; Esterco suíno.

ISSN 0100-7416



AUTORES

Eloi Erhard Scherer

Engenheiro-agrônomo, Dr., Epagri / Centro de Pesquisa para Agricultura Familiar (Cepaf), Caixa Postal 791, 89801-970 Chapecó, SC, e-mail: escherer@epagri.sc.gov.br.

Ivan Tadeu Baldissera

Engenheiro-agrônomo M.Sc., Epagri / Cepaf, e-mail: ivantb@epagri.sc.gov.br.

Evandro Spagnollo

Engenheiro-agrônomo, Dr., Epagri / Cepaf, e-mail: spagnollo@epagri.sc.gov.br.

APRESENTAÇÃO

A suinocultura tem grande importância para a sustentabilidade do sistema de agricultura familiar encontrado na região Oeste de Santa Catarina, onde a atividade está geralmente associada à produção de grãos e pastagens.

O aproveitamento do esterco dos animais como fertilizante na própria unidade de produção, além dos benefícios agrônômicos, reduz o impacto ambiental, quando baseado em critérios técnicos. Em todo o mundo, são relatados resultados positivos do uso adequado dos resíduos animais na produção de plantas e na recuperação de solos degradados pelo uso intensivo e pela baixa reposição dos nutrientes retirados nas colheitas.

Por outro lado, excessivas aplicações de esterco, cuja composição apresenta diversos nutrientes em diferentes teores, podem resultar no seu acúmulo no solo, ou, ainda, em perdas como as do nitrato através da água.

Neste Boletim Técnico são abordados os principais aspectos relacionados ao uso contínuo de esterco de suínos como fertilizante, com ênfase aos riscos de contaminação do solo e da água.

A Diretoria Executiva

SUMÁRIO

Introdução.....	9
1 Material e métodos	10
2 Resultados e discussão	12
2.1 Qualidade do esterco líquido de suínos	12
2.2 Efeito do esterco de suínos nos atributos químicos do solo.....	18
2.3 Alterações nos atributos químicos do solo após dez anos de aplicação de esterco líquido de suínos.....	24
2.4 Qualidade da água surgente nas áreas com uso de esterco de suínos.....	28
3 Considerações finais	32
Referências	33

Introdução

Durante os últimos anos a agricultura de Santa Catarina sofreu grandes transformações tecnológicas, para as quais a fertilização orgânica, com aproveitamento do esterco de suínos e de aves e o manejo do solo no sistema de plantio direto, foi fundamental para aumentar a produtividade das culturas, especialmente do milho, que é a cultura que recebe maior aporte do esterco disponível.

O uso do esterco de suínos como fertilizante, especialmente em culturas anuais, é bastante antigo na região Oeste de Santa Catarina. Contudo, assumiu maior proporção a partir do fomento industrial da atividade, condição que proporcionou a geração de maiores quantidades de esterco em alguns locais, onde passaram a ser integralmente usados em substituição aos adubos minerais.

Cabe destacar que o modelo produtivo anterior à década de 1970, em que o esterco disponível na propriedade era usado essencialmente para a produção do milho utilizado na alimentação do plantel da propriedade, tinha maior sustentabilidade ambiental e econômica do que o modelo atual. Este, embora tenha seus benefícios empresariais relacionados à logística de distribuição de insumos, assistência técnica e recolhimento da matéria-prima, deixa a desejar do ponto de vista ambiental. A produção em escala e a geração de grandes quantidades de esterco em estabelecimentos com pouca área agricultável vêm acarretando dificuldades na sua ciclagem como fertilizante.

O uso agrícola do esterco na propriedade fica comprometido em locais com topografia desfavorável à agricultura, fazendo com que muitos produtores utilizem maiores quantidades de esterco em áreas próximas ao local de produção, com reflexos negativos sobre o solo, a água e o ambiente.

Embora não seja o único agente responsável pela perda da qualidade da água, a suinocultura contribui direta ou indiretamente para a degradação dos mananciais da região Oeste de Santa Catarina (Baldissera, 2002). A poluição ambiental constatada até agora está relacionada principalmente com o lançamento direto dos resíduos nos cursos d'água. Porém, sabe-se que a poluição no meio rural é, na sua maior proporção, causada por fontes não pontuais, geralmente pelo uso excessivo de fertilizantes que pode resultar em perda de nutrientes através do escoamento superficial, o que tem sido motivo de grande preocupação em nível mundial.

No Brasil, a poluição causada por fontes difusas (não pontuais), embora esteja ocorrendo cada vez em maior intensidade em regiões com pecuária intensiva, continua sendo pouco conhecida e, por isso, tem sido objeto de pesquisas recentes visando definir procedimentos de avaliação dos impactos e estabelecer padrões aceitáveis (Basso et al., 2005; Berwanger et al., 2008; Doblinski et al., 2010; Giroto et al., 2010), como já vem acontecendo em outros países há mais tempo (Sims et al., 1998; Sharpley, 1995).

Este Boletim Técnico tem por objetivo principal caracterizar o impacto ambiental, no solo e na água superficial, causado pelo uso continuado do esterco de

suínos em áreas de propriedades rurais da região Oeste Catarinense. Um segundo objetivo foi diagnosticar a qualidade do esterco de suínos armazenado na forma líquida e usado como fertilizante nessas propriedades rurais.

1 Material e métodos

O trabalho foi desenvolvido na região Oeste do estado de Santa Catarina, nos municípios de Chapecó, Concórdia, Coronel Freitas, Guatambu, Palmitos, São Carlos, Seara e Xavantina, em estabelecimentos rurais com tradição em suinocultura e uso do esterco como fertilizante em culturas anuais, principalmente na produção de milho.

O clima de abrangência do presente estudo é subtropical úmido com verões quentes, do tipo Cfa segundo a classificação de Köppen, com incursões do clima do tipo Cfb, que apresenta verões amenos.

Em função de sua representatividade nas propriedades rurais com suinocultura, o estudo foi realizado basicamente em áreas de ocorrência de Latossolo e Cambissolo. Este último, em alguns locais amostrados, encontrava-se em associação com Neossolo ou Nitossolo (Embrapa, 2004). De modo geral, o Cambissolo e suas associações foram amostrados em locais com clima Cfa, que ocorre em menores altitudes, e o Latossolo em locais com maiores altitudes com clima Cfb.

Para o estudo foram coletadas, em 2009, amostras de solo em 36 glebas, sendo dez em Latossolo e 26 em Cambissolo, que receberam continuamente esterco líquido de suínos (ELS) como fertilizante nos últimos 10 anos. Essas mesmas glebas já tinham sido amostradas em 1999 em um diagnóstico realizado com maior número de glebas e propriedades rurais (Scherer & Nesi, 2004). Para o presente estudo foram usadas somente glebas que receberam continuamente ELS nos últimos 10 anos, tendo o milho como cultura principal.

Na primeira amostragem, realizada em 1999, contou-se com a colaboração dos extensionistas municipais da Epagri e dos técnicos das secretarias municipais de Agricultura para definição das propriedades e glebas a amostrar. Na segunda, realizada em 2009, buscaram-se informações junto ao produtor sobre o histórico da gleba amostrada em 1999, principalmente no que se refere a manejo do solo e da adubação, sistema de produção e rotação de culturas usados. Para o estudo somente foram amostradas as glebas que tinham histórico de uso de acordo com o estabelecido no projeto.

Nas duas amostragens (1999 e 2009) a coleta do solo foi realizada nas camadas de até 10, 10 a 20, 30 a 50, 60 a 80 e 90 a 110cm, utilizando-se pá de corte até a profundidade de 20cm e trado holandês nas demais camadas. Na segunda também foram coletadas amostras nas camadas de até 5 e 5 a 10cm. Na segunda amostragem, além das 36 glebas com uso de ELS, também foram coletadas amostras de solo nas mesmas camadas em 18 glebas sob mata nativa, para fins de comparação. As glebas amostradas sob mata eram adjacentes àquelas cultivadas e adubadas com ELS e

com o mesmo tipo de solo. Em cada local foram coletadas quatro subamostras por camada, que, após passar por homogeneização, formaram uma amostra composta, a qual foi encaminhada ao Laboratório de Análise de Solos da Epagri/Cepaf para análise. Foram determinados os seguintes atributos químicos: pH-H₂O, P-Mehlich-1, K-Mehlich-1, Ca e Mg trocáveis (KCl 1N), Zn e Cu disponíveis (HCl 0,1N), e matéria orgânica (digestão úmida), analisados conforme descrito em Tedesco et al. (1995).

Por ocasião da amostragem do solo também foram coletadas informações junto ao produtor quanto ao sistema de produção de suínos, ao manejo do esterco, à quantidade média de esterco aplicada anualmente na área, ao tempo de uso de esterco na área, ao sistema de manejo do solo, ao sistema de rotação de culturas e à produtividade média de milho alcançada na área amostrada.

Em 2009, além das amostras de solo, também foi coletada uma amostra do ELS em cada uma das propriedades acompanhadas. As amostras, com aproximadamente 1L, foram coletadas após agitação e homogeneização do ELS na esterqueira, armazenadas em frasco de polietileno e acondicionadas em isopor com gelo para transporte ao Laboratório da Epagri/Cepaf. No ELS foram determinados o teor de matéria seca, o pH do liquame e os teores totais de P, K, Ca, Mg, Cu e Zn, conforme descrito em Tedesco et al. (1995).

Para caracterizar o efeito da adubação orgânica sobre a qualidade das águas surgentes e seus possíveis impactos ambientais, foram coletadas 40 amostras de água de vertentes (olhos d'água, surgentes) não protegidas, localizadas dentro das glebas adubadas com ELS ou em local situado logo abaixo delas. A amostragem dessas vertentes foi realizada logo após um período de chuvas, nos meses de agosto a outubro, período que coincide com a época de aplicação de esterco na cultura do milho. Cabe destacar que a maioria das vertentes amostradas nessas glebas tem caráter temporário e surge somente no inverno e início da primavera, em anos com chuva acima da normalidade climática.

Na definição dos locais para amostragem de água, procurou-se primeiramente identificar vertentes em áreas próximas àquelas amostradas para caracterização química do solo. Os principais critérios utilizados na escolha das propriedades e áreas para coleta de água foram: existência de uma vertente ativa na gleba adubada com ELS; tempo de uso de ELS na mesma gleba por no mínimo cinco anos; e aplicação recente de ELS (intervalo inferior a 3 meses). As amostras de água foram coletadas em propriedades localizadas nos municípios de Coronel Freitas, Chapecó, Concórdia, Palmitos, São Carlos, Seara e Xavantina.

A água das vertentes selecionadas foi coletada com seringa esterilizada diretamente na “boca” do olho d'água, colocada em recipiente asséptico e transportada em caixa de isopor até o Laboratório de Análise de Águas da Epagri/Cepaf.

Os parâmetros avaliados foram: coliformes totais; coliformes fecais (*E. Coli*); pH; alcalinidade total; nitrogênio na forma de nitrato, nitrito e amônio; fósforo solúvel (ortofosfato); potássio; sódio e sulfato. Os métodos analíticos utilizados seguiram a metodologia descrita em Greenberg et al. (1998).

