

Fluxo de cátions e de ânions após a aplicação de dejetos líquidos suínos em dois sistemas de manejo do solo sob chuva simulada

Loads of cations and anions after application of pig slurry two soil tillage systems under simulated rainfall

Submetido em: 16/11/15

Revisado em: 16/01/16

Aprovado em: 15/02/16

Adilson Pinheiro
Danieli Schneiders Kaufmann
Vander Kaufmann
Nilza Maria dos Reis Castro

RESUMO: A suinocultura consiste em importante atividade econômica, mas dejetos líquidos produzidos e usados como fertilizantes podem acarretar alterações na composição química da água dos escoamentos superficial e de drenagem. O manejo do solo influencia no transporte de cátions e ânions devido à ocorrência de chuvas intensas. Este trabalho teve por objetivo avaliar o transporte de cátions e ânions pelo escoamento superficial e pela drenagem interna no perfil do solo, após a aplicação de dejetos líquidos de suínos como fertilizante em Latossolo Vermelho distroférrico por meio de sistema de semeadura direta e semeadura convencional em condição de chuva intensa simulada. Concentrações e fluxos de massas de cátions e ânions em eventos de chuvas intensas foram comparados antes e após a aplicação de dejetos líquidos de suínos. Por meio dos resultados foi verificado que a aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos tem efeitos diferentes sobre o transporte de espécies químicas nos sistemas de semeadura direta e semeadura convencional. Foi verificado que o escoamento superficial e a drenagem iniciam mais rapidamente e foram de maior intensidade no sistema de semeadura direta. Após a aplicação de dejetos líquidos de suínos, as maiores perdas das espécies químicas foram observadas no sistema de semeadura direta.

PALAVRAS CHAVE: suinocultura, qualidade das águas, fertilização orgânica, transporte de poluentes.

ABSTRACT: Swine production is an important economic activity, but pig slurry produced and used as fertilizer can cause changes in the chemical composition of water from surface runoff and drainage. Soil management influences the transport of cations and anions due to heavy rainfall events. This work aimed to evaluate the transport of cations and anions by runoff and internal drainage in the soil profile, after applying pig slurry as fertilizer in Oxisol under no-till and conventional planting under an intense simulated rainfall event. Concentrations and loads of cations and anions in heavy rainfall events were compared before and after application of pig slurry. The results show that the surface application of pig slurry has different effects on the transport in no-till and conventional tillage systems. It was found that runoff and drainage began before and were higher in the no-till system. After liquid pig slurry was applied, the biggest losses of chemical species were observed in the no-till system.

Keywords: pig farming, water quality, organic fertilization, pollutant transport.

INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma atividade agropecuária importante no setor produtivo brasileiro. Em 2011, a suinocultura atingiu a marca de 38,9 milhões de cabeças, sendo o Brasil o quarto maior produtor mundial. Na região sul, a suinocultura representa aproximadamente 50% de toda a produção nacional (ABIPECS, 2013). A produção em sistema integrado,

com confinamento dos animais, acarreta a geração concentrada de dejetos. Tecnicamente tem sido recomendado e realizado o uso deste resíduo como fertilizante, cuja composição apresenta elementos essenciais como micro e macronutrientes à produção vegetal. No entanto, parte destes elementos não é aproveitada pelas plantas, sendo perdidos para o sistema ambiental (GIACOMINI et al., 2009). A água residuária da suinocultura pode conter elementos que

provocam impactos ambientais negativos ao solo e aos ambientes aquáticos.

A ocorrência de chuvas intensas provoca o transporte pelo escoamento superficial e de drenagem interna no perfil do solo de espécies químicas contidas no dejetos líquido de suínos (DLS) aplicado no solo. O escoamento superficial é iniciado quando a intensidade da chuva supera a capacidade de infiltração de água no solo (HORTON, 1933), por um tempo longo o suficiente para a formação de empoçamento nas depressões, ou quando ocorre a saturação do perfil do solo (DUNNE, 1978).

As espécies químicas são transportadas em solução pelos mecanismos de advecção e de dispersão na massa líquida ou aderidas às partículas do solo colocadas em movimento pelo escoamento do soluto. A magnitude do transporte das espécies químicas depende de vários fatores físicos, químicos e biológicos, como rugosidade e declividade da superfície do solo, processos de adsorção na parte mineral e absorção pelas plantas e processos de degradação química e pelos microorganismos.

