

## Dinâmica de íons em Nitossolo e Argissolo e lixiviados sob aplicação de dejetos líquidos de suínos

Dynamics of ions in Nitosol and Ultisol and leachate under liquid swine manure application

Dinámica de iones en Nitosol y Ultisol y lixiviados bajo aplicación de estiércol líquido porcino

Recebido: 01/03/2022 | Revisado: 10/03/2022 | Aceito: 16/03/2022 | Publicado: 24/03/2022

**Hugo Renan Bolzani**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1769-4902>

Instituto Federal do Sul de Minas Gerais, Brasil

E-mail: [hugo.bolzani@ifsuldeminas.edu.br](mailto:hugo.bolzani@ifsuldeminas.edu.br)

**Ivanessa Daniela Kanigoski**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3051-3571>

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil

E-mail: [ivanessa.kanigoski@gmail.com.br](mailto:ivanessa.kanigoski@gmail.com.br)

**Darlene Lopes do Amaral Oliveira**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9205-5049>

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil

E-mail: [darlene@onda.com.br](mailto:darlene@onda.com.br)

**Caroline Moço Erba Pompei**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1334-9714>

Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Brasil

E-mail: [caroline\\_erba@yahoo.com.br](mailto:caroline_erba@yahoo.com.br)

### Resumo

A água residuária de suinocultura aplicada indiscriminadamente ao solo pode trazer grandes prejuízos, tanto ao solo como às águas superficiais e subterrâneas. Para se avaliar o potencial poluente de diferentes doses de água residuária de suinocultura, montou-se um ensaio em colunas de solo para estudar a dinâmica de íons em dois solos (nitossolo vermelho distroférico e argissolo vermelho distrófico) representativos do estado do Paraná (Brasil) e sua influência nos lixiviados gerados. Os tratamentos analisados consistiram em um esquema fatorial 2 x 4 x 2 para solo, doses e valor de pH. As unidades experimentais foram de um total de 48 e os tratamentos foram realizados em triplicata. As taxas de aplicação corresponderam a 0, 50, 100 e 150 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. O valor de pH, tanto do solo como dos lixiviados, ficaram na faixa ácida, embora o valor de pH inicial do solo e da água residuária de suinocultura mostrou-se básico. O íon que mais lixiviou foi o cálcio, seguido pelo magnésio, sódio e potássio, sendo que a lixiviação desses nutrientes teve influência direta na condutividade elétrica dos lixiviados. Os valores de V% no solo tiveram alteração significativa em virtude da aplicação da água residuária de suinocultura, ao passo que a CTC foi alta no nitossolo e baixa no argissolo. O mesmo ocorreu com o PST, evidenciando que o nitossolo se mostrou propenso à salinização.

**Palavras-chave:** Água residuária de suinocultura; Lixiviação; Solo argiloso; Solo arenoso.

### Abstract

Wastewater can be applied indiscriminately to the soil, bringing great discrimination, both to swine water and important to the soil and to swine water and important. In order to evaluate the polluting potential of different doses of swine wastewater, a soil study was carried out to study a two-ion project in dystroferric and its red argisols in dystroferric and its red argisols from Paraná (Brazil) and its influence on leachates generated. The analyzed treatments consist of a 2 x 2 x 2 factorial scheme for soil, doses and pH value. The experimental units were a total of 48 and the treatments were performed in triplicate. The application rates corresponded to 0, 50, 100 and 150 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. The pH value of both soil and leachate remained in the acidic range, although the initial pH value of the soil and swine wastewater proved to be basic. The nutrient ion had more direct influence on the electrical conductivity of the leachates. The V% did not have a significant individual value due to the application of swine wastewater, so the CEC was high in the step in the argisol. The same occurred with ESP, showing that the nitosol was prone to salinization.

**Keywords:** Swine farming wastewater; Leaching; Clay soil; Sandy soil.

### Resumen

Las aguas residuales porcinas aplicadas indiscriminadamente al suelo pueden causar grandes daños, tanto al suelo como a las aguas superficiales y subterráneas. Para evaluar el potencial contaminante de diferentes dosis de aguas residuales porcinas, se estableció una prueba de columna de suelo para estudiar la dinámica de los iones en dos suelos (nitosol distroférico rojo y argisol distrófico rojo) representativos del estado de Paraná (Brasil) y su influencia. el lixiviado generado. Los tratamientos analizados consistieron en un esquema factorial 2 x 4 x 2 para suelo, dosis y valor de pH. Las unidades experimentales fueron un total de 48 y los tratamientos se realizaron por triplicado. Las

dosis de aplicación correspondieron a 0, 50, 100 y 150 m<sup>-3</sup>.ha<sup>-1</sup>. El valor de pH tanto del suelo como del lixiviado se mantuvo en el rango ácido, aunque el valor de pH inicial del suelo y las aguas residuales porcinas resultó ser básico. El ión que más lixivió fue el calcio, seguido del magnesio, sodio y potasio, y la lixiviación de estos nutrientes influyó directamente en la conductividad eléctrica de los lixiviados. Los valores de V% en el suelo tuvieron un cambio significativo debido a la aplicación de aguas residuales porcinas, mientras que la CIC fue alta en el nitosol y baja en el argisol. Lo mismo ocurrió con PSI, demostrando que el nitosol era propenso a la salinización.

**Palabras clave:** Aguas residuales de porcicultura; Lixiviación; Suelo arcilloso; Suelo arenoso.

## 1. Introdução

No ano de 2021, o Brasil possuía cerca de 1.970.611 cabeças de suínos e produziu aproximadamente 4,436 milhões de toneladas de carne suína, correspondendo ao 4º lugar mundial em rebanho (ABPA, 2021). Na suinocultura, os dejetos, a água desperdiçada em bebedouros e a água de lavagem das instalações geram grandes volumes de águas residuárias (mais de 100 milhões de m<sup>-3</sup>.ano<sup>-1</sup>) as quais são fontes potenciais de poluição ambiental (Scherer et al., 2010).

Estes efluentes constituem fonte de poluição, visto que, juntamente com a produção de dejetos, ocorre a excreção de altas doses de fósforo (P) e nitrogênio (N) em formas não assimiláveis pelas plantas e solo (Silva et al., 2022). Segundo a legislação ambiental vigente (Brasil, 2011), águas residuárias geradas no processo produtivo devem receber tratamento prévio antes de serem lançadas em corpo d'água receptor ou podem ser dispostas de forma ambientalmente adequada no solo, como disposição final.

Estudos efetuados demonstraram que a produtividade agrícola aumenta significativamente em áreas fertirrigadas com águas residuárias, desde que estas sejam adequadamente manejadas (Seganfredo, 2000; Ventura et al., 2020; Sanches et al., 2022). Apesar das vantagens do uso da água residuária na agricultura, sua utilização de maneira inadequada pode trazer alguns riscos como: contaminação microbiológica dos produtos agrícolas e do lençol freático, acumulação de elementos tóxicos, desequilíbrio de nutrientes, emissão de óxido nitroso e salinização e impermeabilização do solo (Bolzani et al., 2012; Costa & Marvulli, 2020; Paniagua & Santos, 2021; Muller Junior et al., 2021).

Percebe-se uma preocupação a nível mundial com relação aos problemas de salinidade e alcalinidade em agricultura irrigada. Alguns estudos estão sendo realizados no sentido de tratar esgotos através da disposição controlada no solo (Pegoraro, et al., 2021), sendo as características intrínsecas do solo e da água residuária muito importantes para a continuidade do processo, do ponto de vista de uma possível salinização e/ou sodificação. Segundo Raij (1981) em estudos de salinidade do solo, as variáveis condutividade elétrica (CE) do extrato saturado e porcentagem de sódio trocável (PST) são indispensáveis à identificação do problema.