A classificação das águas surgentes foi realizada de acordo com a Resolução nº 357/2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), que dispõe sobre a classificação de corpos de água, dá diretrizes para seu enquadramento, estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências (BRASIL, 2005).

Realizou-se análise da variância utilizando método para pequenas populações (teste “t”) e, quando constatada diferença significativa entre as populações de amostra pelo teste F, foram calculados intervalos de confiança ou, no caso de variáveis quantitativas, ajustadas equações de regressão.

2 Resultados e discussão

2.1 Qualidade do esterco líquido de suínos

A distribuição de frequência das amostras de ELS quanto ao teor de matéria seca (MS) é apresentada na Figura 1. Observa-se que aproximadamente 50% das amostras analisadas apresentaram menos de 2% de MS, corroborando resultados obtidos por Scherer et al. (1996), que, em um estudo com amostras de ELS coletadas em esterqueiras da região Oeste Catarinense, encontraram 47% das amostras nessa faixa.

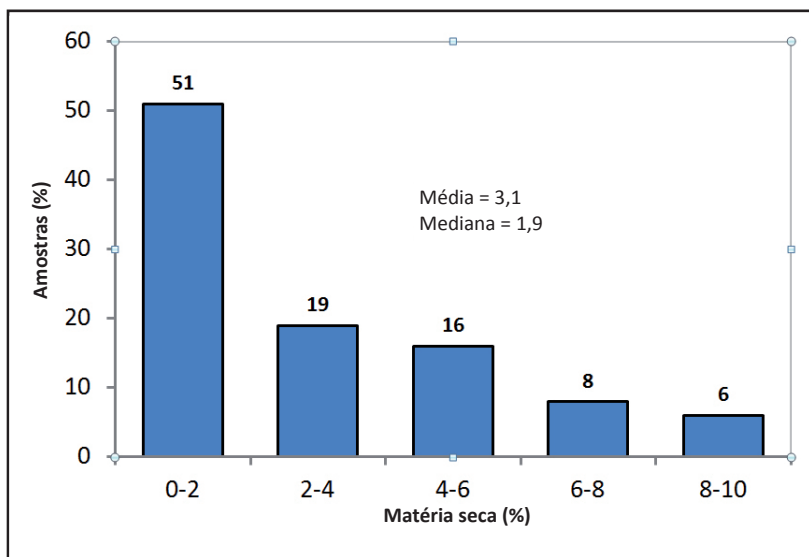


Figura 1. Distribuição relativa de frequências do teor de matéria seca das amostras de esterco líquido de suínos coletadas em 2009 na região Oeste de Santa Catarina

Os resultados mostram, também, que o teor médio de 3,1% MS no ELS foi relativamente baixo, à semelhança do valor encontrado por Scherer et al. (1996). Embora baixos, os valores encontrados neste diagnóstico são maiores do que os verificados por Menezes et al. (2007) em amostras de ELS coletadas na região de Rio Verde, GO. Nesse estudo, os autores encontraram teores de MS que variaram de 0,18% a 3,77%, com média de 0,92%, em amostras providas do sistema de terminação, e de 0,09% a 2,71%, com média de 0,64%, em amostras de ELS do sistema de produção de leitões.

O ELS fresco sem adição de água (esterco + urina) apresenta, normalmente, entre 8% e 10% de MS (Koelsch et al., 2011), verificado em somente 6% das amostras analisadas. Isso mostra que o ELS recebeu adição de água ou sofreu decomposição da matéria orgânica durante o período de armazenamento. Provavelmente, a maior influência deve ser atribuída à adição de água, pois existem inúmeros relatos creditando o baixo teor de MS do ELS à diluição pela água normalmente desperdiçada nos sistemas de alimentação dos animais e na limpeza das instalações (Perdomo et al., 2003; Kunz et al., 2004).

A distribuição de frequência da soma dos macronutrientes principais – NPK (Figura 2) – mostra que aproximadamente 40% das amostras de ELS apresentam entre 3 e 6 kg/m³ de nutrientes. Chama atenção o grande número de amostras das duas clases com baixos teores de nutrientes, com até 9 kg de NPK/m³, que perfazem aproximadamente 70% do total das amostras analisadas. Essa ocorrência se refletiu diretamente na mediana (6,4 kg de NPK/m³) e na média (8,4 kg de NPK/m³), que são bastante inferiores aos teores de NPK normalmente encontrados no esterco fresco (esterco + urina), sem diluição com água, que varia de 15 a 18 kg/m³ (Zublena et al., 2011; Koelsch, 2011).

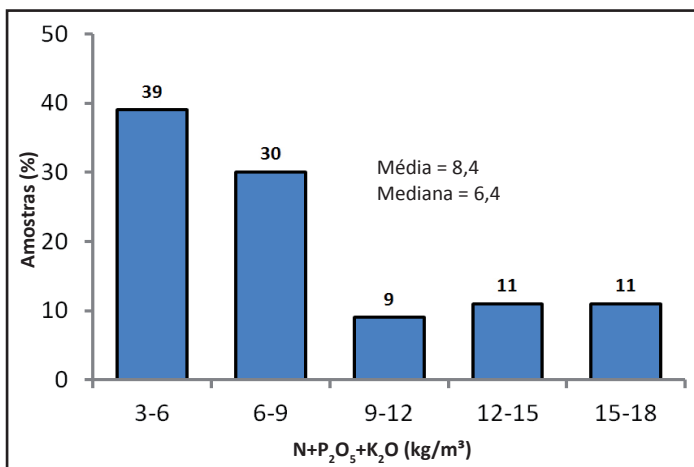


Figura 2. Distribuição relativa de frequência da soma dos teores de macronutrientes principais nas amostras de esterco líquido de suínos coletadas em 2009 no Oeste Catarinense

Esses resultados demonstram que, decorridos 14 anos entre o primeiro (Scherer et al., 1996) e o segundo diagnóstico (2009), pouca coisa mudou na qualidade fertilizante do ELS armazenado e utilizado na agricultura pelos produtores da região Oeste de Santa Catarina. O baixo teor de nutrientes encontrado na maioria das amostras analisadas faz com que o ELS tenha baixa eficiência como fertilizante, podendo ser utilizado somente em áreas próximas à sua produção, não sendo viável economicamente o seu transporte para locais mais distantes (Scherer, 2005). Além disso, dependendo da fertilidade do solo e da cultura, a aplicação da dose máxima estabelecida pela legislação ambiental, de 50m³/ha/ano (Fatma, 2011), poderá ser insuficiente para fornecer nutrientes nas quantidades exigidas pela cultura (Sociedade..., 2004) e reduzir sua produtividade. A recomendação de adubos orgânicos está baseada na sua qualidade, na fertilidade do solo e na exigência da cultura. Assim, quando o mesmo volume de ELS com melhor qualidade for aplicado, pode haver adição de nutrientes em quantidades superiores à necessidade da cultura e resultar no acúmulo deles no solo, aumentando o efeito residual no solo e podendo resultar em impactos ambientais futuros (Simioni, 2001).

A distribuição de frequência das amostras de ELS quanto aos teores de cobre (Cu) e zinco (Zn) é apresentada na Figura 3. Observa-se que, respectivamente, 37% e 31% das amostras analisadas fazem parte da classe inferior, com baixos teores desses micronutrientes, o que é desejável para fins de uso racional do ELS como fertilizante (Rooney et al., 2006).

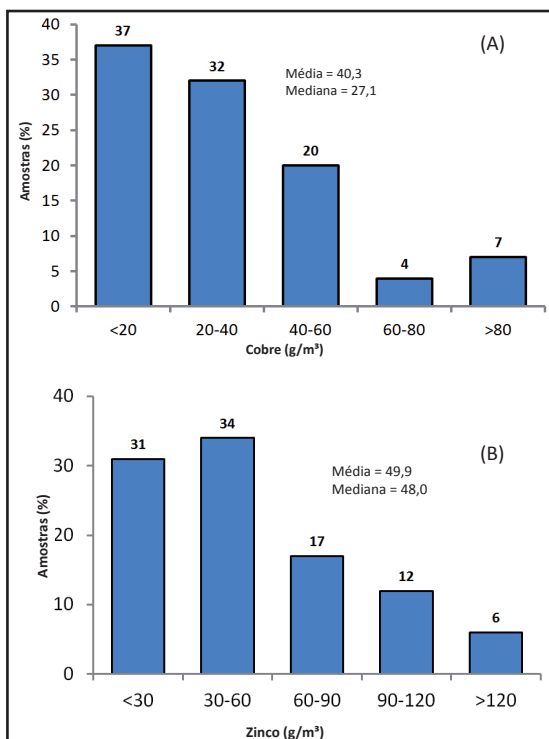


Figura 3. Distribuição relativa de frequências do teor de (A) cobre e (B) zinco nas amostras de esterco de suínos coletadas em 2009 no Oeste Catarinense

A presença de altos teores de Cu e Zn no ELS é indesejável, pois, apesar de serem essenciais para o desenvolvimento vegetal, são exportados em pequenas quantidades pelas plantas, sendo caracterizados como micronutrientes. Cabe destacar que ambos fazem parte do grupo de metais pesados que, quando aplicados em quantidade superior à exportada pelas culturas, acumulam no solo e podem trazer problemas nutricionais e ambientais.

A maneira mais indicada para reduzir os teores de Cu e Zn no ELS é evitar seu uso como promotores de crescimento, limitando sua concentração na ração, seguindo a tendência mundial de estabelecer níveis máximos na ração para cada categoria e faixa etária, de acordo com as necessidades dos animais (EU-Verordnung, 2003).

Os teores médios obtidos de Cu ($40,3\text{g/m}^3$) e de Zn ($49,9\text{g/m}^3$) são superiores aos valores encontrados por Scherer (1997) em um estudo realizado com 56 amostras de ELS coletadas em esterqueiras da região Oeste Catarinense, que foram de 16g/m^3 de Cu e $42,8\text{g/m}^3$ de Zn, indicando que o uso desses elementos nos atuais sistemas de criação de suínos continuam altos. Os valores atuais estão próximos dos observados por L'Herroux et al. (1997), que encontraram valores médios de 40 e 58mg/dm^3 de Cu e Zn no ELS respectivamente.

Do ponto de vista ambiental, merecem atenção os valores altos de Cu encontrados em 7% das amostras (acima de 80g/m^3) e de Zn em 6% das amostras (acima de 120g/m^3), que, quando do uso continuado de ELS na lavoura, podem resultar em acúmulo desses dois elementos no solo e sua contaminação gradativa por metais pesados. Tomando como exemplo uma aplicação média anual de $50\text{m}^3/\text{ha}$ de um ELS que tem em sua composição, respectivamente, 80 e 120g/m^3 de Cu e Zn, estariam sendo incorporados ao solo 4kg de Cu e 6kg de Zn, enquanto as quantidades exportadas pelas culturas anuais, geralmente, são inferiores a $0,3\text{kg}/\text{ha}$ (Sociedade..., 2004). Isso mostra que, se não ocorrer restrição ao uso desses nutrientes na alimentação dos animais, haverá necessidade de limitar o uso desse tipo de adubo na agricultura.