Estudos têm sido desenvolvidos visando avaliar os impactos da aplicação de dejetos suínos no solo. Aita e Giacomini (2008) avaliaram o acúmulo e o deslocamento de nitrato, no solo após a aplicação de dejetos líquido de suínos no cultivo de milho em sistema de semeadura direta. Eles aplicaram anualmente as taxas de 0, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos líquido de suínos, durante três anos, sobre os resíduos culturais de aveia-preta e da vegetação espontânea de inverno, antecedendo a semeadura do milho. Foi avaliado o teor de nitrato, em diferentes camadas do solo, até a profundidade de 60 cm, e em seis datas, desde a aplicação do dejetos até o florescimento do milho. Neste estudo foram determinadas apenas as concentrações de nitrato, não sendo determinadas as perdas no perfil do solo. Anami et al. (2008) avaliaram o processo de drenagem de íons nitrato e fosfato, usando colunas de solo, e o efeito da aplicação de dejetos líquido de suínos tratado com reatores anaeróbios sobre as propriedades físico-químicas do solo. Também, usando colunas de solo, mas com estrutura deformada e indeformada, Sampaio et al. (2010) avaliaram a dinâmica da drenagem de íons. Eles mostraram que o nitrato apresentou maior mobilidade no processo de drenagem, seguido pela concentração de sais e do potássio. Smanhotto et al. (2013) estudaram o comportamento de espécies

químicas no solo devido a aplicação de dejetos líquido de suínos, com diferentes doses e aplicação distribuída temporalmente. As concentrações das espécies químicas na água de drenagem dos lisímetros, construídos com solo reconstituído, foram inferiores aos padrões de qualidade das águas superficiais.

Neste contexto, este trabalho teve por objetivo avaliar o transporte de cátions e ânions pelo escoamento superficial e pela lixiviação no perfil do solo, após a aplicação de dejetos líquido de suínos como fertilizante em Latossolo Vermelho distroférrico em sistema de semeadura direta e semeadura convencional em condição de chuva intensa simulada.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em lisímetros volumétricos de drenagem, de 1,0 m³, com amostra indeformada de solo. Os lisímetros estão instalados na bacia do rio Potiribu, localizada no noroeste do Rio Grande do Sul, na latitude 25°25'35,2" S e longitude 53°40'25,4" W. O procedimento de implantação dos lisímetros foi detalhadamente descrito por Oliveira et al. (2010). Nos lisímetros foram descritos os sistemas de preparo do solo convencional e de semeadura direta. O solo da região é mantido com cultivo de cereais há aproximadamente 20 anos e é caracterizado como Latossolo Vermelho distroférrico. Os lisímetros replicam as culturas aplicadas em seu entorno, com as mesmas datas de manejo.

O lisímetro volumétrico possui sistema de coleta de água superficial, na região de maior depressão do solo, e sistema de drenagem com coleta sob a camada de solo a 1,0 m de profundidade.

Testes de chuva simulada foram realizados antes e após a aplicação do dejetos líquido de suínos no solo. Foi utilizado um simulador de chuva, semelhante ao descrito por Meyer e Harmon (1979), suspenso por quatro hastes reguláveis para uma altura de 2,45 m acima da superfície do solo. No simulador foi instalado um bico aspersor tipo S.S.CO.3/8KSS-45 para precipitações inferiores a 60 mm h⁻¹ e Veejet 80-100 para precipitações superiores a 80 mm h⁻¹. A oscilação do bico aspersor molha uma área de 6 m² sendo aproximadamente 2,0 m de lado por 3,0 de comprimento, no interior da qual se encontra o lisímetro. A intensidade da precipitação foi medida com uma caixa de alumínio, posicionado sobre o lisímetro, após o

TABELA 1
Caracterização química do dejetos líquido de suínos (AGUIDA, 2014)

Íon	Fase Líquida mg L ⁻¹	Fase sólida mg kg ⁻¹
Cloreto (Cl ⁻)	495,56	2.186,51
Sódio (Na ⁺)	303,10	1.263,38
Potássio (K ⁺)	1.321,13	28.493,24
Magnésio (Mg ²⁺)	72,51	2.688,57
Cálcio (Ca ²⁺)	381,12	4.799,93
Nitrato (NO ₃ ⁻)	20,85	228,44
Fosfato (PO ₄ ³⁻)	62,54	439,27

término do teste. A caixa possuía formato quadrado, com 1,10 m de lado, 0,10 m de altura e 0,001 m de espessura. A medição da intensidade da precipitação foi realizada durante um intervalo de 5 min.

Durante os testes de chuva simulada, as vazões de escoamento superficial e drenagem interna no perfil do solo foram medidas pelo método volumétrico. Os volumes de água escoada foram coletados em recipientes de polietileno de 920 mL, sendo o tempo de enchimento do recipiente cronometrado. As coletas foram realizadas em intervalos de 5 min.

O dejetos líquido de suínos foi aplicado na superfície do solo, dos lisímetros, 24 horas antes da realização do teste de chuva simulada. O dejetos foi coletado em uma lagoa de dejetos da suinocultura, que desenvolve a criação de suínos em sistema de confinamento para terminação. As concentrações das espécies químicas catiônicas e aniônicas do dejetos aplicado são apresentadas na Tabela 1. Nota-se que as concentrações foram divididas em fase líquida e fase sólida, visto que na segunda forma, as espécies químicas não estão rapidamente disponíveis para serem transportadas pelo escoamento superficial e drenagem interna no perfil do solo.