Nutrientes com alta mobilidade no solo atingem o volume de solo explorado pelas raízes rapidamente, porém se perdem facilmente por lixiviação e, se manejados incorretamente, podem contaminar as águas subterrâneas (Oliveira, 2007). A mobilidade vertical dos nutrientes no solo é afetada por fatores físicos e químicos. Os principais atributos físicos incluem a distribuição relativa do tamanho de poros e seus graus de saturação com água e a quantidade de água que percola no perfil a qual depende da quantidade e intensidade das chuvas e da capacidade de retenção de água pelo solo (Prevedello & Armindo, 2015). Enquanto que os principais aspectos químicos são a concentração da solução do solo, o valor de pH, a capacidade de troca de cátions (CTC), as reações de dissolução/precipitação e as trocas iônicas entre os nutrientes que estão na solução com aqueles da fase sólida durante o processo de descida (Ernani et al., 2003).

Diante do exposto, com vistas a se avaliar o potencial poluente de diferentes doses de água residuária de suinocultura, montou-se um ensaio em colunas de solo para avaliar a dinâmica de íons em dois solos (nitossolo vermelho distroférico e argissolo vermelho distrófico) representativos do estado do Paraná e sua influência nos lixiviados gerados.

## 2. Metodologia

O experimento foi realizado nas dependências do laboratório de solos, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus Campo Mourão. O efluente utilizado no experimento (conduzido em laboratório) foi coletado após a passagem por um biodigestor, em empreendimento que explora economicamente a suinocultura. Posteriormente foi transportado ao laboratório onde se procedeu a caracterização físico-química conforme as metodologias descritas no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* - APHA (2017). A aplicação nos solos foi realizada três vezes em intervalos de trinta dias.

Os solos estudados neste experimento pertencem ao grande grupo do latossolo vermelho distrófico com textura argilosa (argissolo) no município de Campo Mourão - PR e outro com textura arenosa (nitossolo) do município de Cianorte - PR, coletados em camadas de 0 a 20 cm de profundidade em áreas não cultivadas em 20 pontos distintos dispostos em ziguezague.

Os sítios de coleta foram selecionados de pontos representativos de regiões que já contribuem significativamente para com a suinocultura do Paraná ou que têm potencial para abrigar a sua expansão, uma vez que estas já abrigam sistemas de produção vegetal e animal. Portanto, a seleção dos sítios e solos coletados se deu em função dos seguintes critérios: solos com ocorrência em regiões com aptidão para a atividade suinícola; que os solos escolhidos tivessem características distintas em relação ao seu material de origem ou substrato, à sua mineralogia, textura e propriedades químicas; e que os pontos de coleta apresentassem baixa ou imperceptível influência antrópica.

As amostras compostas obtidas foram devidamente identificadas, secas em estufa de circulação de ar a uma temperatura de 45°C, homogeneizadas e tamisadas em peneiras (2 mm de diâmetro) e na sequência procedeu-se a caracterização química e física do solo conforme metodologia preconizada pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (2009). Posteriormente as mesmas foram estocadas como Terra Fina Seca ao Ar (TFSA).

No laboratório foi avaliada a capacidade de campo e a densidade aparente dos solos, construídas curvas de neutralização (Pronin et al., 2009; Leão et al., 2022) e medido o teor de umidade pelo método gravimétrico de acordo com a norma NBR 14.283 (ABNT, 2016). Os solos de textura arenosa apresentaram valor de pH igual a 5,02, enquanto que o de textura arenosa foi de 4,42.

A obtenção das curvas de neutralização, utilizando-se carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) permitiu observar a propriedade tampão de cada solo, ou seja, a resistência à variação do valor de pH, sendo necessárias grandes quantidades para atingir valor de pH igual a 7,5 (0,1 g e 0,15 g de  $\text{CaCO}_3$  em 50 g de solo seco para o nitossolo e argissolo, respectivamente). A capacidade de campo foi de 267 e 367 g de  $\text{H}_2\text{O}$ .100 g de solo seco enquanto que a densidade aparente foi de 0,59 e 0,80  $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$  para o nitossolo e argissolo, respectivamente.

Em seguida, os solos foram incubados em sacos plásticos por um período de 40 dias com  $\text{CaCO}_3$  e água até 60% da capacidade de campo. Os cálculos foram feitos para obtenção de saturação de bases (V%) igual a 50. O volume de solo utilizado foi de 1 L. Ao nitossolo foram adicionados 510  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  e ao argiloso 815  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  Pró Análise da marca VETEC. O V% para os diferentes solos avaliados foi, portanto, para o solo argiloso 4,47 e 50% enquanto que para o solo arenoso foi de 27,63 e 50%.

### 2.1 Montagem dos protótipos contendo os tubos de percolação

O experimento foi instalado em tubos de percolação de 25 cm de altura e 10 cm de diâmetro, feitos com garrafas de polietileno tereftalato (PET), dispostos em uma armação de madeira (Figura 1), os quais apresentaram na base uma abertura a qual foi conectada uma mangueira flexível de 0,5 cm de diâmetro de forma a permitir a condução do líquido percolado através do solo para recipiente coletor. Esta abertura foi protegida por uma tela fina de plástico (sombrite) e um tecido fino de voal

cortado em forma cilíndrica e adaptável a base do tubete de PET. Em seguida foi adicionada areia grossa previamente lavada para evitar o entupimento da mangueira cristal. Sobre a areia grossa foi acomodado foi uma coluna de solo (TFSA) com altura de 20 cm, totalizando 1 L de solo.

**Figura 1** - Protótipo contendo os tubos de percolação.



Fonte: Autores.

## 2.2 Tratamentos adotados nos experimentos de percolação

O delineamento experimental empregado para a incubação do solo com efluente foi inteiramente casualizado, com três repetições. Os tratamentos estudados consistiram em um esquema fatorial 2 x 4 x 2 para solo, doses e valor de pH. Foram 48 unidades experimentais no total. Durante o período de incubação a umidade dos solos tratados ou não com efluente foi mantida por meio de adições periódicas de água destilada.

Realizou-se três adições do efluente aos 30, 60 e 90 dias em taxas de aplicação (TA) de 0, 50, 100 e 150 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> nos tubetes que continham o solo. Água destilada foi adicionada juntamente com o efluente suficiente para completar o volume de 60% da capacidade de campo. Após 120 dias de montado o protótipo, procedeu-se à passagem de água destilada pelos tubos de percolação nas quantidades correspondentes a duas vezes a capacidade de campo dos solos de estudo. A água foi adicionada lentamente para que o solo pudesse saturar.

## 2.3 Coleta e análise dos lixiviados

A coleta de líquido percolado obtido de cada tratamento foi feita em frascos de 500 mL da seguinte forma: os 500 mL iniciais foram considerados como primeiro lixiviado, trocaram-se os frascos e coletaram-se os próximos 500 mL, sendo considerados o segundo lixiviado. Após a coleta, foram determinadas as concentrações de sódio (Na), cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), valores de pH e CE (APHA, 2017). Os teores de Na e K foram determinados através da fotometria de chama, os teores de Ca e Mg foram determinados por meio de titulometria, os valores de pH foram determinados por leitura direta por potenciometria e a CE por condutivímetro.