Na Figura 4 são apresentadas as equações de regressão ajustadas para expressar a dependência entre o teor de MS do ELS e o teor dos macronutrientes principais. As equações ajustadas e os respectivos coeficientes de determinação mostram que existe uma estreita relação entre o teor de MS e os teores de N e P no ELS, não se constatando o mesmo com o teor de K. Os coeficientes de determinação indicam que 71% da variação do teor de N e 76% do teor de P são estimáveis pelos teores de MS. Uma estreita relação entre o teor de MS do ELS e os teores de N e P no ELS também foi constatada em trabalhos semelhantes (Scherer et al., 1996; Menezes et al., 2007). Nesse caso, com a quantificação do teor de MS no ELS é possível ter uma boa estimativa dos teores de N e P no ELS. No campo, é possível estimar essas quantidades determinando-se o peso úmido e o seco do material armazenado ou utilizando-se o método do densímetro (Scherer et al., 1996).

O fato de o teor de MS no ELS não fornecer uma boa estimativa do teor de K, também constatado em outros estudos (Scherer et al., 1996; Menezes et

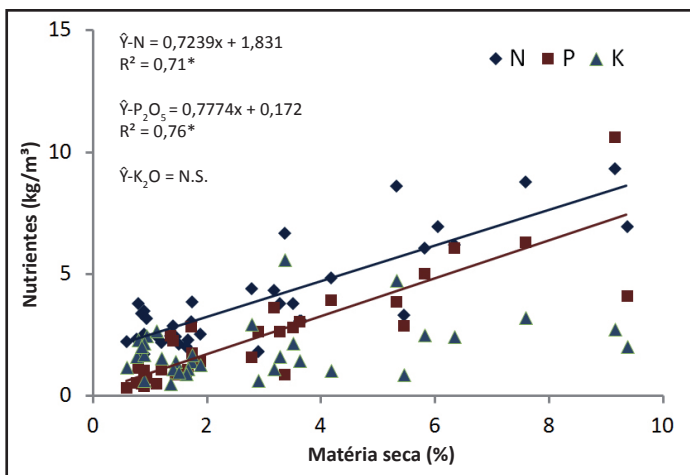


Figura 4. Relação entre os teores de nitrogênio (N), fósforo (P_2O_5) e potássio (K_2O) e os teores de matéria seca do esterco líquido de suínos em amostras coletadas em 2009 no Oeste Catarinense

al., 2007), possivelmente está relacionado ao comportamento do K, que, por não formar compostos orgânicos estáveis, está na sua maior proporção na forma mineral, fazendo parte da fase líquida do ELS. Além do K, a maior parte do N do ELS também se encontra na forma mineral, enquanto o P se encontra em maiores quantidades fazendo parte de compostos orgânicos (Scherer et al., 1996). A vantagem de uma maior concentração do nutriente na forma mineral (solúvel) é seu aproveitamento imediato pelas plantas, ao passo que maiores quantidades na forma orgânica tendem a aumentar o efeito residual do nutriente no solo.

O teor de MS também fornece uma boa estimativa do teor total de NPK no ELS, o que é indicado pelo coeficiente de determinação de 75% com a variação dos teores de NPK na equação linear ajustada (Figura 5). Isso mostra que, embora o K não esteja significativamente correlacionado com o teor de MS, na somatória dos três macronutrientes principais existe uma estreita relação entre essas variáveis, podendo ser utilizada para estimar a quantidade total de nutrientes aplicada com o ELS.

Também foi observada uma estreita relação entre o teor de MS e os teores de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) no ELS (Figura 6). As funções ajustadas estimam com boa precisão os teores desses dois nutrientes com base na determinação do teor de MS no ELS. Porém, cabe salientar que a maioria dos estudos tem focado suas avaliações no teor de macronutrientes principais (NPK), e são poucos os trabalhos que analisaram os teores dos macronutrientes secundários Ca e Mg (Ceretta et al., 2003) e sua relação com o teor de MS, principalmente por se tratar de nutrientes secundários que são facilmente supridos pela calagem.

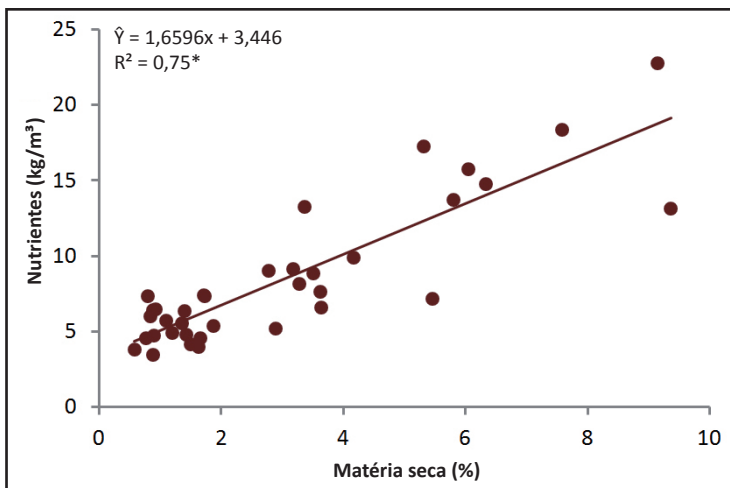


Figura 5. Relação entre a soma dos teores dos três macronutrientes principais (NPK) e os teores de matéria seca do esterco líquido de suínos em amostras coletadas em 2009 no Oeste Catarinense

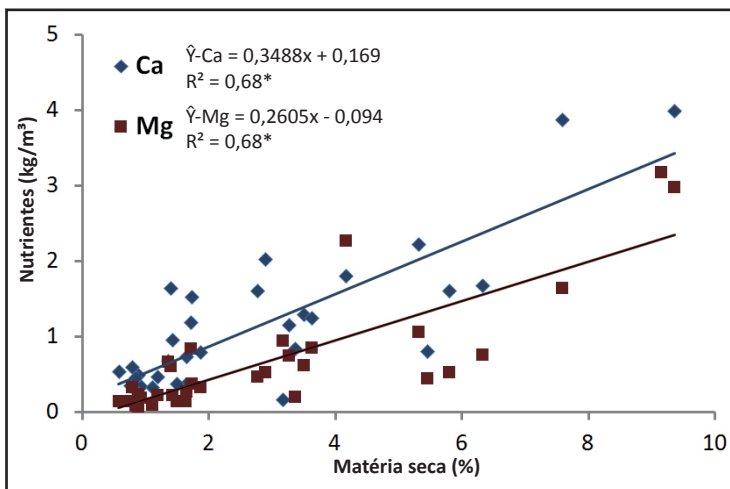


Figura 6. Relação entre os teores de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) e os teores de matéria seca do esterco líquido de suínos em amostras coletadas em 2009 no Oeste Catarinense

Embora com menor precisão em comparação aos macronutrientes, o teor de MS no ELS mostrou ser um bom indicador para alguns micronutrientes analisados (Figura 7). Os coeficientes de determinação das equações ajustadas indicam que 51% da variação do teor de Zn e 46% do teor de Cu podem ser explicados pelas equações ajustadas. Embora ambos os nutrientes estejam presentes em maior proporção na fração sólida do ELS, pois são eliminados no esterco (Penz, 2000), sua baixa relação com o teor de MS deve ser atribuída ao fornecimento diferenciado desses nutrientes como suplemento mineral, variando de produtor para produtor e entre os sistemas de produção adotados. Geralmente, esses dois nutrientes são fornecidos aos animais visando à prevenção de certas enfermidades ou à promoção de crescimento, principalmente na fase inicial de desenvolvimento dos animais.

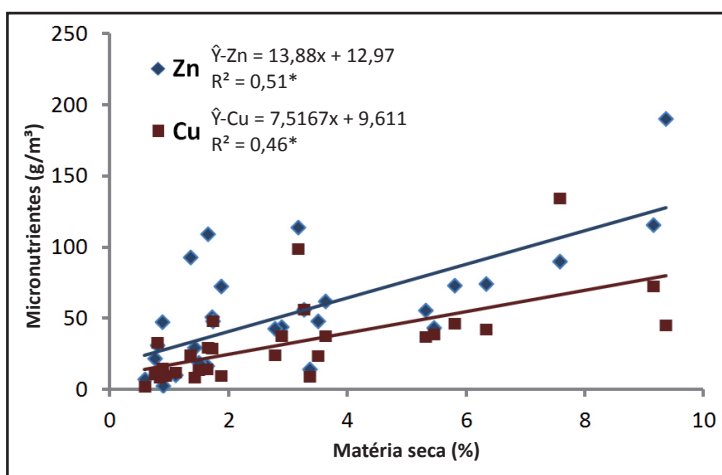


Figura 7. Relação entre os teores de cobre (Cu) e zinco (Zn) e os teores de matéria seca do esterco líquido de suínos em amostras coletadas no Oeste Catarinense

2.2 Efeito do esterco de suínos nos atributos químicos do solo

Na Tabela 1 são apresentados parâmetros estatísticos das informações coletadas junto aos produtores rurais por ocasião da amostragem do solo realizada em 2009, referentes ao histórico das áreas pesquisadas. A análise dos dados mostra que a dose média de ELS utilizada pelos produtores foi de 62m³/ha/ano, com amplitude entre 30 e 120m³/ha/ano entre os locais avaliados e desvio padrão de 27m³/ha/ano. Quando do uso de maiores quantidades de ELS, os produtores normalmente fracionam a dose em duas ou mais aplicações, com maiores quantidades sendo

utilizadas na cultura do milho e o restante na safrinha ou na cultura de inverno. Todas as áreas amostradas vêm recebendo uso continuado de ELS por longo período, em média por 25 anos, chegando a até 35 anos. O desvio padrão para anos de uso de ELS foi baixo (5 anos).

Tabela 1. Parâmetros estatísticos das variáveis usadas para caracterização do histórico das áreas com uso de esterco líquido de suínos (ELS) no cultivo de milho

Variável	Parâmetro				
	Mínimo	Máximo	Mediana	Média	Desvio padrão
Dose de ELS (m ³ /ha/ano)	30	120	60	62	27
Uso de ELS (anos)	18	35	25	25	5
Plantio direto (anos)	3	18	13	13	3
Produção de milho (sc/ha)	100	180	150	145	21

O tempo de cultivo do solo em sistema de plantio direto variou de 3 a 18 anos, com valor médio de 13 anos. Isso mostra que esse sistema conservacionista de manejo do solo, no qual o ELS é aplicado na superfície do solo (sem incorporação), está se consolidando na região. Por outro lado, essa prática pode trazer prejuízos ao aproveitamento do N pelas plantas, pois o uso do ELS sem incorporação ao solo favorece a volatilização do N amoniacal (Chastain et al., 2011), que está presente em maiores proporções no esterco líquido (Scherer et al., 1996). Dependendo das condições climáticas, as perdas por volatilização de amônia em aplicação superficial do ELS podem chegar a 50% (Chastain et al., 2011).