A dosagem de dejetos líquido de suínos aplicado foi equivalente a 50 m³ ha⁻¹, seguindo a recomendação da instrução normativa da Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina. Foram realizadas 3 testes de chuva simulada antes da aplicação do dejetos, em 10/08/2009, 27/01/2010 e 13/07/2010, e, 4 testes de chuva simulada após a aplicação do dejetos, em 06/09/2011, 01/11/2011, 25/06/2012 e 21/08/2012.

Cada teste de chuva simulada teve a duração de 75 min, com intensidades variáveis.

A partir do início do escoamento superficial ou drenagem, foi realizada a coleta de amostras de água, com frascos de polietileno incolor de 100 mL e tampa de fechamento hermético. As amostragens de água foram realizadas em intervalos de tempo de 10 min, posteriormente, conservadas, em sistema fechado e refrigerado a 4 ° C.

Nas amostras de água foram determinadas as concentrações de cloreto, sódio, potássio, magnésio, cálcio, nitrato e fosfato. Para a determinação das concentrações das espécies químicas foi utilizado um cromatógrafo de troca iônica, ICS-90 DIONEX[®]. Foram adotadas duas metodologias, uma para cátions e outra para ânions. As condições adotadas para a determinação de ânions foram - Injeção da amostra: 10 µL; temperatura: 30 °C; taxa de fluxo: 1,2 mL min⁻¹; eluente: Na₂CO₃ 4,5 mM/NaHCO₃ 1,4 mM; condutividade da linha de base: 21 µS; supressora: aniônica auto regenerante e uma coluna de separação aniônica. Para determinação de cátions foram - injeção da amostra: 25 µL; temperatura: 30 °C; taxa de fluxo: 0,51 mL min⁻¹; eluente: 20 mM H₂SO₄; condutividade da linha de base 1,80 µS; supressora: catiônico auto regenerante; solução regenerante: TBAOH (tetrabutylammonium) 2,06 M e uma coluna de separação catiônica. As curvas de calibração foram realizadas com padrões alto grau de pureza, utilizando-se cinco pontos na faixa de 1 a 10 mg L⁻¹ com leitura em quintuplicata. O método da cromatografia iônica é baseado nas normas estabele-

cidas pela USEPA - *Method* 300.0 (PFAFF, 1993) e USEPA - *Method* 300.1 (HAUTMAN; MUNCH, 1997)

Os fluxos de massa das espécies químicas transportadas pelo escoamento superficial e lixiviação representam a massa exportada para o exterior da amostra indeformada de solo, o qual foi determinado por meio da expressão:

$$F = \sum_{i=1}^n C_i Q_i \Delta t \quad (1)$$

onde F é o fluxo de massa da espécie química considerada no teste de chuva simulada (mg), C_i é a concentração da espécie química na amostra de água coletada no instante de tempo i (mg L^{-1}), Q_i é a vazão do escoamento da água durante a coleta da amostra no instante i (L s^{-1}), Δt é o intervalo de tempo entre a coleta das amostras (s) e n é o número de amostras coletadas ao longo do teste de chuva simulada.

As concentrações das espécies químicas na solução escoada superficialmente e lixiviadas foram comparadas com as situações sem e com a aplicação de dejetos líquido de suínos (DLS). Além disto, os dados foram separados em dois grupos, sistema de semeadura (SD) direta e semeadura convencional (SC). Estabeleceu-se, então, a possibilidade de se observar o transporte dos íons nas diferentes formas de manejo do solo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As intensidades das chuvas aplicadas nos sete testes variaram expressivamente, desde $39,0 \text{ mm h}^{-1}$ (SD) e $37,8 \text{ mm h}^{-1}$ (SC) a $127,5 \text{ mm h}^{-1}$ (SD) e $111,7 \text{ mm h}^{-1}$ (SC). Por outro lado, para cada ensaio, as intensidades das chuvas aplicadas sobre os sistemas semeadura direta e semeadura convencional foram muito próximas. Na Tabela 2 são apresentadas as intensidades das chuvas aplicadas nos testes de chuva simulada, o tempo de início do escoamento superficial e da drenagem, bem como, as vazões de ambos os escoamentos no final do teste.

Pode-se observar que para todos os testes de chuva simulada o início do escoamento superficial aconteceu primeiramente no sistema de semeadura direta. A drenagem apresentou o mesmo comportamento, exceto nos testes 1, 2 e 4 de chuva simulada, nos quais esta iniciou antes no sistema de semeadura convencional.