## 2.4 Preparo do solo após a percolação para análise

Depois de realizada a coleta dos lixiviados, os tubos de percolação foram cortados para a retirada do solo e dispostos em sacos plásticos de parede reforçada, os quais foram por sua vez identificados e posteriormente armazenados em freezer e

mantidos congelados até passaram por análises para fertilidade segundo método proposto em Teixeira et al. (2017). Os parâmetros determinados foram pH CaCl<sub>2</sub> e pH H<sup>+</sup> + Al<sup>3+</sup>, K, Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg. Também foram determinados os valores de CTC, (PST) e V% através de cálculos a partir dos parâmetros citados anteriormente.

### 3. Resultados e Discussão

A Tabela 1 apresenta a caracterização físico-química do efluente de suinocultura utilizado no experimento e a Tabela 2 a caracterização química e física do solo antes da aplicação do efluente.

**Tabela 1** - Caracterização química do efluente de suinocultura utilizado no experimento.

Aplicações	ST *	SF *	SV *	CE ***	pH	NTK **	P **	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> **	K **	K <sub>2</sub> O **	C.O. **	Ca **	Mg **	DQO **
1ª Aplicação	2,0	0,88	1,6	3,2	7,2	448,0	63,9	146,4	181,8	218,1	615,6	114,3	42,9	--
2ª Aplicação	1,9	1,20	0,8	3,4	6,9	632,0	85,0	194,7	232,1	278,5	876,5	155,3	71,1	--
3ª Aplicação	1,9	0,99	0,9	3,9	7,3	573,0	68,4	156,7	202,8	243,3	782,9	143,3	68,5	1.004

\* g.L<sup>-1</sup>; \*\* mg.L<sup>-1</sup>; \*\*\* mS.cm<sup>-1</sup>; ST: sólidos totais; SF: sólidos fixos; SV: sólidos voláteis; CE: condutividade elétrica; NTK: nitrogênio de Kjeldahl total; P: fósforo; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>: pentóxido de fósforo; K: potássio; K<sub>2</sub>O: óxido de potássio; C.O.: carbono orgânico; Ca: cálcio; Mg: magnésio; DQO: demanda química de oxigênio. Fonte: Autores.

**Tabela 2** - Caracterização física e química dos solos utilizados no experimento.

Solos	pH em CaCl <sub>2</sub>	M.O. *	P **	Acidez Potencial ***	K ***	S ***	C ****	Ca <sup>2+</sup> ***	Mg <sup>2+</sup> ***	Al <sup>3+</sup> ***	CTC ***	V% ***	Argila *****	Silte *****	Areia *****
Argissolo	5,02	7,12	0,3	3,42	0,02	0,2	3,90	0,1	0,09	0,0	3,58	4,47	780	59	161
Nitossolo	4,42	14,80	2,5	3,30	0,13	1,3	6,94	0,8	0,34	0,2	4,56	27,6	264	3	733

%; \* Mg.dm<sup>-3</sup>; \*\*\*cmolc.dm<sup>-3</sup>; \*\*\*\*g.dm<sup>-3</sup>; \*\*\*\*\* g.Kg<sup>-1</sup>; CaCl<sub>2</sub>: cloreto de cálcio; M.O.: matéria orgânica; P: fósforo; K: potássio; S: enxofre; C: carbono; Ca<sup>2+</sup>: cálcio; Mg<sup>2+</sup>: magnésio; Al<sup>3+</sup>: alumínio; CTC: capacidade de troca catiônica; V%: saturação por bases. Fonte: Autores.

#### 3.1 Valor de pH

Embora o valor de pH das águas residuárias tenha se apresentado na faixa básica (com exceção da segunda aplicação) (Tabela 2), o valor de pH dos lixiviados mostrou-se com tendência ácida (Tabela 3) e muito baixos se comparados com o limite da classe 3 (valor de pH entre 6 e 9) da Resolução 430/2011 (Brasil, 2011) para irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras.

Estudos realizados por Caovilla et al. (2005), Medalie et al. (1994) e Gomes et al. (2004) com lixiviação de nutrientes em colunas de solo proveniente de área irrigada com água residuária de suinocultura, cultivada com soja em várias concentrações, corroboram com os resultados do presente trabalho, em que os valores do pH dos lixiviados se encontraram levemente ácidos próximos da neutralidade.

Os lixiviados do nitossolo foram aqueles que apresentaram os menores valores de pH e sofreram pouca variação em função da taxa de aplicação. Nos lixiviados provenientes dos solos incubados, os valores de pH foram maiores como já era previsto devido a aplicação de CaCO<sub>3</sub>. Pode-se observar que o 2º lixiviado ARE INC apresentou o maior valor de pH (6,95), porém foi o único lixiviado em que o valor decresceu em função da taxa de aplicação.



**Tabela 3** – Média do valor de pH nos lixiviados e solos.

Amostras	TA (m <sup>-3</sup> .ha <sup>-1</sup> )	ARE INC	ARE	ARG INC	ARG
1º Lixiviado	0	4,92	4,36	6,25	5,10
	50	4,87	4,41	6,16	5,22
	100	4,69	4,46	6,07	5,24
	150	4,74	4,23	5,94	6,40
2º Lixiviado	0	6,95	5,23	5,73	5,17
	50	6,50	5,13	5,93	5,24
	100	5,66	5,06	6,11	5,39
	150	5,50	4,76	5,88	5,74
Solos	0	4,97	4,28	5,80	5,11
	50	4,69	4,18	5,83	5,31
	100	4,68	4,06	5,64	5,48
	150	4,35	4,04	5,74	5,36

ARE INC: nitossolo incubado com CaCO<sub>3</sub>; ARG INC: argissolo incubados com CaCO<sub>3</sub>; ARE: nitossolo sem aplicação de CaCO<sub>3</sub>; ARG: argissolo sem aplicação de CaCO<sub>3</sub>. Fonte: Autores.

Em experimento realizado por Luchese et al. (2008) em coluna de PVC avaliando o efeito de dois resíduos oriundos de uma indústria farmoquímica aplicados em solo arenoso e argiloso, foi observado que os valores de pH do percolado tendiam à elevação independente do tratamento aplicado, diferente dos resultados no presente estudo. Entretanto, a maior variação do valor de pH nos lixiviados do solo argiloso foi semelhante nos dois trabalhos em virtude do menor poder tampão do solo (CTC inicial menor no solo argiloso) (Tabela 2).

Os valores de pH de soluções lixiviadas em experimentos de colunas são bem variados, obtendo-se reduções dos valores de pH, mesmo o solo recebendo a aplicação de calcário (Amaral et al., 2004). A liberação de ácidos orgânicos pela matéria orgânica durante sua decomposição contribui para a diminuição dos valores de pH (Brady & Weil, 2012), desta forma, a elevação dos valores de pH apresentadas nos solos argilosos deve estar associada à alcalinidade dos resíduos aplicados, promovendo a incorporação de grandes quantidades de Ca, Mg, K e Na ao solo.

Em relação aos solos, o valor de pH permaneceu ligeiramente ácido (Tabela 3), embora o resíduo líquido tivesse condição alcalina (Tabela 1). Os valores de pH das amostras dos solos arenosos foram menores quando comparadas com as amostras de solos argissolos. Esta acidez pode ser atribuída à ação tampão da matéria orgânica do próprio resíduo e dos solos altamente tamponados (Scherer et al., 2010), indicando que o sistema água-solo-planta tem capacidade de tamponar variações de pH originadas da mineralização bacteriana da matéria orgânica advinda dos efluentes de suinocultura (Rodrigues, 2001). Entretanto, resultados diferentes foram encontrados por Oliveira (2007) que, ao pesquisar diferentes efluentes do sistema de tratamento biológico de uma granja suinícola, evidenciou que houve uma elevação nos valores de pH do solo após a aplicação do resíduo advindos da produção suinícola.