Os dados da produção de milho, apresentados na Tabela 1, referem-se à produtividade média alcançada em anos normais, sem maiores problemas com estiagem. Observa-se que a produtividade média foi de 145sc/ha, chegando a até 180sc/ha. Alguns produtores relataram que, em anos excepcionais, já chegaram a produzir acima de 200sc/ha de milho, somente com adubação orgânica. Essas produtividades de milho são maiores do que a média estadual, que, na maioria dos anos, não chega a 80sc/ha, o que realça o bom desempenho da adubação orgânica. Além do fornecimento de nutrientes, o uso continuado da adubação orgânica normalmente melhora as condições físicas e biológicas do solo, favorecendo a absorção de nutrientes pelas plantas (Kiehl, 1985).

Na Figura 8 é apresentada a distribuição relativa de frequências das amostras de solo de acordo com as faixas de interpretação de disponibilidade de P e K no solo, estabelecidas pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo RS/SC (Sociedade..., 2004). Pode-se observar que 69% das glebas amostradas apresentam teores de P na faixa considerada muito alta, e outros 28% na faixa considerada alta na camada superficial do solo (até 10cm), perfazendo 97% das áreas com altos teores de P nessa camada. Na camada situada logo abaixo (10 a 20cm), 33% das glebas continuam

apresentando teores de P na faixa muito alta, porém é encontrada uma proporção similar de glebas com teores médios de P. O acúmulo de P em maiores quantidade na camada superficial em solo com plantio direto é esperado quando o ELS é aplicado na superfície do solo (Berwanger et al., 2008; Ceretta et al., 2003, Scherer et al., 2009).

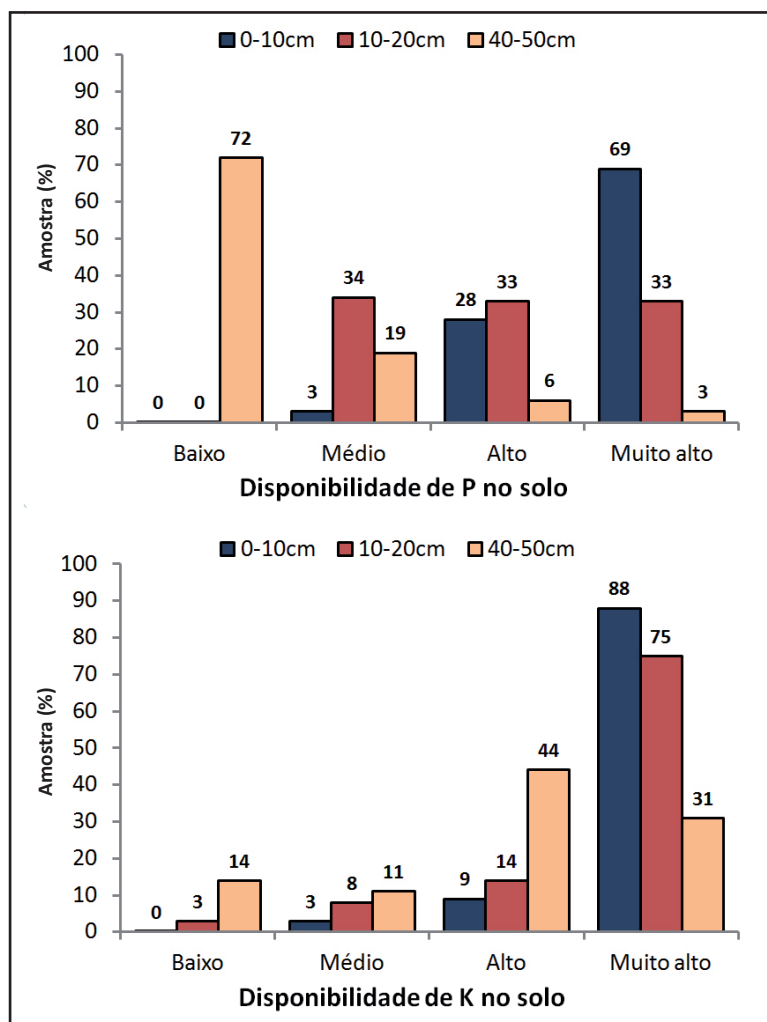


Figura 8. Distribuição relativa de frequências das amostras de solo nas camadas de até 10, 10 a 20 e 40 a 50cm de áreas adubadas com esterco de suínos quanto à disponibilidade de fósforo (P) e de potássio (K) no solo de acordo com as faixas de interpretação estabelecidas pela Comissão de Fertilidade do solo RS/SC (Sociedade..., 2004)

Por sua vez, o aumento dos teores de P na camada de 10 a 20cm em comparação às camadas mais profundas possivelmente ocorreu em função da migração do elemento da camada superficial, conforme foi observado por Djodjic et al. (2004) e Eghball (1996) em solos que receberam adubação orgânica por longo período ou incorporação do ELS na camada arável em época anterior à adoção do sistema de plantio direto. Por outro lado, cabe destacar que, mesmo com alta disponibilidade de P nas camadas superficiais, 72% dos solos dessas glebas apresentaram baixos teores de P na camada de 40 a 50cm, evidenciando baixa mobilidade do elemento no perfil. Outros estudos com solos da região Oeste Catarinense confirmam essa baixa mobilidade do P no perfil (Scherer et al., 2009; Scherer & Nesi, 2009).

O comportamento do K foi similar ao do P, observando-se, também, maiores teores na camada superficial do solo e uma estratificação dos teores no perfil. Enquadrando-se os solos das glebas nas classes de disponibilidade (Sociedade..., 2004), observa-se que 88%, 75% e 31% das glebas amostradas apresentam teores de K na faixa muito alta nas camadas de até 10, 10 a 20 e 40 a 50cm respectivamente. Constatou-se, também, que poucas áreas apresentaram baixa disponibilidade de K no solo, tanto nas camadas superficiais como no subsolo. Isso evidencia significativa contribuição da adubação com ELS no aumento da disponibilidade do nutriente no solo, associado à possível influência do material de origem para a alta disponibilidade de K em praticamente todo o perfil amostrado.

Os valores médios e os respectivos intervalos de confiança dos diversos atributos de solo avaliados em dois sistemas de uso do solo e seis camadas de solo são apresentados nas Tabelas 2 e 3. Quando se comparam as glebas com adubação orgânica às glebas de referência, com fragmentos de Mata Atlântica, verifica-se que o uso de ELS afetou significativamente os principais atributos químicos do solo avaliados, principalmente nas camadas superficiais. Tanto o Latossolo como o Cambissolo apresenta a formação de gradientes de concentração de nutrientes a partir da superfície nas glebas com aplicação de ELS e, em menor escala, também nas glebas com mata nativa.

Para o P, houve aumento dos teores até 10cm e 20cm de profundidade em Latossolo e Cambissolo respectivamente. Maiores valores foram observados na camada superficial (até 5cm) de, respectivamente, 65,6 e 43,7mg/dm³ em Latossolo e Cambissolo. Esse maior acúmulo de P na camada de até 5cm ocorreu pelo fato de os solos estarem sendo ultimamente manejados no sistema de plantio direto, sem incorporação do ELS, e pela pouca mobilidade do P em solos argilosos. Esses solos normalmente apresentam maior capacidade de adsorção de P do que os solos com textura arenosa (Djodjic et al., 2004; Loboski & Lamb, 2004), acumulando, por isso, em maiores quantidades próximo ao local de sua aplicação (Konzen et al., 1997; Scherer et al., 2009).

A disponibilidade de K no Latossolo foi positivamente influenciada pela adubação orgânica até a profundidade de 20cm e no Cambissolo não foi influenciada em nenhuma das camadas avaliadas. Maiores teores de K foram verificados na

Tabela 2. Valores médios e intervalos de confiança dos atributos químicos avaliados em diversas camadas no perfil do Latossolo sob mata nativa ou uso agrícola com milho e aplicação de esterco líquido de suínos

Uso do solo	Camada (cm)					
	Até 5	5 a 10	10 a 20	40 a 50	70 a 80	100 a 110
..... Fósforo (mg/dm ³)						
Mata	3,6 ± 1,3	3,0 ± 0,8	4,0 ± 3,6	3,5 ± 2,6	3,7 ± 3,6	4,1 ± 4,4
Milho	65,6 ± 24,3	37,3 ± 29,2	21,5 ± 18,7	6,2 ± 4,1	3,7 ± 1,1	3,1 ± 0,5
..... Potássio (mg/dm ³)						
Mata	110,7 ± 63,0	102,7 ± 70,5	72,0 ± 48,5	45,7 ± 39,4	32,3 ± 24,9	25,3 ± 11,4
Milho	384,3 ± 84,4	316,6 ± 86,8	268,8 ± 90,9	138,2 ± 60,6	101,8 ± 53,7	81,8 ± 45,1
..... Matéria orgânica (%).....						
Mata	4,1 ± 1,2	4,2 ± 0,8	3,6 ± 0,4	3,3 ± 1,5	2,7 ± 1,1	2,3 ± 0,9
Milho	3,5 ± 0,4	3,1 ± 0,4	2,8 ± 0,4	2,0 ± 0,4	1,5 ± 0,4	1,3 ± 0,3
..... Zinco (mg/dm ³)						
Mata	3,1 ± 2,2	2,5 ± 1,8	0,9 ± 0,4	0,6 ± 0,5	0,4 ± 0,2	0,6 ± 0,3
Milho	32,0 ± 9,1	16,1 ± 5,1	8,8 ± 3,8	2,3 ± 1,3	1,2 ± 0,5	1,1 ± 0,4
..... Cobre (mg/dm ³)						
Mata	4,3 ± 2,8	5,0 ± 2,5	6,0 ± 3,9	6,8 ± 5,5	6,6 ± 4,9	7,1 ± 5,6
Milho	11,6 ± 3,2	9,9 ± 2,4	9,3 ± 3,0	7,8 ± 2,6	7,7 ± 2,5	6,7 ± 2,0

camada superficial do solo, situando-se acima do nível considerado adequado para as plantas (Sociedade..., 2004), e decrescendo em profundidade. Comparando as duas classes de solo sob mata nativa, verifica-se que o Cambissolo apresenta praticamente o dobro da disponibilidade de K do que apresenta o Latossolo em todas as camadas analisadas, evidenciando diferenças no material de origem e, principalmente, no estágio de desenvolvimento dos solos, o que pode ter influenciado a dinâmica do K no perfil e a presença do nutriente nas diversas camadas analisadas.

Em ambos os solos, os teores de matéria orgânica (MO) até 10cm de profundidade nas glebas com adubação orgânica foram semelhantes aos verificados nas mesmas camadas do solo sob mata nativa. Nas demais camadas, os teores no solo cultivado foram inferiores aos observados no solo sem uso agrícola. Isso mostra que o sistema de cultivo adotado, com revolvimento mínimo do solo (plantio direto) e adubação orgânica, tende a manter o teor de MO na camada superficial próximo ao encontrado em solo não cultivado.