As vazões do escoamento superficial foram ligeiramente superiores, para todos os testes de chuva simulada no sistema semeadura direta, exceto para aquele que foi realizado um dia após a primeira aplicação de DLS. Neste ensaio, a vazão de escoamento superficial aumentou nos dois sistemas de manejo, no entanto, este aumento foi mais pronunciado no sistema semeadura convencional. Isto pode ser explicado pela umidade inicial do solo ou ainda por características intrínsecas ao sistema de semeadura

TABELA 2
Intensidade da chuva, tempo de início e vazão do escoamento superficial e da drenagem nos testes de chuva simulada

Teste	Data	Intensidade mm h^{-1}		Início min				Vazão L s^{-1}			
		SD	SC	SDS	SDD	SCS	SCD	SDS	SDD	SCS	SCD
1	10/08/2009	127,5	111,7	5,5	14,0	9,0	13,0	0,007	0,0270	0,007	0,01040
2	27/01/2010	41,1	37,8	13,0	51,0	75,0	44,0	0,0001	0,0240	0,0	0,00773
3	13/07/2010	39,0	38,8	5,0	45,0	71,0	101,0	0,0003	0,0075	0,0	0,0
4	06/09/2011	51,2	52	3,1		8,0	23,3	0,0042	0,013	0,0098	0,0144
5	01/11/2011	84,2	84,3	11,4	17,0		30,0	0,001	0,0259	0,0	0,0272
6	25/06/2012	62,1	62,5	1,5	22,5	70,0	42,5	0,006	0,0170	0,0	0,0173
7	21/08/2012	54,5	54,6	2,5	32,0	9,5	47,1	0,006	0,0156	0,0012	0,0174

SD – Lisímetro com sistema de semeadura direta, SC – Lisímetro com sistema de semeadura convencional, SDS – Escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura direta, SDD – Drenagem no lisímetro com sistema de semeadura direta, SCS - Escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura convencional, SCD – Drenagem no lisímetro com sistema de semeadura convencional.

convencional como, compactação do solo abaixo da camada de revolvimento, baixa estabilidade de agregados, diminuição de macroporos na subsuperfície e aumento destes na superfície, que resulta numa descontinuidade de macroporos ao longo do perfil de solo, impedindo a infiltração adequada da água. Segundo Gumiere et al. (2009), como o solo fica descoberto, torna-se suscetível ao selamento superficial, reduzindo a infiltração de água no solo e aumentando o escoamento superficial.

Nos três últimos testes de chuva simulada, as vazões de escoamento superficial diminuíram, porém, não voltaram a ter um comportamento semelhante às condições sem aplicação de DLS em ambos os sistemas de semeadura. Isso demonstra que a aplicação de DLS alterou a dinâmica dos escoamentos.

As maiores vazões de escoamento superficial no sistema de semeadura direta podem ser explicadas pelo fato desse tipo de manejo não contemplar o revolvimento do solo e com o trânsito de máquinas pesadas sobre a área, em épocas de semeadura e colheita, ocorre compactação da camada superficial do solo (CAMARA; KLEIN, 2005). Além disso, os dejetos possuem altas concentrações de sólidos e gorduras, podendo provocar alteração na capacidade de infiltração de água no solo, ocasionada pelo entupimento de poros em virtude da formação de uma crosta em sua superfície, geralmente de caráter hidrofóbico (GIROTTI et al., 2010). Esse fenômeno promove a repelência da água, dificultando, portanto, a infiltração desta no solo. Assim, o provável efeito hidrofóbico do DLS alterou o comportamento da hidrologia de superfície no sistema de semeadura direta, diminuindo a infiltração de água (BERTOL et al., 2007).

Em relação às vazões da drenagem, em condições sem aplicação de DLS, estas foram maiores no sistema de semeadura direta, e após a aplicação de DLS, as vazões do sistema semeadura convencional passaram a superar levemente as da semeadura direta, mas isso pode estar relacionada à pequena variação de intensidade da chuva aplicada ou devido ao efeito hidrofóbico, mais pronunciado no sistema de semeadura direta, desencadeado pela aplicação de DLS, também, observado por Mori et al. (2009) e Bertol et al. (2007).

Na Tabela 3 são apresentadas as concentrações médias e os desvios padrões das espécies químicas

analisadas no escoamento superficial e na drenagem gerados nos lisímetros com semeadura direta e semeadura convencional, para as simulações realizadas antes e após a aplicação de DLS. Os desvios padrões na maioria das situações foram elevados (Tabela 3), indicando que houve variação nas concentrações das espécies químicas entre os ensaios de chuva simulada. Isto pode ser devido à variação das intensidades das chuvas aplicadas e a variação da massa disponível na superfície e no perfil do solo. Os testes foram realizados com elevados intervalos de tempo entre eles. A partir do início da aplicação de DLS houve condições para acumulação das espécies químicas, sobretudo aquelas que apresentaram elevadas concentrações na fase sólida e, que tenham sido liberadas ao longo do tempo devido à degradação da matéria orgânica. Por outro lado, no período anterior a aplicação de DLS, o solo não foi fertilizado, de modo que as espécies químicas foram recicladas durante a decomposição dos restos vegetais deixados na superfície do solo.