### 3.2 Cálcio e saturação de bases

Os teores de Ca encontrados nos lixiviados também foram influenciados pela textura do solo e pela incubação (Tabela 4). A maior lixiviação de Ca apresentada no nitossolo pode estar relacionada à maior condutividade hidráulica deste solo que, após ter o complexo de troca saturado com os cátions provenientes dos resíduos, favoreceu a sua lixiviação.

**Tabela 4** - Média dos valores de cálcio dos lixiviados e solos.

Amostras	TA (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> )	ARE INC	ARE	ARG INC	ARG
1° Lixiviado (mg.L <sup>-1</sup> )	0	52,85	31,41	4,05	1,72
	50	97,33	82,56	4,00	2,28
	100	104,00	92,05	28,53	2,28
	150	202,56	137,6	50,93	2,80
2° Lixiviado (mg.L <sup>-1</sup> )	0	7,04	11,15	3,20	0,69
	50	50,35	38,45	13,44	0,91
	100	62,19	68,69	37,60	0,91
	150	119,31	59,2	54,19	1,12
% de lixiviação	0	14,5%	10,3%	1,75%	0,58%
	50	35,76%	29,3%	4,22%	0,77%
	100	40,24%	38,92%	16,01%	0,77%
	150	78,00%	47,65%	25,45%	0,95%
Solos (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup> )	0	1,87	1,17	1,46	1,62
	50	1,59	2,13	0,95	1,25
	100	1,70	1,78	0,73	1,30
	150	2,04	2,24	0,82	1,45

Fonte: Autores.

Os primeiros lixiviados do nitossolo apresentaram as maiores concentrações de Ca em função da taxa de aplicação da água residuária de suinocultura. Na análise de porcentual de lixiviação, o ARE INC (14,5 a 78%) e ARE (10,3 a 47,65%) apresentaram-se mais propensos à lixiviação de Ca, ao passo que o ARG INC (1,75 a 25,45%) e ARG (0,58 a 0,95%) mostraram baixo poder de lixiviação.

Como a solução que se movimenta verticalmente no solo é uma mistura entre a solução previamente existente no solo e a água adicionada que se mistura a ela, a quantidade de Ca lixiviada é proporcional à concentração inicial do nutriente na solução preexistente no solo. Esta, por sua vez, varia na razão direta da quantidade de Ca nas formas prontamente disponíveis (Ciotta et al., 2002) e na razão inversa do aumento da densidade de cargas elétricas negativas dos compostos sólidos (Ernani et al., 2003).

Os teores de Ca<sup>2+</sup> no solo tanto no nitossolo como no argissolo foram muito baixos, variaram de 0,73 a 2,24 cmol<sub>c</sub>.dm<sup>-3</sup> (Tabela 4). Segundo o Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR-Paraná) (2021), estes valores são indicativos de classes de fertilidade do solo que variam de baixo a muito baixo. Isto corrobora com os baixos valores de V% encontrados nos solos após aplicação da água residuária de suinocultura (Tabela 5). Os valores iniciais de V% antes da aplicação da água residuária foram de 4,47% para o argissolo e de 27,63% para o nitossolo (Tabela 2). Estes valores se devem aos solos de barranco coletados, sujeitos a grande lixiviação de nutrientes. Após a aplicação da água residuária de suinocultura, os valores de V% obtiveram acréscimo para o argissolo (45 a 62%) e para o nitossolo (49 a 65%).

**Tabela 5** - Média dos valores de Saturação de Bases (V%) nos solos.

TA (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> )	ARE INC	ARE	ARG INC	ARG
0	54	49	46	62
50	60	60	49	59
100	60	65	49	62
150	65	65	45	56

Fonte: Autores.

O ARE INC apresentou pouca variação nos teores de  $\text{Ca}^{2+}$  no solo em função da taxa de aplicação de água residuária de suinocultura (de 1,59 a 2,04  $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ), enquanto que o não incubado (ARE) sofreu leve acréscimo (de 1,17 a 2,24  $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ). Opostamente, o argissolo mostrou valores inferiores e decrescentes em função da taxa de aplicação (ARG INC de 0,73 a 1,46  $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$  e ARG de 1,25 a 1,62  $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ).

Comparando o tratamento testemunha (Taxa 0) com aqueles onde ocorreu a aplicação de água residuária, não houve diferenças no teor de Ca, o que demonstra que, apesar da adição de Ca via dejetos líquidos, essa quantidade não foi suficiente para elevar o teor do elemento na forma trocável, com exceção do lixiviado do ARE. Isto pode estar associado ao fato que o argissolo foi coletado em barranco e aos valores iniciais baixos de Ca (0,05  $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ) quando comparados ao nitossolo (0,79  $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ) (Tabela 2).

Segundo Pavan et al. (1982), a rápida lixiviação de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  pelos solos não é observada em todos os trabalhos, visto que são íons que apresentam certa afinidade pelos colóides em função das suas cargas e raio iônico, sendo retidos em preferência a outros elementos, como o  $\text{K}^+$  e o  $\text{Na}^+$ ; contudo, o  $\text{Ca}^{2+}$  e o  $\text{Mg}^{2+}$  formam complexos de esfera externa com os colóides do solo, fenômenos de superfície cujos íons solvatados se ligam com as cargas existentes nos colóides; desta forma, os referidos cátions estão no complexo de troca fracamente adsorvidos, podendo ser deslocados por outros cátions e, assim, ser lixiviados.

Estudos de Luchese et al. (2008) evidenciaram que a diferença de textura entre os solos, embora tenha promovido variações no processo de lixiviação dos íons, não apresentou efeito decisivo devido à alta dosagem aplicada dos resíduos e à manutenção da alta umidade no interior das colunas, o que não corrobora com este estudo em relação ao  $\text{Ca}^{2+}$ , já que a concentração deste íon nos lixiviados aumentou em função da taxa de aplicação.

### 3.3 Capacidade de troca de cátions e condutividade elétrica

Os valores da CTC foram baixos e a adição de efluente contribuiu para o seu aumento com maior intensidade nos solos de textura arenosa do que nos de textura argilosa (Tabela 6). Nos nitossolos a maior intensidade do valor da carga líquida negativa faz com que haja maior retenção de cátions. Isto provavelmente explica a maior retenção de  $\text{Ca}^{2+}$  no argissolo e as menores concentrações nos seus lixiviados. Ressalta-se que o valor da concentração de  $\text{Ca}^{2+}$  inicial no nitossolo foi de 0,79  $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$  e no argissolo foi de 0,05  $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$  (Tabela 2).

Os primeiros lixiviados do nitossolo apresentaram médias de CE muito próximas e aumentaram em função da taxa de aplicação (Tabela 6). O ARE INC variou de 421,63 a 1464,66  $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$  e o ARE de 336,33 a 1413,90  $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ . Os segundos lixiviados do nitossolo apresentaram o mesmo comportamento, no entanto as médias da CE foram inferiores.

Nos primeiros lixiviados do argissolo, as médias de CE encontradas foram baixas e constantes. Os incubados tiveram uma variação de 30,18 a 92,09  $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$  (ARG INC) e 23,15 a 113,30  $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$  (ARG INC – 2º lixiviado). Já os segundos lixiviados do argissolo tiveram leve ascendência em função da taxa de aplicação, compreendendo teores entre 36,72 a 430,46  $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$  (ARG – 1º lixiviado) e 35,95 a 459,63  $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$  (ARG – 2º lixiviado).