A disponibilidade de Cu e Zn no solo foi positivamente influenciada pela aplicação de ELS, verificando-se maiores teores na camada superficial em ambos os solos. Foram observados valores de 11,6mg/dm³ de Cu e 32mg/dm³ de Zn na camada de até 5cm do Latossolo e de 15,1mg/dm³ de Cu e 44,7mg/dm³ de Zn no

Tabela 3. Valores médios e intervalos de confiança dos atributos químicos avaliados em diversas camadas no perfil do Cambissolo sob mata nativa ou uso agrícola com milho com aplicação de esterco líquido de suínos

Uso do solo	Camada (cm)					
	Até 5	5 a 10	10 a 20	40 a 50	70 a 80	100 a 110
..... Fósforo (mg/dm ³)						
Mata	5,5 ± 1,8	8,6 ± 8,4	5,6 ± 2,6	4,7 ± 2,0	5,6 ± 2,4	5,4 ± 2,3
Milho	43,7 ± 19,0	36,4 ± 20,6	18,7 ± 9,3	7,6 ± 2,8	5,0 ± 1,0	4,4 ± 1,5
..... Potássio (mg/dm ³)						
Mata	270,5 ± 68,2	249,7 ± 83,9	214,3 ± 70,0	164,0 ± 69,8	154,2 ± 78,7	111,2 ± 44,4
Milho	359,4 ± 37,3	305,3 ± 45,7	261,8 ± 46,9	146,8 ± 33,4	103,1 ± 20,4	72,4 ± 11,6
..... Matéria orgânica (%).....						
Mata	4,2 ± 0,7	3,6 ± 0,6	3,5 ± 0,6	2,8 ± 0,8	2,1 ± 0,7	1,6 ± 0,7
Milho	3,0 ± 0,5	2,7 ± 0,3	2,3 ± 0,2	1,5 ± 0,2	1,1 ± 0,2	0,8 ± 0,2
..... Zinco (mg/dm ³)						
Mata	16,4 ± 5,4	15,1 ± 5,4	11,2 ± 3,6	7,7 ± 4,7	5,0 ± 2,9	3,4 ± 1,4
Milho	44,7 ± 12,3	24,3 ± 4,4	18,2 ± 4,1	5,1 ± 1,1	3,6 ± 0,8	3,4 ± 0,8
..... Cobre (mg/dm ³)						
Mata	2,9 ± 1,4	6,2 ± 2,7	7,0 ± 2,7	8,0 ± 2,4	9,1 ± 4,6	8,3 ± 2,9
Milho	15,1 ± 2,3	13,8 ± 2,0	13,3 ± 2,2	11,8 ± 1,6	10,7 ± 1,8	10,4 ± 1,9

Cambissolo. Esses teores são relativamente altos, atingidos em função do efeito residual acumulativo que o uso continuado de ELS proporciona. Outros estudos corroboram esse maior acúmulo de Cu e Zn na camada superficial do solo quando da aplicação de ELS em maiores quantidades ou por vários anos consecutivos (L'Herroux et al., 1997; Simioni, 2001; Gräber et al., 2005; Mattias, 2006; Scherer et al., 2009; Giroto et al., 2010).

Em comparação ao solo sob mata nativa, houve aumento nos teores de Zn em áreas com ELS até 20cm de profundidade no Latossolo e até 5cm de profundidade no Cambissolo. Com o Cu verificou-se o inverso, ocorrendo aumento nos teores até 5cm de profundidade no Latossolo e até 20cm de profundidade no Cambissolo. A mobilidade do Cu no perfil é geralmente influenciada pela mineralogia do solo, que interfere nas reações de adsorção específica, e pela matéria orgânica do solo, que participa da formação de complexos (Sposito, 1989).

Simioni (2001) observou que as exportações de Cu e Zn nos sistemas agrícolas da região Oeste Catarinense são insignificantes diante das entradas proporcionadas pela aplicação de ELS como fertilizante. Dessa forma, em se tratando de áreas intensivamente adubadas com ELS, em alguns casos por mais de 30 anos e com aplicação anual de até 120m³/ha (Tabela 1), o acúmulo de Cu e Zn era previsível, corroborando resultados obtidos por Scherer et al. (2009) em solos de áreas agrícolas

semelhantes.

Os teores de Cu e Zn encontrados nos solos sob mata nativa mostram que ambos os solos apresentam, originalmente, boa disponibilidade desses micronutrientes, com destaque para o teor de $16,4\text{mg/dm}^3$ de Zn na camada superficial do Cambissolo, valor que está muito acima do nível crítico estabelecido pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo do Núcleo Regional Sul da SBCS, que é de $0,5\text{mg/dm}^3$ de Zn para nutrição das plantas (Sociedade..., 2004). Isso mostra que altos teores desses dois metais pesados no solo não podem ser atribuídos somente à adubação orgânica, mas também ao material de origem do solo, principalmente em se tratando de Cambissolos, que ainda possuem em sua constituição minerais primários em intemperização.

2.3 Alterações nos atributos químicos do solo após dez anos de aplicação de esterco líquido de suínos

Os resultados a seguir apresentados e discutidos se referem ao efeito do ELS sobre alguns atributos químicos do solo após 10 anos de seu uso continuado como fertilizante na mesma gleba (de 1999 a 2009).

A análise de variância mostrou efeito da quantidade de ELS anualmente aplicada sobre a disponibilidade de P e de Zn no solo, não se constatando o mesmo nos teores de K, Cu e matéria orgânica no solo, que em nenhuma das camadas amostradas foram influenciados pela dose aplicada. O efeito das doses anuais aplicadas sobre os teores de P e Zn disponíveis no solo foi significativo somente nas duas camadas superficiais, situadas a até 20 cm de profundidade.

A análise de regressão usada para expressar a dependência da variação dos teores de P disponíveis no solo com as doses de ELS aplicadas indicou significância para efeito linear positivo em ambas as camadas (Figura 9). Na camada de até 10cm, verificou-se aumento de $0,940\text{mg/dm}^3$ de P disponível para cada $\text{m}^3/\text{ha}/\text{ano}$ de ELS aplicado ao longo de 10 anos, enquanto na camada de 10 a 20cm o aumento foi de $0,465\text{mg/dm}^3$ de P disponível para a mesma quantidade de ELS aplicada. Um maior acúmulo de P disponível na camada superficial do solo, variável com a quantidade aplicada, também foi constatado em outros trabalhos com uso de ELS em pastagens e culturas anuais, manejadas no sistema de plantio direto (Ceretta et al., 2003; Queiroz et al., 2004; Berwanger et al., 2008; Konzen et al., 1997; Scherer et al., 2007).

A função ajustada mostra, também, que o aumento do teor de P no solo somente ocorre a partir da aplicação anual de quantidades superiores a $53,8\text{m}^3/\text{ha}$ de ELS. Quando da aplicação de quantidades inferiores, existe a tendência de os teores de P no solo diminuírem. A explicação para essa redução pode estar relacionada à imobilização gradativa do P pelos colóides do solo, passando para formas menos disponíveis, ou pela perda de P do sistema por escoamento superficial e erosão (Hodkinson et al., 2002; Basso et al., 2005; Berwanger, 2005), ou, ainda,

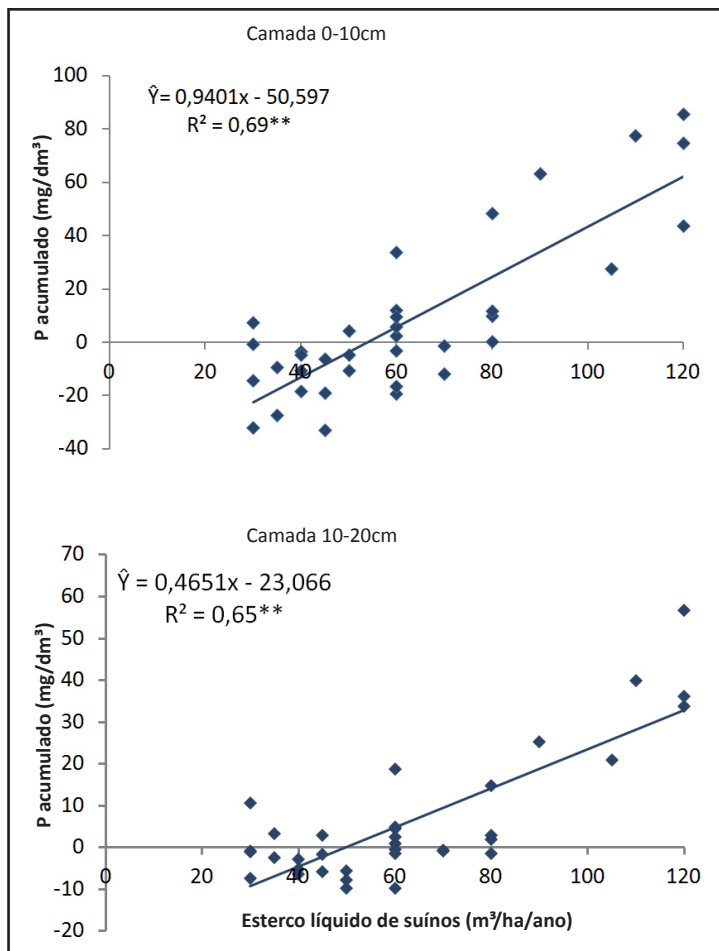


Figura 9. Relação entre a quantidade média de estercor líquido de suínos aplicada anualmente por um período de 10 anos e a quantidade de fósforo disponível acumulada no solo nas camadas de até 10 e de 10 a 20cm de profundidade

pela exportação pelas culturas em quantidades superiores às adicionadas.

Com relação ao efeito das doses de ELS sobre o teor de Zn no solo, ele também foi linear positivo nas duas camadas superficiais (Figura 10), com incremento de 0,319 e 0,171mg/dm³ para cada m³/ha/ano de ELS aplicado nas camadas de até 10m e de 10 a 20cm respectivamente. Porém, diferentemente do verificado para P, o Zn disponível não apresenta valores negativos para doses, indicando aumento gradativo do nutriente no solo com aplicação de doses menores de ELS do que a definida para

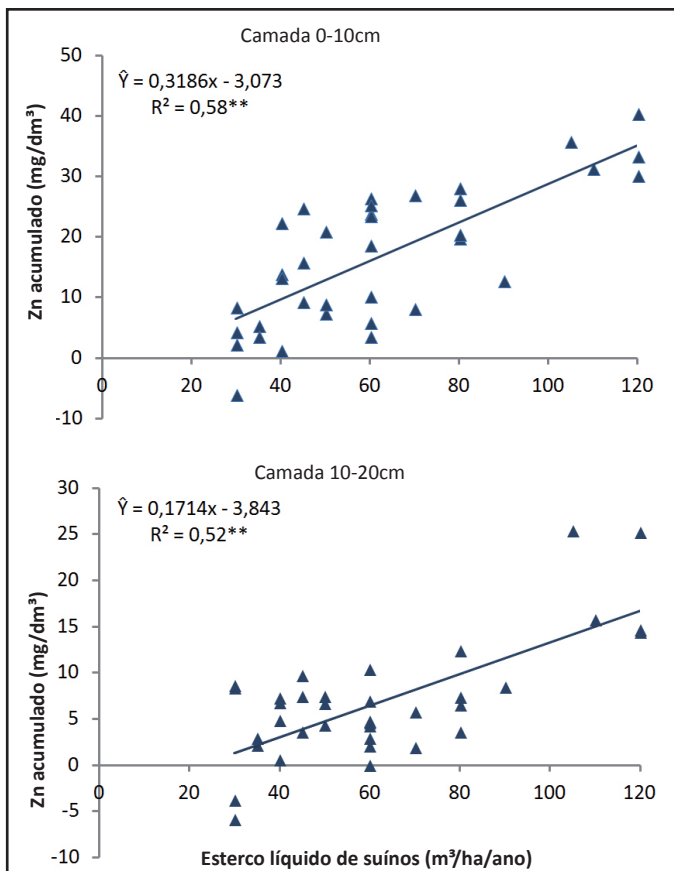


Figura 10. Relação entre a quantidade média de esterco líquido de suínos aplicada anualmente por um período de 10 anos e os teores de zinco disponível acumulado no solo nas camadas de até 10 e de 10 a 20cm de profundidade

o aumento de P no solo.