Para a maioria das espécies químicas, a concentração média (Tabela 3) no escoamento superficial é maior do que na drenagem. Este resultado foi observado tanto nos diferentes manejos do solo quanto nas situações sem e com aplicação de DLS. Comparando os trabalhos de Ceretta et al. (2005) e Basso et al. (2005) que realizaram seus trabalhos conjuntamente na mesma área experimental avaliando o escoamento superficial e a drenagem, respectivamente, observaram maiores perdas de nitrogênio e fósforo via escoamento superficial com o uso de 20, 40 e 80 m³ h⁻¹ de DLS. Maiores perdas por escoamento superficial também foram observadas por Smith et al. (2001), após compararem as perdas de nitrogênio por escoamento superficial e por drenagem em área com aplicação de 50 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de bovinos. Por outro lado, no presente trabalho, as concentrações médias dos íons cloreto, antes e após a aplicação de DLS, e nitrato, após a aplicação de DLS, para os dois tipos de manejo, foram superiores na drenagem. Aita e Giacomini (2008) observaram que o nitrogênio amoniacal presente no DLS, aplicado na camada superficial do solo, é rapidamente transformado em nitrato e, este por sua vez, drenou rapidamente no perfil do solo. A perda rápida de nitrato, principalmente, por drenagem ocorre porque o nitrato é solúvel em água por conta de sua baixa energia de

ligação com os colóides do solo, já que sua carga e a carga da maioria dos solos brasileiros são negativas, ocorrendo uma ação repelente (MCDOWELL et al., 2001). Em consequência disso, a quantidade presente na camada arável do solo, que não é aproveitada pelas plantas, fica sujeita à drenagem, podendo, ao longo do tempo, atingir o lençol freático e os corpos de água por ele alimentados (SANTOS, 2011). O acúmulo de nitrato pode iniciar o processo de eutrofização nesses ecossistemas naturais, geralmente pobres em N (MOTSI et al., 2002; LEINWEBER et al., 2002).

As relações entre as concentrações antes e após a aplicação de DLS de todos os íons, exceto cálcio para escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura direta (SDS), drenagem no lisímetro com sistema de semeadura direta (SDD), escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura convencional, (SCS); magnésio para a SDS e SCS; potássio e fósforo para a SDD foram superiores a 1,0. Isto indica que as concentrações médias destes íons nos fluxos aumentaram devido à aplicação de DLS. Os íons potássio e fósforo apresentaram os maiores valores das relações entre as concentrações médias nos escoamentos superficiais, indicando que as massas

destas espécies químicas são mais retidas na camada superficial do solo, ficando disponível para transporte pela água do escoamento superficial.

A alta concentração de fósforo na superfície do solo está associada a sua baixa mobilidade ao longo do perfil do solo, assim, sua perda por drenagem normalmente é considerada insignificante, sendo então direcionada pouca atenção para este fenômeno. No entanto, considerando-se que a atividade suinícola na propriedade seja contínua e que há consecutivas reaplicações de DLS no solo, a quantidade de fósforo pode exceder a capacidade adsorviva do solo e a demanda da cultura, podendo ocorrer migração do mesmo no perfil do solo (BASSO, 2003), conforme evidenciado no trabalho de Houtin et al. (2000), que utilizaram DLS por um período de 14 anos e observaram incrementos de todas as formas de fósforo até um metro de profundidade. Desta forma, uma alternativa que pode minimizar as perdas por escoamento superficial é o estabelecimento de práticas de manejo que privilegiem a cobertura do solo (BASSO et al., 2005). Em relação ao potássio, conforme Vasconcellos et al. (2000), este possui pouca mobilidade no solo. A mobilidade do potássio, embora baixa, é maior que

TABELA 3
Concentrações médias das espécies químicas no escoamento superficial e na drenagem dos sistemas semeadura direta e semeadura convencional

Lisímetro	Dejeto	Cloreto	Sódio	Potássio	Magnésio	Cálcio	Nitrato	Fósforo
----- mg L ⁻¹ -----								
SDS	SA	4,07±3,14	2,27±0,26	4,30±0,85	2,47±0,27	8,00±3,55	2,03±1,38	0,49±0,44
	CA	7,10±9,23	3,43±2,61	14,97±9,76	1,86±0,40	6,42±1,27	5,32±4,92	1,82±1,86
	CA/SA	1,75	1,51	3,49	0,75	0,80	2,62	3,69
SDD	SA	7,51±2,01	1,17±0,30	2,36±0,42	1,15±0,17	6,34±2,53	3,51±2,03	0,18±0,17
	CA	9,48±6,42	1,47±0,43	1,86±0,17	1,16±0,31	5,16±1,51	5,41±4,23	0,08±0,09
	CA/SA	1,26	1,26	0,79	1,01	0,81	1,54	0,45
SCS	SA	1,20±0,12	2,55±0,21	1,95±0,46	2,78±0,00	11,31±9,32	3,23±1,95	0,03±0,01
	CA	3,65±1,67	3,38±2,90	9,41±12,31	2,18±0,72	8,25±2,62	5,51±6,50	2,71±3,00
	CA/SA	3,05	1,33	4,83	0,78	0,73	1,71	90,33
SCD	SA	4,98±1,17	1,14±0,33	3,59±0,72	1,27±0,26	6,43±3,55	2,37±1,90	0,10±0,13
	CA	10,09±6,44	2,14±1,13	3,83±1,29	1,74±0,46	6,69±1,66	7,95±4,86	0,12±0,26
	CA/SA	2,03	1,88	1,07	1,37	1,04	3,35	1,20