**Tabela 6** - Média dos valores de CTC dos solos e CE dos lixiviados

Parâmetros	Amostras	TA (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> )	ARE INC	ARE	ARG INC	ARG
Condutividade elétrica	1° Lixiviado (mS.cm <sup>-1</sup> )	0	421,63	336,33	30,64	36,72
		50	700,13	789,60	36,01	57,54
		100	740,13	897,80	30,18	287,66
	2° Lixiviado (mS.cm <sup>-1</sup> )	150	1464,66	1413,90	92,09	430,46
		0	70,85	170,33	23,15	35,95
		50	390,80	401,90	31,36	111,38
Capacidade de troca de cátions	Solos (cmolc.dm <sup>-3</sup> )	100	483,70	682,10	24,59	337,37
		150	946,06	679,36	113,30	459,63
		0	3,16	3,17	3,43	4,53
		50	3,56	4,04	3,84	3,90
		100	3,60	5,67	3,59	4,12
		150	4,37	4,53	2,99	3,47

Fonte: Autores.

Anami et al. (2008) comprovou que existe uma forte relação entre os elementos encontrados nos lixiviados e os valores da CE. Isto implica que nos solos onde há retenção de sais, o lixiviado tem pouca concentração dos mesmos, favorecendo as baixas medições de CE. O contrário ocorre em solos que não retêm sais, os mesmos lixiviam e provocam altos valores de CE no lixiviado.

Como a CE é um indicador da quantidade de íons (cátions e ânions) em solução, a quantidade maior destes, propicia também maior CE (Amaral et al., 2004). Pode-se aferir, então, que a maior parte dos íons fornecidos pelos resíduos lixiviou rapidamente, sendo que o Ca<sup>2+</sup> foi aquele que apresentou o maior percentual de lixiviação quando comparados ao Mg<sup>2+</sup> e ao K.

O CE também é influenciado pelo N, o qual possui grande mobilidade no solo (tanto na forma amoniacal como na forma nítrica). Segundo Bolzani et al. (2012), os valores de nitrato em experimento nas mesmas condições do presente trabalho, variaram de 7,52 a 41,03 mg.L<sup>-1</sup> para o nitossolo e de 2,17 a 37,96 mg.L<sup>-1</sup> para o argissolo. Já as concentrações de amônio a variação foi de 0,017 a 0,24 mg.L<sup>-1</sup> para o nitossolo e 0,02 a 0,48 mg.L<sup>-1</sup>.

Ayers e Westcot (1999) relatam que, para o valor de CE não apresentar restrições à culturas sensíveis, a salinidade das águas de irrigação deve ser de 0,70 µS.cm<sup>-1</sup>. Sendo assim, todos os resíduos líquidos gerados nas diferentes granjas podem vir a provocar, pela elevada concentração de sais, o risco de acumulação progressiva no solo, caso este não possua uma boa capacidade de percolação.

### 3.4 Magnésio

Os teores de Mg encontrados no 1° lixiviado do ARE foram os mais altos, compreendendo variação de 43,68 a 84,53 mg.L<sup>-1</sup> (Tabela 7). Da mesma forma que o Ca, os lixiviados dos nitossolos apresentaram-se maiores do que os do argissolo em função da taxa de aplicação.

A análise do percentual de lixiviação do Mg evidencia que os nitossolos foram aqueles que apresentaram maiores valores, enquanto no ARE INC a variação foi de 12,91 a 55,14%, no INC variou de 36 a 69,53%. Em contrapartida, ARG INC (3,77 a 19,71%) e ARG (5,61 a 10,02%) mostraram o menor potencial de lixiviação. Isso se deve principalmente ao poder de retenção de cátions específicos de cada tipo de solo (CTC). O solo arenoso tem menor poder de retenção de cátions, no caso Mg, portanto apresenta maior porcentual de lixiviação.

**Tabela 7** - Média dos valores de magnésio nos lixiviados e solos

Amostras	TA (m <sup>-3</sup> .ha <sup>-1</sup> )	ARE INC	ARE	ARG INC	ARG
1° Lixiviado (mg.L <sup>-1</sup> )	0	18,78	43,68	4,92	9,08
	50	30,78	51,47	11,6	7,32
	100	32,00	61,60	20,00	8,40
	150	57,60	84,53	25,72	13,08
2° Lixiviado (mg.L <sup>-1</sup> )	0	4,80	22,08	1,97	3,63
	50	19,25	31,42	4,64	2,93
	100	21,65	45,28	8,00	3,36
	150	43,09	42,45	10,29	5,23
% de lixiviação	0	12,91%	36,00%	3,77%	6,96%
	50	27,39%	45,38%	8,89%	5,61%
	100	29,38%	58,52%	15,33%	6,44%
	150	55,14%	69,53%	19,71%	10,02%
Solos (cmolc.dm <sup>-3</sup> )	0	0,24	0,26	0,10	0,11
	50	0,30	0,10	0,12	0,27
	100	0,21	0,10	0,15	0,31
	150	0,30	0,10	0,19	0,26

Fonte: Autores.

Giroto et al. (2013) comprovaram, em estudo envolvendo aplicação de água residuária de suinocultura em diferentes culturas, que houve perda pequena de Mg<sup>2+</sup> por lixiviação de 2,2, 2,0 e 5,0 kg.ha<sup>-1</sup> em dois anos, sendo que as doses de água residuárias estabelecidas foram de 20, 40 e 80 m<sup>-3</sup>.ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Visto que tal trabalho foi realizado em campo, deve-se considerar a absorção de nutrientes pelas plantas, o que faz diminuir o teor de Mg<sup>2+</sup> lixiviado.

Os argissolos apresentaram leve acréscimo dos teores de Mg<sup>2+</sup> trocável nas amostras de solos, enquanto que os nitossolos ou sofreram decréscimos em função do aumento da taxa de aplicação ou permaneceram praticamente inalterados (Tabela 7). A exemplo da análise do teor de Ca<sup>2+</sup> trocável no solo, os valores da concentração de Mg<sup>2+</sup> trocável foram muito baixos, indicativos de solos de baixa fertilidade.

Comparando o tratamento testemunha (Taxa 0) com aqueles onde houve aplicação de água residuária, pode-se observar que o nitossolo e o argissolo não foram influenciados em relação aos teores de Mg<sup>2+</sup>, pois os valores foram pouco alterados, o que demonstra a exemplo do comportamento do Ca<sup>2+</sup> no solo, que apesar da adição de Mg<sup>2+</sup> via dejetos líquidos, essa quantidade não foi suficiente para elevar o teor do elemento na forma trocável.

### 3.5 Potássio

A lixiviação de K variou conforme o tipo de solo. A concentração de K nas soluções percoladas foi maior no nitossolo do que no argissolo, isto provavelmente devido a maior concentração inicial nativa de K relativamente ao argissolo (Tabela 8).

Sanzonowicz et al. (1985), também verificaram maior mobilidade do K no perfil de um solo arenoso o que corrobora com os dados encontrados nesta pesquisa. Como a solução que se movimenta verticalmente no solo é uma mistura entre a solução previamente existente no solo e a água adicionada que se mistura a ela, a quantidade de K lixiviada é proporcional à concentração inicial do nutriente na solução preexistente no solo.