Tomando como referência a dose mínima de ELS necessária para acarretar aumento dos teores de P disponível no solo e a função que expressa o aumento do teor de Zn disponível no solo, verifica-se que a adição de 53,8m³/ha/ano de ELS por um período de 10 anos, teoricamente, acarretaria um acréscimo de 14,1mg/dm³ de Zn na camada de até 10cm do solo. Esse aumento gradativo dos teores de Zn e de outros metais pesados no solo é indesejável, pois poderá influenciar negativamente a produtividade das culturas e trazer problemas ambientais (L'herroux, 1997; Rooney et al., 2006). Nesse caso, o aumento dos teores desse nutriente, que é um dos indicadores utilizados para caracterizar solos com problemas ambientais, poderá

tornar-se um fator limitante para o uso continuado do ELS como fertilizante caso não sejam tomadas medidas restritivas para seu uso na alimentação animal (Boren & Carlson, 2012; EU-Verordnung, 2003; Zublena et al., 2011).

A Figura 11 apresenta os resultados da dependência do Cu disponível acumulado no solo em função da quantidade média anual de ELS aplicada no período de 1999 a 2009. Observa-se que existe uma tendência de aumento dos teores de Cu disponível no solo com o uso continuado de ELS, porém o efeito de doses não foi significativo ($p > 0,05$). Isso pode estar relacionado à grande variabilidade dos teores de Cu encontrados no ELS (Figura 3), que, em alguns casos, apresenta concentração muito alta em função de seu uso como promotor de crescimento em animais jovens. Nesse caso, para uma mesma quantidade de ELS aplicada, maiores quantidades de Cu são adicionadas ao solo, sendo variável de produtor para produtor em função da

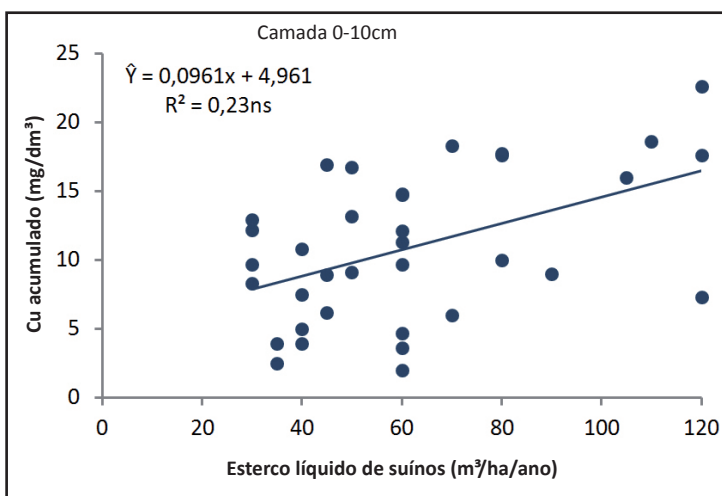


Figura 11. Relação entre a quantidade média de esterco líquido de suínos aplicada anualmente por um período de 10 anos e a quantidade de cobre disponível acumulada no solo na camada de até 10cm de profundidade

suplementação mineral usada.

Esses resultados demonstram que o uso do ELS como fonte de nutrientes, mesmo por longos períodos, como neste estudo, não causou problemas ambientais, com exceção do aumento gradativo dos teores de P e, principalmente, de Cu e Zn disponíveis nas camadas superficiais do solo. Esse fato reforça a necessidade da implementação de ações para reduzir a entrada desses metais via nutrição animal (Penz Jr., 2000; Fialho et al., 2008) e a adoção de sistemas de manejo e conservação do solo para minimizar o risco de perda desses elementos por escoamento superficial e erosão (Berwanger, 2005; Gessel et al., 2004; Girotto et al., 2010).

A Comunidade Europeia já estabeleceu limites máximos de Cu e Zn na ração

animal por espécie e categoria, de acordo com as necessidades nutricionais (EU-Verordnung, 2003). Outros países, como Canadá e EUA, também estão reduzindo a concentração desses nutrientes na ração (USDA/USEPA, 1999; Boren & Carlson, 2012). O Brasil, para não inviabilizar a ciclagem do ELS como fertilizante, deve seguir o mesmo caminho.

2.4 Qualidade da água surgente nas áreas com uso de esterco de suínos

Os resultados das análises laboratoriais dos parâmetros bacteriológicos e físico-químicos da água das vertentes amostradas em glebas com aplicação de esterco líquido de suínos, bem como valores de referência para águas de classe 2, são apresentados na Tabela 4.

Inicialmente, deve-se esclarecer que o diagnóstico realizado nas vertentes encontradas em glebas com uso de ELS como fertilizante não tinha o propósito de avaliar a qualidade da água utilizada pela população rural ou dessedentação dos animais. Este estudo visou identificar alterações locais de qualidade das águas surgentes a fim de subsidiar ações de prevenção e controle da poluição em casos de constatação de não atendimento ao padrão para águas de classe 2.

Tabela 4. Análises microbiológicas e químicas da água de vertentes localizadas em glebas com uso de esterco líquido de suínos como fertilizante e valor máximo permissível para águas de classe 2

Variável/parâmetro	Valor mínimo ⁽¹⁾	Valor máximo	Valor médio	Desvio padrão	Rios de classe 2 ⁽²⁾
Coliformes totais (NMP/100ml)	345	2.419	1.969	698	5.000
Colifomes fecais (NMP/100ml)	3	1.553	191	452	1.000
N-Nitrato (mg/L)	0	1,74	0,62	0,50	10
N-Amônio (mg/L)	0	2,52	0,09	0,40	-
N-Nitrito (mg/L)	0	0,04	0,01	0,01	1
P-Ortofosfato (mg/L)	0	0,32	0,10	0,10	0,05
Potássio (mg/L)	0	3,03	0,96	0,60	-
Sódio (mg/L)	1,41	6,26	2,52	1,00	-
Sulfato (mg/L)	0	8,00	3,00	2,30	250
pH	5,14	6,76	5,98	0,30	6 a 9
Alcalinidade total (mg/L)	10,00	58,00	25,00	9,50	-

⁽¹⁾ Valor igual a zero significa presença não detectada pelo método usado.

⁽²⁾ Valor máximo permissível para águas de classe 2 (Brasil, 2005).

A avaliação dos principais parâmetros sanitários apontou altas concentrações de coliformes totais e presença de coliformes fecais em todas as amostras, indicando que o uso de ELS como fertilizante influencia negativamente a qualidade da água de drenagem formadora das bacias hidrográficas da região, definidas como mananciais de classe 2. Os altos valores de coliformes totais em áreas cultivadas já eram esperados em virtude da decomposição de resíduos orgânicos e da atividade microbiana no solo, que, em grande parte, independem da adição de ELS. Por sua vez, a concentração de coliformes fecais nas águas surgentes depende da estabilidade e da quantidade de ELS recentemente usada na lavoura, uma vez que eles estão presentes no ELS em grande quantidade e podem influenciar negativamente a qualidade da água em áreas onde esse resíduo é usado como fertilizante.

Verifica-se que apenas duas amostras de água (6% do total das amostras) apresentaram concentração de coliformes fecais superior a 1.000NMP/100ml, limite estabelecido para águas superficiais enquadradas como classe 2 (Brasil, 2005). Isso indica que a água de drenagem das lavouras com uso de ELS não compromete a qualidade das águas das bacias hidrográficas das regiões onde as amostras foram coletadas. Além disso, a diminuição da ocorrência de erosão nas áreas agrícolas pelo emprego de práticas conservacionistas de manejo do solo, como o plantio direto, tem reduzido o escoamento superficial e o transporte do material recém-aplicado, aspecto observado pela redução dos valores de turbidez da água observados em vários anos de monitoramento hídrico efetuado em rios de microbacias da região (Bassi, 2000; Baldissera et al., 2010).

Contudo, tal fato nem sempre é acompanhado de uma redução nos níveis de coliformes fecais na rede hídrica. Essa constatação remete a um problema persistente no meio rural da região, que é a falta ou a inadequação de sistemas de saneamento básico nas propriedades agrícolas e o acesso direto de animais, principalmente bovinos, aos cursos d'água. Além disso, práticas irresponsáveis de despejo direto dos dejetos nos rios contribuem substancialmente para a poluição das águas. Essa prática de poluição pontual é referida por Baldissera (2002) em estudos na microbacia do Lajeado Taipas/Saudades, onde foi verificado que os eventos de chuvas de alta intensidade eram, quase sempre, acompanhados de um expressivo aumento de coliformes fecais nas águas de drenagem.

Assim, embora as práticas conservacionistas de manejo do solo adotadas nas últimas décadas tenham reduzido o processo erosivo, podem ocorrer eventos de chuvas de elevada intensidade que causam escoamento superficial em área com declive e pouca rugosidade, contaminando com coliformes fecais as águas superficiais. Como referido por Comassetto et al. (2011), as águas dos rios, de fontes e até mesmo de poços rasos são as mais afetadas pelo manejo inadequado dos dejetos animais aplicados em lavouras da região.

Porém, cabe salientar que a água de nenhuma das vertentes amostradas era usada para consumo humano ou animal, e a maioria delas não tinha comportamento perene, surgindo no local somente em eventos de muita chuva no período entre

o inverno e o início da primavera. A água dessas vertentes, em geral, escorre superficialmente em filetes, formando pequenos córregos que chegam às bacias hidrográficas. Por isso, mesmo com adequado manejo do esterco na propriedade e sua reciclagem no solo, as águas superficiais das regiões com pecuária, com os animais confinados ou não, raramente estão totalmente livres de contaminação por coliformes e elementos químicos. Prova disso é que na rede hídrica da microbacia do Lajeado Fragosos/Concórdia, as avaliações nas águas do rio principal e de dois tributários mostraram a ocorrência de coliformes fecais acima de 1.000NMP/100ml em 71,43% das amostras (PNMA II, 2004). No Lajeado São José/Chapecó, 100% das amostras excederam os 1.000 coliformes fecais, limite para enquadramento das águas na classe 2 (Baldissera et al., 2010). E no Rio Ariranhazinho/Seara, 75% das amostras coletadas apresentaram mais de 1.000 coliformes fecais, e 52% apresentaram mais de 4.000 coliformes fecais por 100ml (Baldissera e Mezalira, 2012).