SDS – Escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura direta, SDD – Drenagem no lisímetro com sistema de semeadura direta, SCS – Escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura convencional, SCD – Drenagem no lisímetro com sistema de semeadura convencional, SA – sem aplicação de dejetos líquidos de suínos, CA – com aplicação de dejetos líquidos de suínos, CA/SA – relação entre as concentrações com e sem aplicação de dejetos líquidos de suínos.

a do fósforo (fosfatos) (RAIJ, 1983), porém muito menor que a do nitrato. No entanto, a movimentação do potássio no perfil do solo depende, principalmente, do tipo de solo, textura (NEVES et al., 2009), capacidade de troca catiônica (CTC), regime hídrico, da dose e solubilidade do fertilizante (ROSOLEM et al., 2006). Como o potássio apresenta apenas uma carga de valência (K^+), é pouco adsorvido nos colóides do solo (ERNANI et al., 2007). Portanto, em solos bem drenados e com menor CTC, a drenagem é maior (ROSOLEM et al., 2006; RAIJ, 2011).

O comportamento inverso dos íons magnésio para SDS e SCS, cálcio para SDS, SDD e SCS, potássio e fosfato para SDD, ou seja, suas concentrações médias maiores na condição sem aplicação de DLS pode estar relacionado a uma interação amplificada destas espécies químicas com a estrutura do solo ou com a matéria orgânica remanescente dos resíduos vegetais ou posteriormente adicionada através da aplicação de DLS. Como foi adicionado resíduo orgânico (DLS) provavelmente ocorreu um pequeno aumento das cargas negativas no solo, as quais podem ter sido ocupadas por Ca, Mg e K, diminuindo a susceptibilidade destas espécies químicas ao transporte. De acordo

com Ernani (2008), a maioria das cargas negativas em solos com pH maior que 5 são ocupadas por Ca, Mg (90%) e K (1-5%), sendo menos de 1% ocupadas por micronutrientes. No entanto, a dinâmica de transporte destas espécies químicas no solo depende de suas concentrações, pH, teor de matéria orgânica, teor de argila, capacidade de troca catiônica, etc.

Na Tabela 4 podem ser observadas as perdas das espécies químicas (fluxo de massa em $kg\ ha^{-1}$) por escoamento superficial e drenagem nos sistemas semeadura direta e semeadura convencional. Assim, constata-se que na semeadura direta, as maiores perdas da maioria das espécies químicas antes da aplicação de DLS ocorreram na drenagem, já após a aplicação de DLS as maiores perdas da maioria das espécies químicas foram observadas no escoamento superficial. Quanto à semeadura convencional, as perdas de quase todas as espécies químicas foram superiores na drenagem, tanto antes como após a aplicação de DLS.

As relações entre as perdas de todas as espécies químicas antes e após a aplicação de DLS foram superiores a 1,0, demonstrando que as perdas totais destes íons nos fluxos de ambos os manejos aumentaram em virtude da aplicação de DLS.

TABELA 4

Fluxo de massa das espécies químicas nos sistemas semeadura direta e semeadura convencional por escoamento superficial e drenagem nas condições sem e com aplicação de DLS

Lisímetro	DLS	Cloreto	Sódio	Potássio	Magnésio	Cálcio	Nitrato	Fosfato
----- $kg\ ha^{-1}$ -----								
SDS	SA	0,07	0,02	0,04	0,03	0,06	0,03	0,01
	CA	1,15	1,14	1,30	3,40	3,09	1,91	1,11
	CA/SA	16,43	57,00	32,50	113,33	51,50	63,66	111,00
SDD	SA	0,38	0,04	0,07	0,04	0,23	0,13	0,06
	CA	3,40	0,73	0,84	0,48	2,11	1,96	0,03
	CA/SA	8,95	18,25	12,00	12,00	9,17	15,08	0,50
SCS	SA	0,001	0,001	0,001	0,001	0,01	0,07	0,03
	CA	0,14	0,13	0,28	0,13	0,54	0,18	0,06
	CA/SA	140,00	130,00	280,00	130,00	54,00	2,57	2,00
SCD	SA	0,67	0,14	0,54	0,17	0,70	0,63	0,03
	CA	3,17	0,80	1,47	0,63	2,39	2,58	0,03
	CA/SA	4,73	5,71	2,72	3,71	3,41	4,10	1,00

SDS – Escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura direta, SDD – Drenagem no lisímetro com sistema de semeadura direta, SCS – Escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura convencional, SCD – Drenagem no lisímetro com sistema de semeadura convencional, SA – sem aplicação de dejetos líquidos de suínos, CA – com aplicação de dejetos líquidos de suínos, CA/SA – relação entre as concentrações com e sem aplicação de dejetos líquidos de suínos.