**Tabela 8** - Média dos valores de potássio nos lixiviados e solos.

Amostras	TA ( $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ )	ARE INC	ARE	ARG INC	ARG
1° Lixiviado ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0	0,17	0,17	0,01	0,01
	50	0,29	0,38	0,02	0,02
	100	0,37	0,51	0,01	0,02
	150	0,94	0,68	0,04	0,04
2° Lixiviado ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0	0,06	0,14	0,01	0,02
	50	0,20	0,32	0,02	0,01
	100	0,27	0,5	0,02	0,05
	150	0,83	0,67	0,06	0,07
% de lixiviação	0	0,03%	0,05%	0,003%	0,005%
	50	0,08%	0,11%	0,006%	0,005%
	100	0,10%	0,16%	0,005%	0,011%
	150	0,29%	0,22%	0,016%	0,018%
Solos ( $\text{cmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$ )	0	0,21	0,33	0,23	0,25
	50	0,27	0,5	0,76	0,21
	100	0,72	0,64	0,76	0,76
	150	0,56	0,92	0,25	0,33

Fonte: Autores.

As quantidades de K lixiviadas dos nitossolos incubados foram maiores do que os não incubados tanto para o primeiro como para o segundo lixiviado. A variação foi para o ARE INC de 0,17 a 0,94  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ; o ARE variou de 0,17 a 0,68  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , o ARE INC 2 de 0,06 a 0,83  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  e o ARE 2 de 0,14 a 0,67  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .

A percolação de K em solos catarinenses (Ernani et al., 2003) e paulistas (Chaves & Libardi, 1995) foi maior no solo onde não foi aplicado calcário do que naquele onde foi feita a calagem, o que corrobora com os resultados encontrados neste estudo. Estes autores atribuíram este fato à menor retenção eletrostática do nutriente nos menores valores de pH, decorrente da menor capacidade de troca de cátions.

Os valores de K nos lixiviados do argissolo aumentaram em função da taxa de aplicação, ao passo que os argissolos têm baixas concentrações de K e variam muito pouco em função da taxa de aplicação da água residuária de suinocultura. Em estudo desenvolvido por Oliveira et al. (2004), onde houve aplicação de água residuária de suinocultura e água em lisímetros de percolação, em geral o conteúdo de K nas plantas fertirrigadas com águas residuárias foram estatisticamente superiores aos obtidos nos tratamentos que receberam água.

No que diz respeito ao percentual de lixiviação, percebe-se que tanto ARE INC (0,03 a 0,29%) como ARE (0,05 a 0,22%), apresentaram valores baixos, porém maiores que ARG INC (0,003 a 0,016%) e ARG (0,005 a 0,018%). Visto que os teores de K contidos na água residuária de suinocultura foram de aproximadamente 600  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , ou seja, o teor de K que lixiviou foi baixo. Provavelmente o solo tenha retido grande parte do K adicionado a ele durante as três aplicações. Embora os percentuais de lixiviação tenham sido baixos, é possível notar que o solo argiloso reteve mais K do que o solo arenoso. Em pesquisa semelhante, Paglia et al. (2007) verificaram que em colunas de solo adubadas com esgoto alcalinizado, houve aumento da concentração de K na solução lixiviada, à medida que se aumentava a dosagem de  $\text{K}_2\text{O}$  aplicado no solo, para as quatro lixiviações realizadas.

Para Rajj (1981), o risco de lixiviação do potássio é maior nos solos arenosos e pobres em matéria orgânica, com poucas cargas negativas para reter esse elemento que possui carga negativa, o que corrobora com os dados do presente estudo.

O nitossolo apresentou os teores de K no solo (Tabela 8) de forma crescente em função da taxa de aplicação tanto o ARE INC (variação de 0,21 a 0,72 mg.L<sup>-1</sup>) e o ARE (variação de 0,33 a 0,92 mg.L<sup>-1</sup>). Em relação ao argissolo os valores de K tiveram uma leve ascendência em função da taxa de aplicação (ARG INC de 0,23 a 0,76 mg.L<sup>-1</sup> e o ARG de 0,21 a 0,76 mg.L<sup>-1</sup>).

Rivera et al. (2006) ao avaliarem o deslocamento do íon K em colunas de solo do tipo latossolo vermelho-amarelo fase arenosa, mostraram que o solo que apresentava concentração inicial de 49,31 kg.m<sup>-3</sup>, ao término da aplicação da solução de K, apresentou valores médios de 300 kg.m<sup>-3</sup> na camada superior da coluna. Há tendência, portanto, de maiores concentrações de K nas camadas superiores, em torno de 14 cm, enquanto o molhamento se deu até cerca de 30 cm. Esse resultado, possivelmente, deve-se ao fato de o K em solução ter sido adsorvido, de forma que a frente de molhamento que caminhou para profundidades maiores, provavelmente, apresentava menor concentração desse soluto.

Inúmeros trabalhos têm mostrado a ocorrência de gradiente de concentração decrescente com o aumento da profundidade do solo após a adição de nutrientes de baixa e média mobilidade sobre a sua superfície (Ernani et al., 2002; Ciotta et al., 2002). Segundo Ernani e Barber (1993), à medida que a solução mais concentrada em K vai se deslocando descendentemente no solo estabelece-se novos equilíbrios entre os cátions, e parte do K na solução percolante passa a ocupar algumas das cargas elétricas negativas dos constituintes sólidos do solo, deslocando delas os cátions que as estavam neutralizando.

A concentração máxima de K nas soluções percoladas não foi alta quando comparada com as concentrações de Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>. Segundo Ernani et al. (2007), a mobilidade vertical descendente dos nutrientes acontece principalmente por fluxo de massa, em decorrência das forças gravitacionais. Nesse processo, os fatores que mais influenciam positivamente a descida são as concentrações na solução do solo e o volume de água que percola. As atrações sucessivas a que o nutriente é submetido durante o processo de descida, seja pelas cargas negativas e, ou, pelos grupos funcionais nos compostos sólidos, tendem a dificultar essa mobilidade.

### 3.6 Sódio

Tanto o nitossolo como o argissolo apresentaram acréscimo dos teores de Na trocável em função da taxa de aplicação de água residuária, sendo que, os teores de Na verificados para os primeiros lixiviados foram maiores do que aqueles do segundo lixiviado e os originados dos solos com textura arenosa foram maiores do que aqueles com predominância de argila (Tabela 9).

Em estudo semelhante para verificar a lixiviação de Na para fins de determinar condições seguras de uso agrícola no estado de Pernambuco de um resíduo têxtil, Messias et al. (2006) observaram que a presença de lodo têxtil influenciou a percolação de sódio, em ambos os solos estudados. A textura arenosa indicou, como ponto de máxima, 45 dias de percolação e a textura argilosa, 60 dias de lixiviação, para o elemento químico sódio.

Ao avaliar a qualidade dos dejetos de suínos em oito granjas produtoras do Estado do Paraná, Oliveira (2007) encontrou valores de Na<sup>2+</sup> nos dejetos que variaram de 167,3 a 239,9 mg.L<sup>-1</sup>. A variação no teor de nutrientes entre as granjas pode ser atribuída aos diferentes manejos aplicados em cada granja, sendo o fator alimentação a característica mais importante que condiciona a composição do resíduo líquido. No presente estudo, não foi apresentada a concentração de sódio na água residuária biodigerida, mas a revisão bibliográfica indica que este tipo de resíduo apresenta valores de Na significativos em relação aqueles que se apresentaram no lixiviado acumulado. Dessa forma, podemos inferir que a maior parte do nutriente Na ficou retido no solo.

O teor de Na analisado para o nitossolo foi de 0,52 a 1,44 mg.L<sup>-1</sup> (ARE INC) e 0,49 a 2,36 mg.L<sup>-1</sup> (ARE). Os mesmos tiveram uma ascendência significativa no teor de Na, ao passo que o ARG INC e ARG variaram de 0,59 a 0,78 mg.L<sup>-1</sup> e 0,79 a

1,80 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, apresentando um decaimento em função da taxa de aplicação da água residuária de suinocultura (Tabela 9).