O pH da água, que variou de 5,14 a 6,76 nas amostras coletadas, tem um caráter ligeiramente ácido e está praticamente dentro da faixa encontrada em águas naturais, entre 6 e 9, pelo Conama 357 (Brasil, 2005). O pH é influenciado pelas características do solo, pela dissolução de CO_2 , que origina baixos valores de pH, e pelas reações de HCO_3^- e CO_3^{2-} com água, que resultam em valores de pH mais altos.

Em 18% das amostras analisadas foi detectado N-NH_4^+ , e sua presença pode estar relacionada com adição recente de ELS, pois a maior proporção do N no ELS está na forma amoniacal (Scherer et al., 1996). A presença de altos teores de nitrogênio na água na forma reduzida (amoniacal ou orgânica) normalmente está associada à poluição pontual com foco de poluição próximo. Por outro lado, se prevalecer a forma oxidada (NO_3^- e NO_2^-), a característica aponta para poluição difusa, que é a mais comumente encontrada em áreas rurais.

Cabe, no entanto, destacar que o valor máximo de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) encontrado (2,52mg/L) é inferior ao limite estabelecido pelo Conama, que é de 3,7mg/L de N-amoniacal total para água-doce de classe 2 com pH inferior a 7,5 (Brasil, 2005). Altas concentrações do íon amônio podem ter grandes implicações ecológicas, como influenciar na quantidade do oxigênio dissolvido na água, uma vez que para oxidar 1 miligrama do íon amônio são necessários cerca de 4,3 miligramas de oxigênio. Em sua forma livre, a amônia é diretamente tóxica aos peixes.

As concentrações de N na forma de nitrato na água das vertentes variaram de 0 a 1,7mg/L de N-NO_3^- . O teor máximo de 1,74mg/L, encontrado no presente estudo, situa-se bem abaixo do nível máximo estabelecido pela legislação (Brasil, 2005 e 2011), que é de 10mg/L de N-NO_3^- . Em média, foram encontrados 0,6mg/L de N-NO_3^- na água, um valor relativamente baixo em se tratando de glebas com uso de ELS e fertilizantes nitrogenados. Em parte, esses baixos valores encontrados na água podem estar relacionados ao fator diluição, com muita chuva em curto período de tempo e grande volume de água de drenagem, associado à capacidade de retenção de nitrato nos solos tropicais que apresentam cargas positivas em pH natural do solo. Apesar de serem ainda relativamente pouco estudados, os solos tropicais, em especial os mais intemperizados e com mineralogia oxidica, parecem

exibir capacidade de retenção de nitrato, notadamente em camadas subsuperficiais com predominância de cargas positivas (Oliveira et al., 2000).

Em lagos, concentrações de nitrato acima de 0,2mg/L de N-NO_3^- podem estimular o crescimento de algas. Nesse caso, a água de drenagem das áreas com uso de ELS pode estimular o desenvolvimento desses organismos, pois a maioria das amostras apresentou teores acima desse valor. Porém, vale destacar que o controle da eutrofização, pela redução do aporte de N, geralmente fica comprometido pela multiplicidade de fontes de N, algumas muito difíceis de ser controladas, como a fixação do N atmosférico por leguminosas em ambiente terrestre e a fixação por algumas algas no sistema aquático. Por isso, deve-se investir, preferencialmente, no controle das perdas de fósforo, elemento importante para a eutrofização (Sharpley, 1995), que, saindo do sistema solo/planta, limita o crescimento vegetal por deficiência desse nutriente. Em monitoramento hídrico na região Oeste, Baldissera et al. (2010) encontraram valores de nitrato de 4,9 a 7,85mg/L, ou seja, dentro dos limites da legislação.

Quanto à presença de nitrito, águas naturais geralmente contêm concentrações inferiores a 0,001mg/L de N-NO_2^- e raramente superam 1mg/L de N-NO_2^- . No presente estudo, os valores encontrados na maioria das amostras estão muito próximos de zero, enquadrando a água como de boa qualidade. A presença de nitrito em altas concentrações geralmente indica poluição de origem antrópica e está associado a condições microbiológicas insatisfatórias. Dados do PNMA II (2004) apresentaram 100% das amostras de água de rios dentro dos limites da legislação para nitrito e nitrato.

As concentrações média (0,10mg/L) e máxima (0,32mg/L) de fósforo na água das amostras situaram-se acima de 0,05mg/L de P-total, que é o limite estabelecido para águas da classe 2 (Brasil, 2005). Em se tratando de P-mineral (ortofosfato), os valores são considerados altos, pois a mobilidade desse elemento no solo é muito baixa, razão por que as perdas por percolação em solos agricultáveis são insignificantes (Basso et al., 2005). Cabe destacar que as análises de P foram efetuadas por colorimetria em água não filtrada, e a turbidez, nesse caso, pode ter afetado os valores obtidos, alterando-os para maior.

Em fontes superficiais amostradas em duas condições de umidade e dispostas em áreas de mata, lavoura e potreiro, Comassetto et al. (2011) encontraram valores médios de P total de 0,043mg/L e 0,072mg/L na água amostrada em tempo seco e durante a ocorrência de chuvas acima de 40mm respectivamente. Associaram esse comportamento ao fato de 66% das fontes estarem localizadas em áreas sem proteção vegetal, o que favoreceu a queda da qualidade ocorrida pelo escoamento superficial que alcançou as fontes.

Baldissera et al. (2010) encontraram valores de P total de 0,034 a 0,064mg/L nas águas de drenagem do rio principal nos pontos representativos de áreas agrícolas. Valor de 0,087mg/L de P total foi verificado no ponto de entrada de um tributário da região urbanizada da microbacia monitorada, indicando que o aporte de fósforo aos recursos hídricos pode ter como principal fonte o uso urbano, seguido pelo uso

agrícola do solo. Na microbacia do Ariranhazinho/Seara, em coletas aleatórias no tempo, realizadas durante dois anos de monitoramento, Baldissera e Mezalira (2012) encontraram teores de P total abaixo de 0,050mg/L em 64% das amostras coletadas nos segmentos superior, médio e foz do rio.

Entre as formas de fosfato, o P-ortofosfato assume maior relevância por ser a principal forma assimilada pelos vegetais aquáticos, podendo ser encontrado em diferentes espécies iônicas em função do pH do meio. O P continua sendo o principal fator limitante da produtividade da maioria das águas continentais e tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial desses ecossistemas, o que ocorre quando é transportado pelas águas de drenagem ou por enxurrada a partir de solos de áreas intensivamente adubadas (Sharpley, 1995). Por outro lado, é possível que o ELS aplicado a longo prazo melhore as qualidades estruturais do solo e proporcione maiores taxas de infiltração, menores taxas de escoamento superficial e menores perdas de água, solo e P (Bundy et al., 2001).

Também merecem destaque os valores médios de 0,96mg/L de potássio (K) e 2,52mg/L de sódio (Na), e máximos de 3,03mg/L de K e 6,26mg/L de Na encontrados nas amostras de água, pois são concentrações relativamente elevadas, mostrando que esses dois cátions monovalentes adicionados ao solo pelo ELS são facilmente lixiviados, atingindo as águas de drenagem. Doblinski et al. (2010) também constataram perda significativa de K por drenagem em solo argiloso com aplicação de ELS, em concentração superior na água em comparação ao P e ao N-NO_3^- .

Os teores de sulfato variaram de 0 a 8mg/L, com valor médio de 3mg/L na água das vertentes amostradas, que são considerados teores baixos. Os sulfatos são solúveis em água e podem ser lixiviados. A Resolução 357/2005 do Conama tem como Valor Máximo Permitido (VMP) para sulfatos em água 250mg/L (Brasil, 2005), pois o excesso de sulfato na água pode provocar corrosão nas estruturas hidráulicas, toxicidade e maus odores. Os valores encontrados estão bem abaixo desse limite estabelecido.

A avaliação da qualidade química da água apontou contaminação baixa em todos os locais, não se observando valores dos parâmetros avaliados em desconformidade com os padrões de qualidade da água estabelecidos pela legislação (Brasil, 2005). Isso indica que o uso de ELS como fonte de nutrientes para as plantas não compromete a qualidade da água de drenagem enquadrada na classe 2. Os resultados mostram que os solos estudados têm capacidade de exercer a função de filtro, atenuando significativamente a carga poluente do ELS usado em áreas agrícolas.

3 Considerações finais

1) O potencial fertilizante do esterco líquido de suínos (ELS) se manteve praticamente inalterado desde o diagnóstico anterior, realizado há 14 anos na mesma região, apresentando baixos teores de matéria seca e de nutrientes;

2) As concentrações de metais pesados (Cu e Zn) no ELS são baixas, porém aproximadamente 7% das amostras apresentam altos teores desses elementos, o que poderá impedir o uso continuado do esterco como fertilizante;

3) Os teores de N e P, assim como o somatório dos teores dos macronutrientes principais (NPK), apresentam relação positiva com os respectivos teores de matéria seca do ELS, servindo como indicativo de sua qualidade fertilizante. Assim, a partir do teor de MS, é possível estimar com boa precisão a concentração de nutrientes no ELS e definir sua qualidade fertilizante;

4) Os macronutrientes secundários (Ca e Mg) e os micronutrientes (Cu e Zn) presentes no ELS, embora com maior amplitude de variação entre as amostras, também apresentam relação positiva com o teor de MS;

5) Com a consolidação do sistema de plantio direto na região, não há mais incorporação do ELS no solo, o que acarreta acúmulo de nutrientes na camada superficial e possíveis perdas de P por escoamento superficial e de N por volatilização de amônia;

6) Em um período de 10 anos, o aplicação de ELS como fertilizante promoveu aumento nos teores de P, K, Cu e Zn, principalmente na camada de até 10cm e, em menor intensidade, até 20cm de profundidade;

7) O aumento dos teores de P e Zn no solo nas camadas até 20cm de profundidade mostra relação positiva com as doses aplicadas de ELS, enquanto os aumentos nos teores de Cu e K não são influenciados pela dose aplicada; para cada $\text{m}^3/\text{ha}/\text{ano}$ de esterco aplicado, há um incremento de 0,940 e 0,465 mg/dm^3 de P e de 0,1318 e 0,171 mg/dm^3 de Zn respectivamente nas camadas de até 10cm e de 10 a 20cm;

8) Os altos teores de Cu e Zn observados no perfil dos solos avaliados não devem ser atribuídos unicamente ao aporte de ELS, pois os solos estudados apresentam naturalmente altos teores desses elementos;

9) A aplicação intensiva de ELS não influencia o teor de matéria orgânica do solo, mas os teores são maiores no solo manejado em sistema de plantio direto;

10) As águas surgentes nas áreas com aplicação de ELS apresentam baixa contaminação, não se observando indicadores com valores em desconformidade com os padrões de qualidade estabelecidos pela legislação para águas da classe 2;

11) As concentrações de N na forma de nitrato nas águas surgentes nas áreas avaliadas estão abaixo do valor máximo estabelecido pela legislação brasileira e pela Organização Mundial de Saúde, que é de 10 mg/L ;