TABELA 5
Fluxo de massa das espécies químicas nos sistemas semeadura direta e semeadura convencional nas condições sem e com aplicação de DLS

DLS	Lisímetro	Cloreto	Nitrato	Fosfato	Sódio	Potássio	Magnésio	Cálcio
----- kg ha ⁻¹ -----								
Sem aplicação	SDT	0,46	0,15	0,07	0,06	0,12	0,07	0,29
	SCT	0,67	0,70	0,05	0,14	0,54	0,17	0,70
	SCT/SDT	1,47	4,51	0,74	2,20	4,63	2,58	2,46
Com aplicação	SDT	4,55	3,87	1,14	1,87	2,14	3,87	5,21
	SCT	3,31	2,76	0,09	0,93	1,75	0,76	2,93
	SCT/SDT	0,73	0,71	0,08	0,50	0,81	0,20	0,56

SDT – somatório dos fluxos de massa por escoamento superficial e por drenagem no lisímetro com sistema de semeadura direta, SCT – somatório dos fluxos de massa por escoamento superficial e por drenagem no lisímetro com sistema de semeadura convencional. SCT/SDT – relação entre os fluxos de massa nos sistemas semeadura convencional e semeadura direta.

A partir da Tabela 5 pode-se constatar que as perdas das espécies químicas, enquanto não houve aplicação de DLS, foram maiores no sistema de semeadura convencional. Porém, após a aplicação de DLS essa situação se inverteu, sendo as maiores perdas das espécies químicas observadas no sistema de semeadura direta. Além disso, os íons perdidos em maior quantidade foram potássio e fosfato, para semeadura convencional e semeadura direta, respectivamente. Tal situação demonstra que, na semeadura direta o baixíssimo revolvimento do solo aliado à crosta hidrofóbica formada após a aplicação de DLS na superfície do solo altera sensivelmente a hidrologia do sistema, aumentando as vazões e, conseqüentemente, as perdas de espécies químicas, principalmente por escoamento superficial.

CONCLUSÃO

Por meio deste estudo, conclui-se que a aplicação superficial de DLS tem efeitos diferentes sobre os sistemas de semeadura direta e semeadura conven-

cional. Verificou-se que o escoamento superficial e a drenagem iniciaram primeiro e foram de maiores magnitudes no sistema de semeadura direta, a maioria das espécies químicas apresentaram concentrações médias superiores no escoamento superficial, independente do tipo de manejo e, se houve ou não aplicação de DLS. As concentrações médias da maioria das espécies químicas nos fluxos aumentaram após a aplicação de DLS.

Após a aplicação de DLS, as maiores perdas das espécies químicas foram observadas no sistema de semeadura direta. Os íons perdidos em maior quantidade foram potássio e fosfato, para semeadura convencional e semeadura direta, respectivamente.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a FAPESC (Termo de Outorga 17419/2011-0) e ao CNPq (processos 403739/2013-6 e 303472/2014-6), pelo fomento a pesquisa e pela concessão de bolsa de produtividade de pesquisa.

Referências

- ABIEPCS - Associação Brasileira de Indústria Produtora e Exportadora de Carne de Suínos. [Online] <http://www.abiepcs.org.br/uploads/relatorios/mercado-externo/exportacoes/anuais/jan-nov-2013_jan-nov-2012.pdf>. Acesso em: 03 de janeiro de 2014.
- AGUIDA, L. M. Transporte de nutrientes e de carbono no solo submetido à aplicação de resíduos agropecuário, doméstico e industrial. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Fundação Universidade Regional de Blumenau, 74p.

AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 2101-2111, 2008.

ANAMI, M.H.; SAMPAIO, S.C.; MORGANA SUSZEK, M. et al. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 12, n. 1, p. 75-80, 2008.

BASSO, C.J. Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 125 p., 2003.

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.

BERTOL, J.B.; RIZZI, N.E.; BERTOL, I. et al. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, p. 781-792, 2007.

CAMARA, K.C.; KLEIN, V.A. Escarificação em plantio direto como técnica de conservação do solo e da água. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 29, p. 789-796, 2005.

CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; VIEIRA, F.C.B. et al. Dejeito líquido de suínos: I – perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. *Ciência Rural*, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005.

DUNNE, T. Field studies of hillslope flow processes. In *Hillslope Hydrology*, Kirkby MJ (ed), Wiley-Interscience: New York, 1978.

ERNANI, P.R. Química do solo e disponibilidade de nutrientes. Lages: O Autor, 230 p., 2008.

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

GIACOMINI, S.J.; AITA, C.; JANTALIA, C.P. et al. Aproveitamento pelo milho do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em plantio direto e preparo reduzido do solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 44, n. 7, p. 761-768, 2009.

GIROTTO, 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 dejeito líquido de suínos. *Ciência Rural*, v. 40, n. 9, p. 1948-1954, 2010.