**Tabela 9** - Média dos valores de sódio nos lixiviados e solos e potencial de sódio trocável dos solos.

Amostras	TA (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> )	ARE INC	ARE	ARG INC	ARG
1º Lixiviado (mg.L <sup>-1</sup> )	0	0,36	0,4	0,11	0,08
	50	0,69	1,11	0,17	0,46
	100	0,73	1,18	0,13	1
	150	1,75	1,64	0,69	1,37
2º Lixiviado (mg.L <sup>-1</sup> )	0	0,11	0,37	0,07	0,08
	50	0,41	0,53	0,19	0,34
	100	0,52	0,88	0,12	0,42
	150	1,02	0,92	0,72	0,59
Solos (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup> )	0	0,52	0,49	0,78	1,8
	50	0,91	1,07	0,76	0,84
	100	0,55	2,36	0,6	0,95
	150	1,44	1,13	0,59	0,79
Potencial de sódio trocável no solo (PST) (%)	0	16,5	15,5	22,7	39,7
	50	25,6	26,5	19,8	21,5
	100	15,3	41,6	16,7	23,1
	150	33,0	24,9	19,7	22,8

Fonte: Autores.

Em estudo semelhante desenvolvido por Melo et al. (2001), os teores de Na encontrados no solo arenoso submetido à aplicação de esgoto sanitário tratado não se mostraram com tendência acumulativa, o que diverge com os resultados obtidos no presente trabalho. No entanto deve-se observar que o tipo de resíduo utilizado tem características diferentes da água residuária de suinocultura empregada neste estudo, o que pode ter influenciado nessa diferença.

Os valores obtidos da PST mostram que, para as condições da pesquisa, não houve acúmulo progressivo de sódio no argissolo, mas os teores apresentados ultrapassam os valores de 5% indicados como limites para evidenciar risco de salinização, demonstrando que se terão problemas de sodificação ao longo do tempo no solo com a disposição da água residuária de suinocultura, sendo a maioria dos sais retidos no próprio solo e pouca quantidade será percolada na água do esgoto aplicado, ou nas águas das chuvas.

Os solos arenosos apresentam aumento da PST em função da taxa de aplicação sendo, portanto, aqueles de maior potencial de risco de salinização com o aumento do tempo de aplicação (Tabela 9).

Em estudos de Oliveira (2007) em solos do Estado do Paraná sob disposição intensiva de dejetos líquidos de suínos, foi observado que granjas que tiveram maior tempo de aplicação do resíduo orgânico ao solo (de 10 a 20 anos de aplicação) foram as mais susceptíveis ao risco de salinização. O autor encontrou valores mais altos de PST nas camadas superficiais dos solos destas granjas em percentagem de sódio trocável inferiores a 0,30%.

Os resultados de PST foram menores aos reportados por Freitas et al. (2004), os quais coletaram amostras de água residuária em lisímetros, com o objetivo de avaliar o efeito salino do resíduo. Os autores não observaram problemas de excesso de sódio ou de salinidade, uma vez que a produtividade do milho foi melhor nas áreas de aplicação do resíduo. A PST variou de 2,14 a 2,44 % quando o resíduo foi aplicado de forma bruta e de 1,38 a 3,43% quando peneirado.

#### 4. Conclusão

O nutriente que mais lixiviou foi o  $\text{Ca}^{2+}$ , seguido do  $\text{Mg}^{2+}$ , Na e K, sendo que os maiores valores encontrados foram nos lixiviados do nitossolo. A retenção de nutrientes trocáveis nos solos foi maior para  $\text{Ca}^{2+}$  e Na e menor para K e  $\text{Mg}^{2+}$ . A CE nos lixiviados mostrou relação direta com os íons encontrados nos mesmos. A CTC foi maior no nitossolo do que no argissolo, o que explica a maior concentração de nutrientes nos lixiviados provenientes do nitossolo. O PST foi mais acentuado no nitossolo, o que sugere que este tipo de solo é mais vulnerável à salinização. A V% apresentada após a aplicação da água residuária teve acréscimo significativo, já que os solos coletados eram de barranco.

#### Referências

- Amaral, A. S., Anghinoni, I., Hinrichs, R. & Bertol, I. (2004). Movimentação de partículas de calcário no perfil de um cambissolo em plantio direto. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 28(2), 75-80. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000200014>
- Anami, M. H., Sampaio, S. C., Suszec, M., Gomes, S. D. & Queiroz, M. M. F. (2008). Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. *Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.*, 12(1), 359-368. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662008000100011>
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2016). *NBR 14283: Resíduos em solos: determinação da biodegradação pelo método respirométrico*. Rio de Janeiro: ABNT.
- Associação Brasileira de Proteína Animal. (2021). Relatório anual 2021. São Paulo: ABTA.
- American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environment Federation. Standard. (2017). *Methods for the examination of water and sewage*. 23ª ed. Washington.
- Ayers, R. S. & Westcot, D. W. (1999). *A qualidade da água na agricultura*. 2. ed. Campina Grande: UFPB, 153 p.
- Bolzani, H. R., Oliveira, D. L. A. & Lautenschlager, S. R. (2012). Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura no solo e na qualidade dos seus lixiviados. *Eng. Sanit. e Ambient.*, 17(4), 385-392. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522012000400005>
- Brady, N. C. & Weil, R. R. (2012). *Elementos da natureza e propriedades dos solos*. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 716 p.
- Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2011). *Resolução Nº 430 de 13/05/2011*. Distrito Federal: Ministério do Meio Ambiente.
- Caovilla, F. A., Sampaio, S. C., Pereira, J. O., Vilas Boas, M. A., Gomes, B. M. & Figueiredo, A. C. (2005). Lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja. *Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.*, 9(Suplemento), 283-287. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v9nsupp283-287>
- Chaves, L. H. G. & Libardi, P. L. (1995). Lixiviação de potássio e cálcio mais magnésio influenciada pelo pH. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 19, 145-148.
- Ciotta, M. N., Bayer, C., Ernani, P. R., Fontoura, S. M. V., Albuquerque, J. A. & Wobeto, C. (2002). Acidificação de um latossolo sob plantio direto. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 26(4), 1055-1064. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000400023>
- Costa, G. S. & Marvulli, M. V. N. (2020). Soluções alternativas para o tratamento, disposição ou reutilização de dejetos animais provenientes de atividade suínica no Brasil. *Braz. J. Anim. Environ. Res.*, 3(3), 1471-1479. <https://doi.org/10.34188/bjaerv3n3-063>
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (2009). *Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes*. 2 ed. Brasília: EMBRAPA, 628 p.
- Ernani, P. R. & Barber S. A. (1993). Composição da solução do solo e lixiviação de cátions afetadas pela aplicação de cloreto e sulfato de cálcio em um solo ácido. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 10, 41-46.
- Ernani, P. R., Bayer, C., Almeida, J. A. & Cassol, P. C. (2007). Mobilidade vertical de cátions influenciada pelo método de aplicação de cloreto de potássio em solos com carga variável. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 31(2), 393-402. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000200022>
- Ernani, P. R., Mantovani, A., Scheidt, F. R. E. & Nesi, C. (2003). Mobilidade de nutrientes em solos ácidos decorrentes da aplicação de cloreto de potássio e calcário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29. Ribeirão Preto, 2003, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.
- Ernani, P. R., Sangoi, L. & Rampazzo, C. (2002). Influência do método de aplicação da uréia e dos restos culturais de aveia preta na lixiviação de nitrogênio e no rendimento de matéria seca do milho. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 25.
- Freitas, W. S., Oliveira, R. A., Pinto, F. A., Cecon, P. R. & Galvão, J. C. C. (2004). Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura sobre a produção do milho para silagem. *Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.*, 8, 102-125. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662004000100018>
- Giroto, E., Ceretta, C., Lourenzi, C., Lorensini, F., Tiecher, T., Vieira, R., Trentin, G., Basso, C., Miotto, A. & Brunetto, G. (2013). Nutrient transfers by leaching in a no-tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 95, 115-131. <https://doi.org/10.1007/s10705-013-9552-2>
- Gomes, E. R. S., Sampaio, S. C., Corrêa, M. M., Vilas Boas, M. A. & Alves, L. F. A. (2004). Movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solos. *Eng. Agríc.*, 24(3), 557- 568. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162004000300008>
- Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná. (2021). Disponível em: <https://www.idrparana.pr.gov.br>. Acesso em: 20 de maio de 2021.