12) Os coliformes totais e fecais estão presentes em todas as águas surgentes coletadas nas áreas que receberam ELS, porém apenas 6% das amostras apresentam concentração de coliformes fecais acima do limite de 1.000NMP/100ml, limite para águas da classe 2;

Referências

1. BASSO, C.J.; CERETTA, C.A.; DURIGON, R. et al. Dejeito líquido de suínos: II - Perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, v.35, n.6, p.1305-1312, 2005.
2. BALDISSERA, I.T. Poluição por dejetos suínos no Oeste Catarinense. **Agropecuária Catarinense**, v.15, n.1, p.11-12, 2002.
3. BALDISSERA, I.T.; BAMPI, D.; KLOCK, A.L.S. et al. Qualidade da água da rede hídrica do Lajeado São José utilizada para abastecimento urbano da cidade de Chapecó, SC. **Agropecuária Catarinense**, v.23, n.3, p.66-70, 2010.
4. BALDISSERA, I.T. ; MEZALIRA, L. Monitoramento da qualidade da água do Rio Ariranhazinho/Seara SC. In: **Compêndio dos resultados de pesquisa em recursos hídricos na Bacia Hidrográfica do Jacutinga e Contígúas**, p.106-110, Concórdia, SC, 2012.
5. BASSI, L. **Impactos sociais, econômicos e ambientais na microbacia hidrográfica do Lajeado São José, Chapecó, SC**. Estudo de Caso. Florianópolis: Epagri, 2000.
6. BERWANGER, A.L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com aplicação de dejeito líquido de suínos**. 2005, 102p. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.
7. BERWANGER, A.L.; CERETTA, C.A.; SANTOS, D.R. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.2525-2532, 2008.
8. BOREN, C.A.; CARLSON, M.S. **Nutrient requirements of swine and recommendations for Missouri**. Disponível em: <<http://extension.missouri.edu/explorepdf/agguides/ansci/g02320.pdf>>. Acesso em: abr. 2012.
9. BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 de mar. de 2005.
10. BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União** de 14/12/2011, n.239, seção 1, pag.39, Brasília, DF, 2011.
11. BUNDY, L.G.; ANDRASKI, T.W.; POWELL, J.M. Management practice effects on phosphorus losses in runoff in corn production systems. **Journal Environment**

Quality, v.30, p.1822-1828, 2001.

12. CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; BASSO, C.J. et al. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.38, p.729-735, 2003.
13. CHASTAIN, J.P.; CAMBERATO, J.J.; ALBBRECHT, J.E. et al. Swine manure production and nutrient content. Disponível em: <http://www.clemson.edu/extension/livestock/livestock/camm/camm_files/swine/sch3a_03.pdf> Acesso em: 9 nov. 2011.
14. COMASSETTO, V.; BALDISSERA, I.T.; KLOCK, A.L.S. et al. **Qualidade da água de fontes superficiais modelo Caxambu em propriedades rurais do Oeste Catarinense**. Florianópolis: Epagri, 2011. 29p. (Epagri. Boletim Técnico, 155).
15. EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de solos. Solos do Estado de Santa Catarina. Rio de Janeiro: Embrapa/CNPS, 2004. CD-ROM.; mapa color. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, n. 46).
16. DOBLINSKI, A.F.; SAMPAIO, S.C.; SILVA, V.R. et al. Nonpoint source pollution by swine farming wastewater in bean crop. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, v.14, p.87-93, 2010.
17. DJODJIC, F.; BÖRLING, K.; BERGSTRÖM, L. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. **Journal of Environmental Quality**, v.33, p.678-684, 2004.
18. EGHBALL, B.; BINFORD, G.D.; BALTENSPERGER, 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.
19. EU-VERORDNUNG 1334/2003. - Futtermittelverordnung (VO (EG). Amtsblatt der EU, L 187/11, 2003. Disponível em: <<http://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/tierproduktion/schweinehaltung/fuetterung/hoechstgehalte-cu-zn.htm>>. Acesso em: 2 abr. 2012.
20. FIALHO, E.T.; RODRIGUES, P.B.; AMARAL, N.O. et. al. Redução da poluição ambiental por dejetos de suínos utilizando os instrumentos da nutrição. In: Congresso Brasileiro de Nutrição Animal, 1, Fortaleza, CE. **Anais...**, 2008. (CD).
21. FATMA. Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina. **Instrução normativa para licenciamento ambiental**. Fatma: Instrução normativa n.11, de 13/12/2004. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=94&Itemid=83>. Acesso em: 8 nov. 2011.

22. GESSEL, P.D.; HANSEN, N.C.; MONCRIEF, J.F. et al. Rate of fall-applied liquid swine manure: Effects on runoff transport of sediment and phosphorus. **Journal Environmental Quality**, v.33, p.1839-1844, 2004.
23. GIROTTTO, E.; CERETTA, C.A.; SANTOS, D.R. et al. Formas de perdas de cobre e fósforo em água de escoamento superficial e percolação em solo sob aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v.40, p.1948-1954, 2010.
24. GRÄBER, I.; HANSEN, J.F.; OLESEN, S.E. et al. Accumulation of Copper and Zinc in Danish Agricultural Soils in Intensive Pig Production Areas. **Danish Journal of Geography**, v.105, p.15-22, 2005.
25. GREENBERG, A.E.; CLESCERI, L.S.; EATON, A.D. **Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater**. 20.ed. Washington: American Public Health Association, 1998. 1328p.
26. HODKINSON, R.A.; CHAMBERS, B.J.; WITHERS, P.J.A. et al. Phosphorus losses to surface waters following organic manure applications to a drained clay soil. **Agriculture Water Management**, v.57, p.155-173, 2002.
27. KONZEN, E.A. ; PEREIRA FILHO, I.A. ; BAHIA FILHO, A.F.C. et al. **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).
28. KIEHL, E.J. **Fertilizantes Orgânicos**. Piracicaba, Agronômica Ceres, 1985, 492p.
29. KOELSCH, R. Estimating Manure Nutrient Excretion, University of Nebraska. Disponível em: <http://www.extension.org/pages/10997/estimating-manure-nutrient-excretion#Estimating_Manure_Nutrient_Excretion>. Acesso em: 30 nov. 2011.
30. KUNZ, A.; OLIVEIRA, P.A.; HIGARASHI, M.M. et al. **Recomendações técnicas para uso de esterqueiras para a armazenagem de dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004, 4p. (Embrapa-CNPMS, Comunicado Técnico, 361).
31. L'HERROUX, L.; ROUX, L.E.S.; APPRIOU, P. et al. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). **Environmental Pollution**, v.97, p.119-130, 1997.
32. LOBOSKI, C.A.M.; LAMB, A.J. Impact of manure application on soil phosphorus sorption characteristics and subsequent water quality implications. **Soil Science**, v.169, p.440-448, 2004.
33. MATTIAS, J.L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos**

- de suíno em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina.** 2006, 164p. Dissertação (Doutorado em Ciências Agrárias) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS
34. MENEZES, J.F.S.; KONZEN, E.A.; SILVA, G.P. et al. **Aproveitamento de dejetos de suínos na produção agrícola e monitoramento do impacto ambiental.** Rio Verde, GO: Universidade de Rio Verde, 2007, 46p. (Boletim Técnico, 6).
 35. OLIVEIRA, J.R.A.; VILELA, L.; AYARZA, M.A. Adsorção de nitrato em solos de cerrado do Distrito Federal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, p.1199-1205, 2000.
 36. PENZ JUNIOR, A.M. A influência da nutrição na preservação do meio ambiente. In: **Anais do 5º Seminário Internacional de Suinocultura.** Expo Center Norte, São Paulo, 2000. p.53-67.
 37. PERDOMO, C.C.; OLIVEIRA, P.A.V.O.; KUNZ, A. **Sistema de tratamento de dejetos de suínos: inventário tecnológico.** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003. 83p. (Embrapa-CNPSA, Documentos, 85).
 38. PNMA II – Programa nacional do meio ambiente – Projeto suinocultura Santa Catarina – **Relatório da qualidade das águas superficiais e dos solos nas sub-bacias do Lajeado Frágosos e Rio Coruja/Bonito durante o ano de 2003.** Florianópolis, março de 2004 (não publicado).
 39. QUEIROZ, F.M; MATTOS, A.F.; PEREIRA, O.G. et al. Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, v.34, p.487-492, 2004.
 40. ROONEY, C.P., ZHAO, F.J.; MCGRATH, S.P. Soil factors controlling the expression of copper toxicity to plants in a wide range of European soils. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.25, p.726-732, 2006.
 41. SCHERER, E.E. Micronutrientes no esterco de suínos: diagnose e uso na adubação. **Agropecuária Catarinense**, v.10, p.48-50, 1997.
 42. SCHERER, E.E. Critérios para transporte e utilização dos dejetos suínos na agricultura. **Agropecuária Catarinense**, v.18, p.62-67, 2005.
 43. SCHERER, E.E.; NESI, C.N. Alterações nas propriedades químicas dos solos em áreas intensivamente adubadas com dejetos suínos. In: XXVI Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, 2004, Lages, SC. FERTBIO 2004, **Anais...**, 2004. (CD).
 44. SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T.; NESI, C.N. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos.

Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.31, p.123-131, 2007.

45. SCHERER, E.E.; NESI, C.N **Características químicas do solo em áreas agrícolas intensivamente adubadas com esterco de suínos**. Florianópolis: Epagri, 2009. 34p. (Epagri, Boletim Técnico, 152).
46. SCHERER, E.E.; AITA, C.; BALDISSERA, I.T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suíno da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis, Epagri, 1996. 46p. (Epagri, Boletim Técnico, 79).
47. SEDIYAMA, M.A.N.; GARCIA, N.C.P.; VIDIGAL, S.M. et al. Nutrientes em compostos orgânicos de resíduos vegetais e dejetos de suínos. **Scientia Agricola**, v.57, p.1-8, 2000.
48. SHARPLEY, A.N. Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. **Ecological Engineering**, v.5, p.261-279, 1995.
49. SIMIONI, J. **Suinocultura, dejetos e riscos ambientais: avaliação dos riscos ambientais pela acumulação de Cu e Zn nos solos fertilizados com dejetos de suínos**. 2001, 139f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Florianópolis, SC.
50. SIMS, J.T.; SIMARD, R.R.; JOERN, B.C. Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. **Journal of Environmental Quality**, v.27, p.277-293, 1998.
51. SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10.ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul, 2004. 400p.
52. SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 277p.
53. TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A. et al. **Análise do solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS/Departamento de Solos, 1995. 174p. (UFRGS, Boletim Técnico, 5).
54. USDA/USEPA. Unified National Strategy for Animal Feeding Operations, Washington, March 9, 1999. Disponível em: <<http://www.epa.gov/npdes/pubs/finafost.pdf>>. Acesso em: 8 nov. 2011.
55. ZUBLENA, J.P.; BARKER, J.C.; PARKER, J.W. et al. Soil Facts – Swine Manure as a Fertilizer Source. North Carolina Cooperative Extension Service. Disponível em: <<http://www.soil.ncsu.edu/publications/Soilfacts/AG-439-04/>>. Acesso em: 30 nov. 2011.