GUMIERE, S.J.; BISSONNAIS LE,Y.; RACLOT, D. Soil resistance to interrill erosion: Model parameterization and sensitivity. *Catena*, v.77, p.274–284. 2009.

HORTON, R.E. The role of infiltration in the hydrologic cycle. *Transactions American Geophysical Union*, v. 14, p. 446-460, 1933.

HAUTMAN, D. P.; MUNCH, D. J. Method 300.1 determination of inorganic anions in drinking water by ion chromatography. Ohio, USEPA, Revision 1.0, 1997, 39 p.

LEINWEBER, P.; TURNER, B.L.; MEISSNER, R. Phosphorus. In: HAYGARTH, P.M.; JARVIS, S.C. *Agriculture, hydrology and water quality*. Institute of Grassland and Environmental Research, North Wyke Research, North Wyke Research Station, Devon, UK. CABI Publishing, p. 29-50, 2002.

MCDOWELL, R.W.; SHARPLEY, A.N. Phosphorus losses in subsurface flow before and after manure application to intensively farmed land. *The Science of the Total Environment*, v. 278, p. 113-125, 2001.

MEYER, L.D.; HARMON, W.C. Multiple intensity rainfall simulator for erosion research on row sideslopes. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineering*, v. 22, p. 100-103, 1979.

MORI, H.F.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V. et al. Perda de água, solo e fósforo, com aplicação de dejeito líquido bovino em Latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 189-198, 2009.

MOTSI, K.E.; MANGWAYANA, E.; GILLER, K.E. Conflicts and problems with water quality in the upper catchment of the manyame river, Zimbabwe. In: HAYGARTH, P.M.; JARVIS, S.C. *Agriculture, hydrology and water quality*. Institute of Grassland and Environmental Research, North Wyke Research, North Wyke Research Station, Devon, UK. CABI Publishing, p. 442-454, 2002.

NEVES, L.S.; ERNANI, P.R.; SIMONETE, M.A. Mobilidade de potássio em solos decorrente da adição de doses de cloreto de potássio. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 25-32, 2009.

OLIVEIRA, N.T.; CASTRO, N.M.R.; GOLDENFUM, J.A. Influência da palha no balanço hídrico em lisímetros. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 15, p. 93-103, 2010.

PFAFF, J. D. Method 300.0 determination of inorganic anions by ion chromatography. Ohio, USEPA, Revision 2.1, 1993, 28 p.

RAIJ, B.V. Fertilidade do solo e manejo dos nutrientes. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011.

RAIJ, B.V. Avaliação da fertilidade do solo. Piracicaba: Instituto da Potassa & Fosfato: Instituto Internacional da Potassa, 142 p., 1983.

ROSOLEM, C.A.; GARCIA, R.A.; FOLONI, J.S.S. et al. Lixiviação de potássio no solo de acordo com suas doses aplicadas sobre palha de milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.30, p.813-819, 2006.

SAMPAIO, S.C.; CAOVIALLA, F.A.; OPAZO, M.A.U. et al. Lixiviação de íons em colunas de solo deformado e indeformado, *Engenharia Agrícola*, v. 30, n. 1, p. 150-159, 2010.

SANTOS, H.R. Lixiviação de nitrato em colunas de solo com diferentes densidades aparentes e fontes de efluente líquido de tratamento de esgoto doméstico. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal), Universidade Estadual de Montes Claros, Janaúba, Minas Gerais, 66 p., 2011.

SMANHOTTO, A.; SAMPAIO, S.C.; DAL BOSCO, T.C. et al. Nutrients Behavior From the Association Pig Slurry and Chemical Fertilizers on Soybean Crop. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 56, n. 5, p. 723-733, 2013.

SMITH, K.A.; JACKSON, D.R.; WITHERS, P.J.A. Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manures to arable land. 2. Phosphorus. *Environmental Pollution*, v. 112, p. 53-60, 2001.

VASCONCELLOS, C.A.; PITTA, G.V.E.; FRANÇA, G.E. et al. Produtividade em alta. *Revista Cultivar - Grandes Culturas*, n. 18, 2000.

Adilson Pinheiro Fundação Universidade Regional de Blumenau,
Blumenau, SC, Brasil E-mail: pinheiro@furb.br

Contribuição do autor:

Concepção do experimento, realização dos experimentos, análise e discussão dos resultados.

Danieli Schneiders Kaufmann Universidade do Estado de Santa Catarina,
Lages, SC, Brasil E-mail: danielischneiders@gmail.com

Contribuição do autor:

Tratamento e análise dos dados, análise e discussão dos resultados.

Vander Kaufmann Fundação Universidade Regional de Blumenau,
Blumenau, SC, Brasil E-mail: vanderkaufmann@gmail.com

Contribuição do autor:

Realização dos experimentos e procedimentos analíticos.

Nilza Maria dos Reis Castro Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
Porto Alegre, RS, Brasil E-mail: nilza@iph.ufrgs.br

Contribuição do autor:

Concepção do experimento, análise e discussão dos resultados.