- Leão, D. A., Bolzani, H. R., Oliveira, D. L. A. & Pompei, C. M. E. (2022). Lixiviação de nutrientes e alteração das propriedades químicas de solos submetidos à aplicação de vinhaça associada à torta de filtro. *Brazilian Applied Science Review*, 6(2),421-436. <https://doi.org/10.34115/basrv6n2-005>
- Luchese, A.V., Costa, A. C. S. & Souza Júnior, I. G. (2008). Lixiviação de íons após a aplicação de resíduos orgânicos de uma indústria farmoquímica. *Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.*, 12(2), 189-199. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662008000200012>
- Medalie, L., Bowden, B. & Smith, C. T. (1994). Nutrient leaching following land application of aerobically digested municipal sewage sludge in a northern hardwood forest. *Journal of Environmental Quality*, 23, 130-138. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300010021x>
- Melo, H. N. S., Miranda, R. J. A., Andrade Neto, C. O. & Lucas Filho, M. (2001). *Salinização no Sistema de Pós-Tratamento de Esgotos por Disposição Controlada no Solo*. In: Van Haandel, A., Coraucci Filho, B., Chernicharo, C. A. L., Foresti, E., Melo, H. N. S., Cybis, L. F. C., Cordeiro Netto, O. M., Kato, M. T., Luduvic, M., Aisse, M. M. & Belli Filho, P. (Org.). Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios: Coletânea de Artigos Técnicos. Belo Horizonte: FINEP.
- Messias, A. S., Távora, B. E., Silva, R. C. R. & Nascimento, A. E. (2006). Percolação de sódio através de solos do Estado de Pernambuco, Brasil. v. Supl., *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, 65-72.
- Muller Júnior, V., Comin, J. J., Ferreira, G. W., Tavares, J. M. R., Couto, R. R. & Belli Filho, P. (2021). Nitrous oxide emissions in soils fertilized with pig manure: soil processes and strategies of control and mitigation. *Research, Society and Development*, 10(2), p. e23910212427. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i2.12427>
- Oliveira, D. L. A. (2007). *Atributos químicos de um latossolo vermelho fértil após aplicação intensiva de dejetos líquidos de suínos*. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Oliveira, R. A., Freitas, W. S., Galvão J. C. C., Pinto, F. A. & Cecon, P. R. (2004). Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características nutricionais do milho. *Revista Brasileira de Milho e Sorgo*, 3(3), 357-369.
- Paglia, E. C., Serrat, B. M., Freire, C. A. L., Veiga, A. M. & Borsatto, R. S. (2007). Doses de potássio na lixiviação do solo com lodo de esgoto. *Rev. bras. eng. agríc. ambient.*, 11(1), 94-100. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662007000100012>
- Paniagua, C. E. S. & Santos, V. O. (2021). Potencialidade do uso de dejetos suínos como biofertilizante, biogás e energia elétrica: da redução de custos na produção ao manejo ecologicamente mais sustentável. *Brazilian Journal of Development*, 7(9), 90227-90243. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n9-266>
- Pavan, M. A., Bingham, F. T. & Pratt, P. F. (1982). Toxicity of aluminum to coffee in ultisols and oxisols amended with CaCO<sub>3</sub>, MgCO<sub>3</sub>, and CaSO<sub>4</sub>·2H<sub>2</sub>O. *Soil science society of america journal*, 46(6), 1201-1207. <https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600060017x>
- Pegoraro, V. R., Mir, L., Briacchi, M., Bachmeier, O. & Ortiz, J. (2021). Different pig slurry application methods modify the soil quality and increase the productivity of winter wheat (*Triticum aestivum* L.) Crop (Córdoba, Argentina). *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 4(4), 6419-6440. <https://doi.org/10.34188/bjaerv4n4-125>
- Prevedello, C. L. & Armindo, R. A. (2015). *Física do solo com problemas resolvidos*. 2 ed. Curitiba.
- Pronin, E., Oliveira, D. L. A., Bolzani, H. R. & Leão, D. A. (2009). Comportamento de solos de diferentes texturas e lixiviados utilizando resíduos da indústria sucroalcooleira. *OLAM – Ciência e Tecnologia*, 9(n. especial), 231-252.
- Raij, B. V. (1981). *Avaliação da fertilidade do solo*. 2 ed. Piracicaba: Instituto da Potassa. & Fosfato, 144 p.
- Rivera, R. N. C., Duarte, S. N., Miranda, J. H. & Botrel, T. A. (2006). Modelagem da dinâmica do potássio no solo sob irrigação por gotejamento. *Eng. Agríc.*, 26(2), 388-394. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162006000200006>
- Rodrigues, M. B. (2001). *Efeito de fertirrigações com águas residuárias de laticínio e frigorífico em um latossolo roxo eutrófico*. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Sistemas Agroindustriais) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel.
- Sanches, L. R., Missio, R. F. & Cordeiro, J. (2022). Influência da fertirrigação com água residuária sobre o solo e crescimento de mudas arbóreas. *Research, Society and Development*, 11(2), p. e53411223043. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i2.23043>
- Sanzonowicz, C., Mielniczuk, J. & Massoti, Z. (1985). Distribuição do potássio no perfil de um solo, influenciado pela planta, fontes e métodos de aplicação de adubos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 9.
- Scherer, E. E., Nesi, C. N. & Massotti, Z. (2010). Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de santa catarina. *Revista brasileira de ciência do solo*, 34(4), 1375-1383. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832010000400034>
- Seganfredo, M. A. (2000). *A questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo*. Concórdia: Embrapa, Circular Técnica, 22. 35 p.
- Silva, H. L. C., Barros, R. M., Santos, I. F. S., Lora, E. E. S., Alcântara, M. A. K. & Andrade, R. V. (2022). Uma revisão dos sistemas agroindustriais da suinocultura brasileira: impactos ambientais e processos de digestão anaeróbia aplicados com aditivos minerais. *Research, Society and Development*, 11(1), p. e6811121720. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i1.21720>
- Teixeira, P. C., Donagemma, G. K., Fontana, A. & Teixeira, W. G. (2017). *Manual de métodos de análise de solos*. 3 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 574 p.
- Ventura, B. S., Loss, A., Comin, J. J., Sepulveda, C. M., Lovato, P. E. & Brunetto, G. (2020). Carbon, nitrogen and granulometric fractions in biogenic and physiogenic aggregates of a soil with a history of 10-years of successive swine waste applications. *Research, Society and Development*, 9(10), p. e5139108776. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i10.8776>